



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**DETERMINACIÓN DE LA ESTRUCTURA TRÓFICA
DE REFUGIOS EXPERIMENTALES
EN XOCHIMILCO, MÉXICO.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
(LIMNOLOGÍA)**

PRESENTA:

ARMANDO TOVAR GARZA

TUTOR: DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ

Instituto de Biología

COMITÉ TUTOR:

Dr. Alfonso Lugo Vázquez. F.E.S. Iztacala

Dr. Gerardo Pérez Ponce de León. Instituto de Biología

Dr. Fernando Álvarez Noguera. Instituto de Biología

Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia. F.E.S. Iztacala

MÉXICO, D.F. SEPTIEMBRE, 2014.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Confía en el tiempo, que suele dar dulces salidas a muchas amargas dificultades.

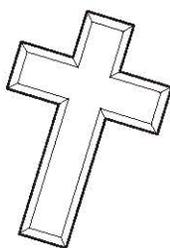
Miguel de Cervantes

DEDICATORIAS PERSONALES

A mi Abuelito.

(Manuel Garza León)

Sé que sigues presente y guías mis pasos desde allí arriba.
La huella que has dejado en mí y de la que tan orgulloso me siento,
hace que siempre te note muy cerca, como una parte más de mi ser.

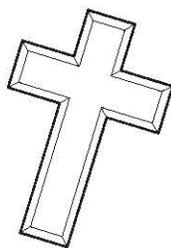


(1940-2000)

A mi Abuelita.

(Carmen Ortiz Ramírez)

Quien siempre fue una persona que dedicó cada momento
de su vida al bienestar de su familia. Y que sobre todo nos dio muestra de
lo que representa ser una mujer con carácter y determinación.



(1915-2003)

A mi mamá
(Carmen Garza Olguín)

A la persona más maravillosa y a la que agradezco que me haya permitido compartir toda mi vida en sus brazos, y que puede estar tranquila de saber que todos los valores que me transmitió y arraigo en mi ser, siempre los utilizaré para ser cada día mejor persona, dedico esta canción y la presente tesis.

Ella es mucho mucho mas que amiga mía
se parece más a mí que el mismo yo
ella calienta mi motor cuándo se enfría
y me levanta cuándo caigo de dolor

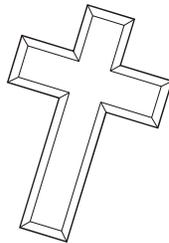
Ella no hace nada más ni nada menos,
que quererme exactamente como soy
y acompañarme desde lejos,, y darme valor
eso no es amor, es mucho más que amor

Es mi madre...
la mujer que dio por mí su propia sangre
y me parió sin miedo, es mi madre
esa mujer que me aceptó sin conocerme
y sólo verme me adoró
eso es mucho más que todo
eso es mucho más que amor

Ella sabe dónde estoy, aunque me esconda
y me deja ser tan libre, como soy...
hace que calle cuándo quiere que responda
y me responde solo cuándo quiero yo
a veces pienso que la quiero y otras veces no
eso no es amor es mucho más que amor

Es mi madre ...

Tú... Descansa en paz mi pequita, Yo... siempre te amaré.



(1961- 2014).

A mi familia.

Dedico mi trabajo a todos y cada uno de los integrantes de mi familia empezando por mi abuelita Marina a quien le debo muchas enseñanzas y buenos deseos.

A mis tíos Enrique, Alfredo, Jorge, Paty y Yadira por ser un excelente ejemplo a seguir.

A mis primos Jonathan, Joselyn, Jonathan, Yair, Donovan, Paola, Violeta, Fabiola y Jorge por hacerme divertido y ameno el día a día.

A mis hermanos Ulises y Adrián por ser parte fundamental para que este trabajo pudiera ser culminado y porque juntos hemos aprendido que la unión familiar es la mejor opción para salir adelante en los momentos más complicados.

Agradecimientos Institucionales

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme las herramientas académicas e institucionales para desarrollar mi tesis de maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca concedida para poder enfocarme completamente en la realización de este trabajo.

Al Laboratorio de Restauración Ecológica del Instituto de Biología, UNAM por darme asilo académico y proporcionar el material y equipo para completar mi trabajo.

A los miembros de mi comité tutorial:

Dr. Alfonso Lugo Vázquez

Dr. Gerardo Pérez Ponce de León

Dr. Fernando Álvarez Noguera

Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia

Por sus valiosas sugerencias y comentarios que siempre estuvieron enfocados en la mejora del trabajo y sobre todo por brindarme su amistad.

A la gente de Xochimilco especialmente al Sr. Anastasio Santana (Don Chope), un hombre que cree en el valor de la tierra y se ha comprometido con la ciencia, gracias por prestarnos su chinampa y darnos albergue. A Roberto Altamirano por enseñarnos tantas cosas del lugar donde vive, contarnos historias increíbles y ayudarnos en cada etapa.

Agradecimientos Personales

Al Dr. Luis Zambrano González por la dirección de este trabajo de tesis, por el tiempo que le dedicó a cada una de mis asesorías y sobre todo por modificar de manera positiva mi forma de pensar y de actuar.

A los miembros del Laboratorio de Restauración Ecológica no importando la generación, fueron excelentes compañeros como Hugo, Vicky, Daniel, Criss, Homán, Yair, Leo, Martha, Nuria, Gemma, Tona, Perla, Claudia, Inari, Itzel, Carlos, Rodrigo, Daniel, Rodrigo, etc.

Agradezco la ayuda que me brindaron todas aquellas personas que por el simple hecho de ser camaradas y de tener un compromiso social con el axolote, fueron a trabajar y colaborar a los refugios no importando el intenso calor o el duro frío que se sintiera, entre ellos están José Cuitlahuac, Carolina, Rodrigo, Diego, Elsa, Felicia, Mónica, Ricardo, Homán, Julio, Yair, Fernando, Sophie, Horacio, Don Chope, Roberto, Teo, Alex, etc., gracias a todos.

En especial:

A Maya por ser parte fundamental de esta tesis, gracias por tu incondicional ayuda, consejos, amistad y paciencia.

A Ángel Merlo a quien considero más que un amigo y que fue responsable de un sin número de momentos agradables.

A Elsa Valiente por darme las herramientas necesarias para desarrollarme en el tema de refugios.

A Teo por darme consejos valiosos y por darle un enfoque muy interesante a la tesis.

A Fernando Tapia que estando soltero en aquellos tiempos compartimos momentos muy agradables.

A Julio Díaz por estar siempre dispuesto a colaborar y a brindarme su amistad.

A Horacio por ser una excelente persona y por permitirme aprender y madurar a través de nuestras maravillosas charlas.

Así como a mis compañeros y colegas, agradezco su amistad, amabilidad, cooperación y todas las atenciones que han tenido hacia mi persona.

Gracias

ÍNDICE

Pág.

Resumen	i
1. Introducción	1
1.1. <i>La estructura trófica de un sistema acuático</i>	2
1.2. <i>Isótopos estables como herramienta para comprender la estructura trófica</i>	3
1.3. <i>Refugios como herramientas de restauración.</i>	5
2. Hipótesis	6
3. Objetivos	6
3.1. <i>Objetivo General</i>	6
3.2. <i>Objetivos específicos</i>	6
4. Descripción del Área de Estudio	7
5. Materiales y Método	8
5.1. <i>Regionalización de los canales de la zona lacustre de Xochimilco</i>	8
5.2. <i>Descripción de cada una de las zonas</i>	9
5.3. <i>Ubicación de los Refugios</i>	9
5.4. Descripción de los refugios	12
5.4.1. <i>Refugio Santana</i>	12
5.4.2. <i>Refugio UNAM</i>	12
5.4.3. <i>Refugio Isla de las Muñecas</i>	13
5.4.4. <i>Refugio Tezhuilo</i>	14
5.5. Especies de Estudio	15
5.5.1. <i>Axolote de Xochimilco (Ambystoma mexicanum)</i>	15
5.5.2. <i>Charal (Menidia jordani) (Woolman, 1894)</i>	16
5.5.3. <i>Acocil (Cambarellus montezumae)</i>	17
5.6. Monitoreo de los refugios	18
5.6.1. <i>Mantenimiento de los refugios</i>	19
5.6.2. <i>Colecta de acociles y charales para siembras</i>	20
5.6.3. <i>Siembra de axolotes (Ambystoma mexicanum)</i>	21
5.7. Colecta y análisis de firmas isotópicas	21
5.8. Análisis de datos	22
5.8.1. <i>Parámetros fisicoquímicos y limnológicos del agua</i>	22
5.8.2. <i>Abundancia de zooplancton</i>	23
5.8.3. <i>Firmas isotópicas</i>	23

6. Resultados	24
6.1. <i>Parámetros fisicoquímicos</i>	24
6.1.1. <i>pH</i>	24
6.1.2. <i>Temperatura</i>	26
6.1.3. <i>Conductividad</i>	27
6.1.4. <i>Oxígeno disuelto</i>	29
6.1.5. <i>Transparencia del agua</i>	31
6.2. Nutrientes	33
6.2.1. <i>Fósforo total</i>	33
6.2.2. <i>Nitrógeno como Nitratos</i>	34
6.2.3. <i>Amonio</i>	35
6.3. Colecta de acociles y charales	36
6.4. Zooplancton	37
6.4.1. <i>Refugio UNAM</i>	37
6.4.2. <i>Refugio Santana</i>	38
6.5. Insectos e invertebrados	40
6.6. Colecta de axolotes	40
6.7. Isótopos estables	41
7. Discusión	44
7.1. <i>Caracterización de los refugios</i>	44
7.2. <i>Estructura trófica</i>	47
7.3. <i>Refugios como herramientas de conservación</i>	49
8. Conclusiones	51
9. Referencias Bibliográficas	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1. Polígono que conforma el ANP con una extensión de 2,657 hectáreas	7
2. Regionalización de los canales de la zona lacustre de Xochimilco. Zonas: A. Chinampera; B. Urbana; C. Turística; D. Chinampera-Urbana; E. Parque; F. Pista. (Contreras, 2006).	8
3. Ubicación del refugio “Santana”.	10
4. Ubicación del refugio “Isla de las Muñecas”.	10
5. Imagen del refugio “Tezhuilo”.	11
6. Imagen del Refugio “UNAM”.	11
7. Mapa de ubicación de los cuatro refugios	11
8. Representación esquemática del Refugio “Santana” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles)	12
9. Representación esquemática del Refugio “UNAM” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles)	13
10. Representación esquemática del Refugio “Muñecas” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles)	14
11. Representación esquemática del Refugio “Tezhuilo” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles)	15
12. Axolote (<i>Ambystoma mexicanum</i>). Tomada de (AP) Animal Planet.	16
13. Charal (<i>Menidia jordani</i>)	17
14. Acocil (<i>Cambarellus montezumae</i>) (Moctezuma, 1996).	18
15. Dinámica del pH dentro y fuera de cada refugio a través de un año de muestreo	25
16. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de pH en los cuatro refugios	25

17. Dinámica de la temperatura dentro y fuera en los cuatro refugios a través de un año de muestreo	27
18. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de temperatura en los cuatro refugios	27
19. Comportamiento de la conductividad dentro y fuera en los cuatro refugios a través de un año de muestreo	28
20. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de conductividad en los cuatro refugios	29
21. Dinámica del oxígeno disuelto dentro y fuera en los cuatro refugios durante un año de muestreo	30
22. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de oxígeno disuelto en los cuatro refugios.	31
23. Dinámica de la transparencia del agua dentro y fuera en los cuatro refugios durante un año de muestreo	32
24. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de transparencia en los cuatro refugios	32
25. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de fósforo en los cuatro refugios.	34
26. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de nitratos en los cuatro refugios	35
27. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de amonio en los cuatro refugios	36
28. Distribución de los puntos de muestreo en los canales en los que se realizaron capturas de acociles y charales (círculos amarillos). Distribución de los puntos de muestreo en los canales en los que no hubo presencia de acociles y charales (círculos blancos)	37
29. Comparación de las densidades promedio de cladóceros y copépodos dentro y fuera del refugio UNAM	38
30. Comparación de las densidades promedio de ostrácodos, rotíferos y anfípodos dentro y fuera del refugio UNAM.	38

31. Comparación de las densidades promedio de cladóceros y copépodos dentro y fuera del refugio. 39
32. Comparación de las densidades promedio de ostrácodos, rotíferos y Anfípodos dentro y fuera del refugio. 39
33. Estructura trófica del refugio Santana empleando cada uno de los componentes tróficos analizados . La desviación estándar de los valores promedio está representada por las líneas cruzadas en cada punto 42
34. Estructura trófica del refugio UNAM empleando cada uno de los componentes tróficos analizados. La desviación estándar de los valores promedio está representada por las líneas cruzadas en cada punto 43
35. Firmas isotópicas de los organismos colectados en los refugios UNAM y Santana. a) $\delta^{13}\text{C}$ y b) $\delta^{15}\text{N}$ 43

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro	Página
1. Ubicación georeferenciada, zonificación y medidas físicas de los cuatro refugios utilizados en el presente estudio 9
2. Mediciones realizadas en cada uno de los refugios 19
3. Valores observados de pH dentro y fuera de los refugios 24
4. Valores observados de temperatura dentro y fuera de los refugios 26
5. Valores observados de conductividad dentro y fuera de los refugios 28
6. Valores observados de oxígeno disuelto dentro y fuera de los refugios 29
7. Valores observados de transparencia dentro y fuera de los refugios 31
8. Valores observados de fósforo dentro y fuera de los refugios 33
9. Valores observados de nitrógeno como nitratos dentro y fuera de los refugios 34
10. Valores observados de amonio dentro y fuera de los refugios 35
11. Número de muestreos, coordenadas y número de lances realizados para la captura de charales y acociles en los diferentes canales 36
12. Invertebrados presentes en los refugios Santana y UNAM 40
13. Características morfométricas de los axolotes sembrados en el refugio Santana 40
14. Características morfológicas de los axolotes sembrados en el refugio UNAM 41

Resumen

Actualmente, cerca de 13 millones de humedales distribuidos en todo el mundo se encuentran en riesgo de extinción debido a la constante modificación del hábitat originada por los altos índices de urbanización asociados a dichos ecosistemas. Por su parte, el humedal de Xochimilco ha sufrido el efecto de las actividades humanas desde hace más de 1000 años y hoy en día la contaminación del agua, la pérdida de superficie y la introducción de especies son los principales causantes de su deterioro ambiental. Una herramienta para evaluar la magnitud de las perturbaciones en los ecosistemas es el conocimiento del flujo de energía a través de las redes tróficas, lo cual permite implementar acciones que mitiguen el efecto de las especies exóticas y coadyuven a la restitución de las poblaciones nativas. El presente trabajo busca conocer la estructura trófica de un microsistema semi-natural (refugio) que se encuentra aislado de las especies exóticas de peces (tilapia y carpa) y a partir de esto, evaluar la perturbación que la estructura presenta, particularmente respecto a la posición trófica de las especies nativas como el axolote (*Ambystoma mexicanum*), el acocil (*Cambarellus montezumae*) y el charal (*Menidia jordani*). Los refugios son apantles entre las chinampas que han sido aislados del sistema por medio de barreras físicas semipermeables. Los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran que éstos pueden ayudar a mejorar las propiedades fisicoquímicas del agua como transparencia y oxígeno disuelto. Igualmente, en los refugios se observaron mejores condiciones biológicas expresadas en una mayor diversidad de organismos y por lo tanto, una red trófica más compleja así como mayor cantidad de alimento disponible. Además, los resultados mostraron que dentro de los refugios, los charales y acociles presentaron una posición trófica alta característica de organismos depredadores, la cual está dada por sus firmas isotópicas enriquecidas por la ruta pelágica fitoplancton-zooplancton. Por su parte, la posición trófica del axolote ($\delta^{13}\text{C} -22.59 \pm 2.20\%$, $\delta^{15}\text{N} 14.60 \pm 1.59\%$) no fue coincidente con la biología de la especie, ya que se ubicó por debajo de sus presas naturales (acocil y charal) indicando que su fuente de alimento dentro de los refugios proviene de otras presas de menor firma isotópica.

Palabras clave: *restauración, axolote, acocil, charal, Xochimilco, estructura trófica, refugios.*

1. Introducción

Las civilizaciones humanas se han asentado en la proximidad de los cuerpos de agua desde sus orígenes, logrando aprovechar los diversos y cuantiosos recursos naturales que éstos les proporcionan. Debido a esta interacción, los sistemas acuáticos sufren los efectos negativos del continuo crecimiento urbano manifestados principalmente en la reducción de la calidad de agua, la alteración del ciclo hidrológico, la pérdida de hábitat y la introducción de especies, lo cual altera sus características físicas, hidrológicas y biológicas y vuelve urgente la evaluación de dichas perturbaciones para contrarrestar sus efectos (Rojas-Rábiela, 1991; Scheffer, 2003; Vander-Zanden, 2007). En el mundo existen entre 5 y 13 millones de km² de humedales y se calcula que cerca de la mitad se están perdiendo (Finlayson *et al.*, 1999). Particularmente, los humedales son ecosistemas muy sensibles a la perturbación, ubicándose a la urbanización y la degradación por actividades agrícolas como los principales factores que provocan su destrucción a nivel mundial (Rubbo y Kiesecker, 2005). Debido a esto, organismos internacionales han surgido para promover la conservación de dichos ecosistemas. Actualmente, la Convención Ramsar ayuda a 144 países a proteger sus humedales de mayor importancia y con esto conservar los servicios ecosistémicos que éstos aportan, entre los que se encuentran el mejoramiento de la calidad del agua y el secuestro de carbono, además de que son controladores de inundaciones y albergan una gran de biodiversidad de organismos (Zedler y Kercher, 2005).

La perturbación del humedal de Xochimilco data de tiempos de los aztecas, cuando el régimen hídrico natural fue alterado por la construcción de chinampas dando lugar a una gran red de canales primarios y secundarios (acalotes y apantles respectivamente) limitados por islas de tierra. Posteriormente, a principios del siglo XX el incremento en la demanda de agua de la creciente mancha urbana provocó que se canalizaran los manantiales del humedal hasta que prácticamente llegaron a sequedad (Rojas-Rábiela, 1991).

Desde entonces, el agua de Xochimilco fue reemplazada por agua tratada proveniente de plantas que recopilan el agua desechada de toda la urbe, ocasionando la contaminación y eutrofización del sistema (Onofre, 2005). Sumado a esto, a partir de 1955 se introdujeron al sistema diversas especies de peces, entre ellas la lobina (*Micropterus salmoides*), la trucha (*Salmo gairdneri* y *Salvelinus fontinalis*), el pez espada (*Xiphophorus helleri*), la carpa (*Cyprinus carpio*) y la tilapia (*Oreochromis niloticus*), éstas dos últimas como parte de un programa federal cuyo fin fue promover la integración de ejidatarios, comuneros y pequeños propietarios, en unidades de producción para la obtención y comercialización de un producto de alto rendimiento económico (GODF, 2006).

Sin embargo, por las cualidades biológicas de la carpa y la tilapia, tales como presentar un intervalo amplio de tolerancia a las variaciones de la calidad del agua y tener hábitos alimenticios generalistas, ambas especies invasoras se volvieron rápidamente abundantes causando un impacto ecológico negativo en el humedal, alterando la red trófica y desplazando a las especies nativas al competir por los nichos alimenticios y reproductivos (Zambrano *et al.*, 1999).

Particularmente, la tilapia consume los huevos de las especies nativas, deslava las paredes de las chinampas y depreda vorazmente la vegetación acuática presente en el sistema, mientras que la carpa disminuye considerablemente las comunidades zooplanctónicas y bentónicas, debilita las raíces de las macrófitas y resuspende los sedimentos incrementando la turbidez del agua y modificando los ciclos de los nutrientes (Brewkelaar *et al.*, 1994; Zambrano *et al.*, 1999; Canonico *et al.*, 2005). De esta forma, las poblaciones de especies nativas como el axolote, el charal y el acocil disminuyen en correlación con el aumento en la abundancia de las especies de peces introducidas.

1.1 La estructura trófica de un sistema acuático

Las redes tróficas son definidas como “una representación del flujo de materia y energía entre los organismos que resulta cuando un organismo come otro organismo vivo o partes de él, y en las que algunas veces se incorporan los flujos entre los organismos y lo abiótico (Cohen *et al.*, 1993). Dependen del flujo de nutrientes a través del alimento y consumidores, y pueden estar ligadas entre uno o más ecosistemas (Polis *et al.*, 1996; Polis y Strong, 1996). Todas las redes tróficas poseen dos fuentes de energía de acuerdo al lugar de donde ésta proviene, pudiendo ser producida en el mismo sistema (autóctona) o en otros sistemas (alóctona).

En ecosistemas donde las especies consumen prioritariamente recursos autóctonos, niveles bajos de introducción de material alóctono pueden llegar a estabilizar las redes tróficas (Huxel y McCann, 1998), mientras que la entrada de grandes cantidades de material alóctono y/o cambios continuos en la incorporación de nutrientes, provocan cambios estructurales discontinuos que llevan a la aparición de especies dominantes, al reemplazo de especies o a la pérdida de una o más especies (De Angelis *et al.*, 1989; Huxel y McCann, 1998). De esta manera, conocer la estructura y dinámica de las redes tróficas resulta fundamental para entender el flujo de materia a través del ecosistema y la estabilidad del mismo, permitiendo implementar acciones de restauración efectivas como controlar el flujo energético en ecosistemas altamente eutrofizados, mitigar el efecto de las especies exóticas y restituir las poblaciones de especies nativas (Winemiller y Polis, 1996; Vander Zanden *et al.*, 2003; Melian y Bascompte, 2004).

Por su parte, los cambios en los sistemas después de la introducción de especies exóticas pueden llegar a ser perceptibles hasta mediano y largo plazo mediante la acumulación de efectos indirectos, dando lugar a cambios aun más espectaculares que los registrados a corto plazo (Zambrano *et al.*, 1999). Se considera que las especies generalistas invaden con mayor facilidad redes alimenticias simples, mientras que los especialistas están más capacitados para invadir redes complejas (Smith y Smith, 2000). A su vez, la eliminación de un depredador tope puede tener un efecto importante sobre la red trófica si sus presas son generalistas, produciendo una gran pérdida de especies en los niveles tróficos inferiores. Además, la dinámica en un ecosistema acuático se verá más afectada por cambios en la comunidad de peces. Si existe una gran cantidad de peces zooplanctívoros la cantidad de zooplancton disminuirá limitando la transferencia de nutrientes hacia niveles tróficos superiores, originando además una sobrepoblación de microalgas, lo cual a su vez disminuye la transparencia y limita el crecimiento de macrofitas indispensables como zonas de alimentación y crianza de una gran diversidad de organismos acuáticos (Bronmark y Weisner, 1992; Carpenter *et al.*, 1999).

1.2 Isótopos estables como herramienta para comprender la estructura trófica

En los ecosistemas acuáticos y terrestres se encuentran isótopos que pueden ser estables o radiactivos. Los isótopos estables más utilizados son los correspondientes a los elementos ligeros (hidrógeno, carbono, nitrógeno y oxígeno), que son precisamente los más abundantes en la naturaleza. Estos elementos se caracterizan por presentar las mayores variaciones naturales en sus relaciones isotópicas (ratio de abundancia entre isótopo pesado y ligero) como consecuencia de ser los que sufren mayores fraccionamientos isotópicos en una amplia gama de procesos fisicoquímicos. Los isótopos menos pesados (los que tienen menor número de neutrones en el núcleo) son los que se utilizan en la mayoría de las reacciones biogeoquímicas, por lo que serán los isótopos pesados los que permanezcan en las estructuras de los organismos. En las interacciones tróficas en las que un organismo se alimenta de otro, el consumidor es isotópicamente más pesado que su fuente de comida (Eggers y Helfin-Jones, 2000). En el estudio de redes alimenticias y niveles tróficos, la técnica de isótopos estables ha sido ampliamente aplicada ya que permite una medición continua de la posición trófica, considerando no sólo la asimilación del flujo de energía (o masa) a través de todas las diversas vías tróficas que llevan a un organismo, sino además evalúan las interacciones complejas como la omnivoría trófica (Peterson y Fry, 1987; VanderZanden *et al.*, 1999b; Post, 2002).

Los principales elementos utilizados en el análisis de isótopos estables para la investigación ecológica son carbono, nitrógeno y azufre. La proporción de los isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) puede ser usada para estimar la posición trófica debido a que el $\delta^{15}\text{N}$ de un consumidor se enriquece típicamente en un 3-4 ‰ relativo a su dieta (Minagawa y Wada, 1984). En contraste, la proporción de isótopos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) cambia poco (0.5 - 1‰) conforme el carbono se mueve a través de las redes alimenticias por lo que se utiliza para conocer la fuente alimenticia, es decir, evalúa fuentes lejanas de carbono cuando la huella isotópica de las fuentes son diferentes (DeNiro y Epstein, 1978; Minagawa y Wada, 1984; Peterson y Fry, 1987; Gannes *et al.*, 1997). Por ejemplo, en un sistema de canales como Xochimilco, no degradado, esperaríamos un valor de $\delta^{13}\text{C}$ diferente entre organismos que se alimentan en la zona litoral (carbono muy ligado al sistema terrestre), en la zona pelágica (carbono procedente de fitoplancton y zooplancton) y aquellos que lo hacen en la zona bentónica (carbono que ha pasado por procesos de reciclaje de nutrientes en sedimento). El carbono existe principalmente como ^{12}C (98.89%) y una pequeña fracción (1.11%), como ^{13}C ; en el nitrógeno la forma más abundante se encuentra como ^{14}N (99.64%) y la menos abundante como ^{15}N (0.36%) (O'Leary, 1981). Para la medición de los isótopos estables se utiliza la espectrometría de masas, donde la proporción de isótopos obtenida en la muestra se contrasta contra los estándares internacionales, que son la PDB (belemnita de la formación Pee Dee de Carolina del Sur) para el carbono, y el nitrógeno atmosférico (Jardine *et al.*, 2003).

El resultado se obtiene mediante la fórmula:

$$\delta_x = \left(\frac{R_x - R_{std}}{R_{std}} \right) \text{‰ (en tantos por mil)}$$

Donde R_x es la relación molar entre el isótopo pesado y el ligero en la muestra y R_{std} es la referencia o patrón. Conviene aquí destacar una fórmula útil que transforma cualquier relación isotópica expresada en δ ‰ en abundancia (%) (Peterson y Fry, 1987):

$$A = \frac{100}{\frac{1}{\left[\frac{\delta}{1000} + 1 \right] R_{std}} + 1} \text{ atomos \%}$$

Un valor más positivo de δ_x para el nitrógeno o menos negativo para el carbono, significa que la muestra tiene más isótopos pesados que el estándar.

Por ejemplo, en el caso de los isótopos de carbono, la proporción de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del estándar PDB es igual a 0.01124 y la materia orgánica esta invariablemente disminuida en ^{13}C en comparación con el estándar, por lo que los valores isotópicos de las muestras de los materiales orgánicos serán siempre negativos. Una cifra menos negativa significa que es más rica o más pesada en ^{13}C (O'Leary, 1981). El fraccionamiento de los isótopos varía por diversos factores como la temperatura, la presión y el tipo de tejido donde se lleva a cabo el proceso biológico. En órganos como el corazón, el hígado y los órganos reproductores, los lípidos se concentran dando lecturas diferentes en la proporción de isótopos con respecto a otros tejidos como el músculo, donde la concentración de lípidos es mínima. A su vez, el fraccionamiento de carbono es diferente durante la formación de distintos tipos de tejidos (pelo > cerebro > musculo > hígado > adiposo) (Jardine, 2003). Por ejemplo, en almejas y caracoles el tejido suave refleja la firma isotópica del carbono en sus dietas, mientras que su concha refleja el valor isotópico del carbono inorgánico, puesto que su base biológica es un precipitado a base de carbonatos (Post, 2002).

1.3 Refugios como herramientas de restauración.

En respuesta a las pérdidas de superficie y a la importancia de los humedales en términos ecológicos y sociales, su restauración y rehabilitación es una prioridad en muchos lugares (Streever, 1999).

Diversos factores se pueden manipular para lograr la restauración o la rehabilitación de un humedal y las acciones a seguir dependerán de la magnitud de la degradación en términos del régimen hídrico, la concentración de químicos y nutrientes en el agua, el aporte de sedimentos y la suspensión de partículas orgánicas, y la modificación en la estructura trófica.

En un principio, se busca restaurar la dinámica hídrica natural para disminuir la afectación a la composición florística y a su calidad como hábitat para la fauna, así como controlar los aportes de nutrientes y sedimentos ocasionados por el incremento de las tasas de erosión y de la escorrentía dadas por la pérdida de cobertura vegetal (Wilcox y Whillans, 1999; Álvarez-Cobelas *et al.*, 2001; Werner y Zedler, 2002; Callaway y Zedler, 2004).

En Xochimilco, el régimen hídrico natural ha sido modificado drásticamente por lo que la estructura y función del ecosistema están dadas por la calidad del agua que recibe de las plantas de tratamiento y de las descargas directas de la zona urbana. Pese a esto, mediante la creación de refugios se pueden rehabilitar las condiciones fisicoquímicas que permitan el establecimiento de las poblaciones de especies nativas sin la presión de las especies invasoras (Valiente *et al.*, 2010).

Sin embargo, como parte de la rehabilitación del hábitat, es fundamental evaluar si las características biológicas se pueden restaurar para lo cual, las teorías de dinámica trófica control ascendente/descendente (generación de nutrientes y energía desde la base de la cadena trófica / cascada trófica de procesos de depredación selectiva que comienzan en el tope de la cadena trófica), pueden ser utilizadas y así asegurar su éxito como herramienta de restauración de especies nativas (Carpenter y Kitchell, 1993). Por otra parte, comprender las relaciones depredador-presa permite conocer el efecto de las especies exóticas en el sistema y ayuda a explicar el tipo de interacción existente entre dos o más especies, pudiendo ésta ser de tipo trófico (si existen cambios en la abundancia de determinada(s) especie(s) a lo largo de la cadena trófica), conductual, o química (en las que se afecta la conducta y la respuesta mediada por agentes químicos, pero no la abundancia) (Miller y Kerfoot, 1987).

2. Hipótesis

- Si las especies exóticas afectan negativamente la calidad del agua y modifican la estructura de la red trófica de los canales de Xochimilco, entonces los refugios presentarán una mejor calidad del agua y habrá diferencias en las firmas isotópicas de las poblaciones de las especies de los refugios respecto a las de los canales de Xochimilco.

3. Objetivos

3.1. General.

Determinar la estructura de la red trófica de las especies nativas dentro de refugios experimentales en Xochimilco.

3.2. Específicos.

- Caracterizar las propiedades fisicoquímicas y limnéticas dentro y fuera de los refugios.
- Ubicar y referenciar sitios en los que aun habiten actualmente dos de las especies de estudio, *Cambarellus montezumae* y *Menidia jordani*.
- Determinar las firmas isotópicas de las especies presentes dentro de los refugios e identificar sus niveles tróficos.

5. MATERIALES Y MÉTODO

5.1. Regionalización de los canales de la zona lacustre de Xochimilco.

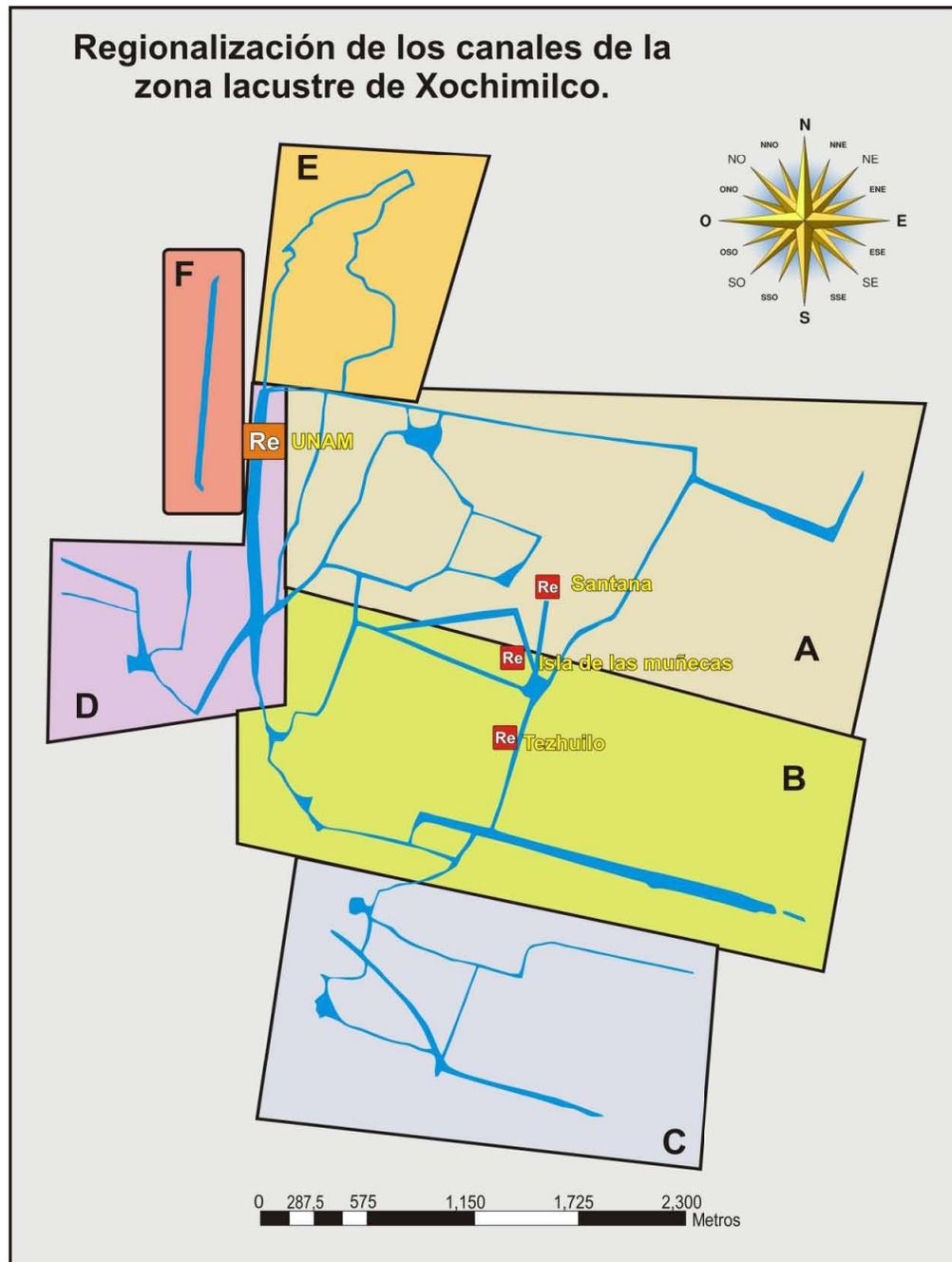


Figura 2. Regionalización de los canales de la zona lacustre de Xochimilco. Zonas: A. Chinampera; B. Urbana; C. Turística; D. Chinampera-Urbana; E. Parque; F. Pista. (Contreras, 2006).

5.2. Descripción de cada una de las zonas.

Zona chinampera (A).- Es la zona donde el uso de suelo está relacionado con la agricultura a través de chinampas y con la ganadería. Prácticamente no existen zonas urbanizadas.

Zona urbana (B).- En esta zona existe una importante urbanización aunque en algunas partes aun se lleva a cabo la chinampería y existen algunas chinampas convertidas en invernaderos.

Zona turística (C).- Zona completamente urbanizada y donde las principales actividades son el turismo y el cultivo de flores y hortalizas a través de invernaderos.

Zona chinampera/urbana (D).- Zona donde aun se practica la chinampería como actividad principal pero a diferencia de la zona A, presenta zonas urbanizadas y algunas chinampas se encuentran abandonadas.

Zona parque (E).- En esta zona se incluye únicamente el humedal perteneciente al Parque Ecológico Xochimilco (PEX). En la parte norte del humedal existe una entrada de agua proveniente de la planta de tratamiento “Cerro de la estrella” la cual es una de las principales fuentes de abastecimiento de agua del área. El humedal se conecta con el resto de Xochimilco a través del canal de Cuemanco.

Zona pista (F).- Esta zona está conformada por el resto de Xochimilco y el nivel del agua de la pista es mantenido a través de agua de pipas proveniente de plantas de tratamiento de aguas residuales.

5.3. Ubicación de los refugios

Los canales estudiados y modificados para funcionar como refugios se ubicaron en tres diferentes zonas y presentaron características físicas y biológicas representativas del tipo de uso de suelo del área de ubicación (Cuadro 1).

Cuadro 1. Ubicación georeferenciada, zonificación y medidas físicas de los cuatro refugios utilizados en el presente estudio.

REFUGIO	UTM		ZONA	No. Lados	MEDIDAS FÍSICAS		
	Huso	Este X : Norte Y			Largo (m)	Ancho (m)	Profundidad (m)
SANTANA	14T 490842	2131123	A	LADO A	40	1.7	1.7
	14T 490822	2131133					
MUÑECAS	14T 490740	2131015	B	LADO A	31	1.3	1.8
	14T 490740	2131027		LADO B	23	1.3	1.8
TEZHUILO	14T 490652	2130607	B	LADO A	25	1.7	2
	14T 490644	2130624		LADO B	30	1.7	2
UNAM	14T 489204	2132360	D	LADO A	40	1.8	1.4
	14T 489228	2132393		LADO B	5	2.3	1.1

El refugio Santana se ubicó en una chinampa dentro de la zona A donde el uso de suelo está enfocado en la chinampería tradicional (Figura 3). Los refugios denominados Isla de las Muñecas (Figura 4) y Tezhuilo (Figura 5) se localizaron en la zona B, donde existe un importante efecto negativo de la urbanización y la presencia de invernaderos, aunque en algunos sitios aun se lleva a cabo la chinampería tradicional. Por su parte, el refugio UNAM se localizó en la zona D donde la chinampería se mantiene como actividad principal pero a diferencia de la zona A y la zona B, hay presencia de zonas urbanizadas y sitios turísticos como el Embarcadero Cuemanco, así como un gran número de chinampas abandonadas (Figura 6). Cabe mencionar que los cuatro refugios se localizaron lejanos entre ellos, lo que permitió analizar posibles diferencias en el comportamiento fisicoquímico y limnológico del agua (Figura 7).



Figura .3. Ubicación del refugio “Santana”.



Figura .4. Ubicación del refugio “Isla de las Muñecas”.

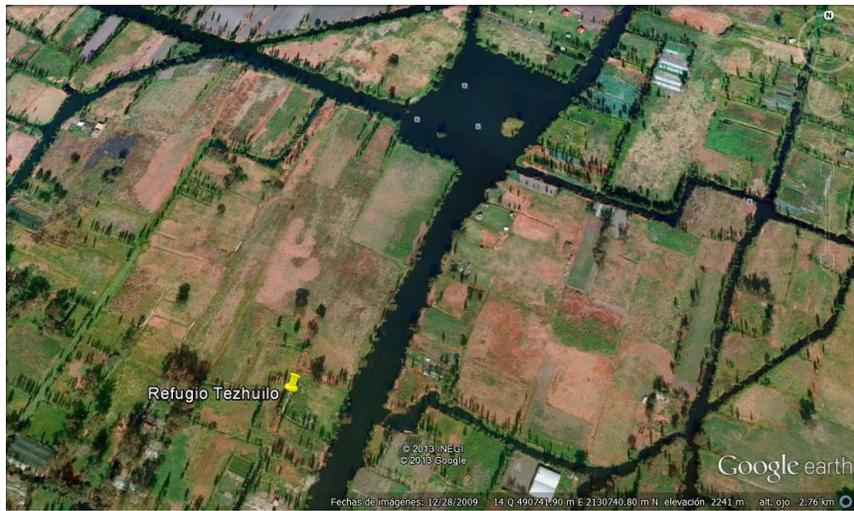


Figura .5. Imagen del refugio “Tezhuido”.



Figura .6. Imagen del Refugio “UNAM”.

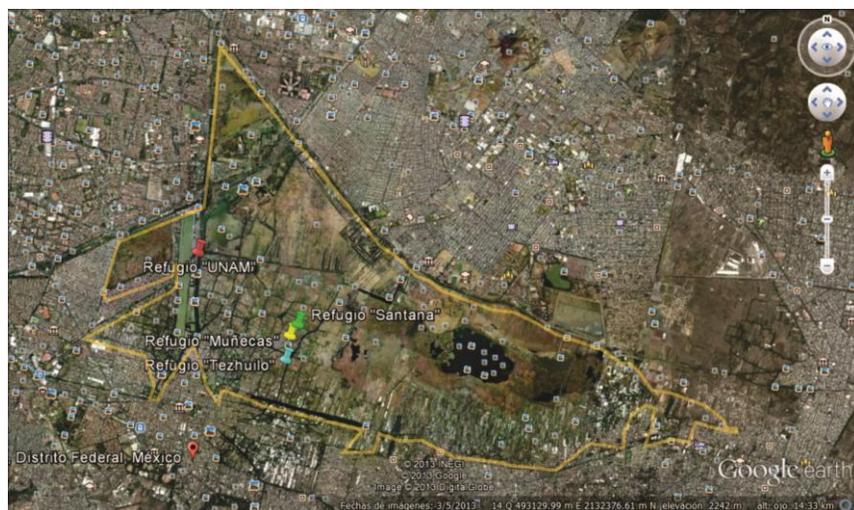


Figura .7. Mapa de ubicación de los cuatro refugios.

5.4. Descripción de los refugios

5.4.1. Refugio Santana

Se localiza en la parte norte del sistema lacustre, muy cerca del canal “Paso del Águila”, en uno de los extremos del canal primario Tezhuilo y abastecido de agua por este último. Debido a su ubicación dentro de la zona de chinampería tradicional, el agua que llega a este refugio presenta un mínimo aporte de descargas humanas y de agroquímicos, propiciando una mejor calidad de agua en la zona (Contreras, 2009). El refugio presenta una longitud de aproximadamente 42 m por 1.20 m de ancho con una profundidad promedio de 1.70 m. En el extremo derecho del refugio se colocó una malla especial para impedir la entrada de especies introducidas como la tilapia (*Oreochromis niloticus*) y la carpa (*Cyprinus carpio*). En este refugio, coexisten de manera natural especies como el ahuejote (*Salix bonplandiana*), el carrizo (*Phragmites australis*) y el shacaltule (*Schoenoplectus californicus*). Además, se realizaron siembras de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), lentejilla (*Lemna gibba*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) y ninfa (*Nymphaea mexicana*), especies que fueron utilizadas como filtros naturales ya que ayudan a mejorar la calidad del agua (Figura 8).

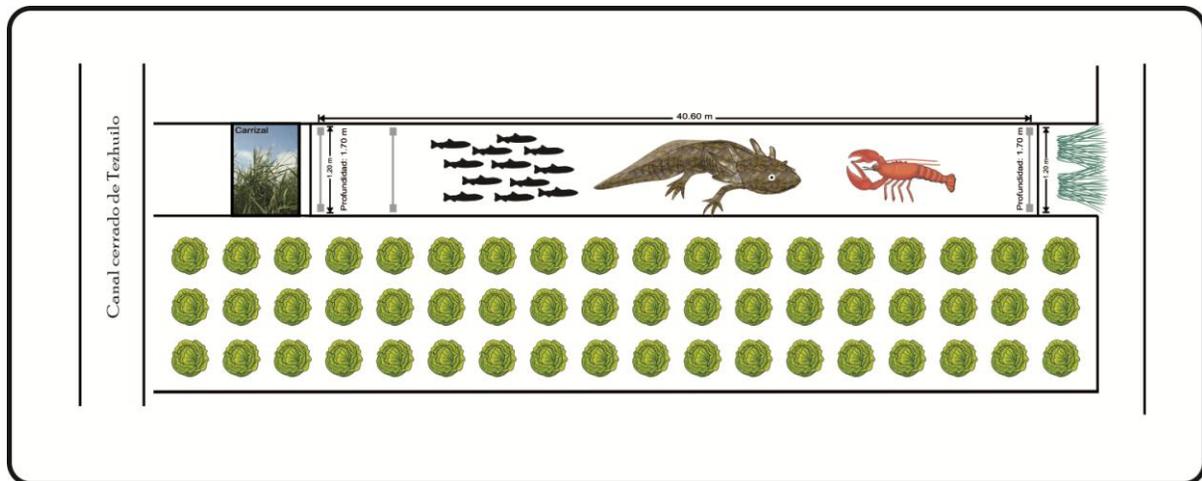


Figura 8. Representación esquemática del Refugio “Santana” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles).

5.4.2. Refugio UNAM

Localizado en la zona D se encuentra muy cerca del Embarcadero Cuemanco, lo que implica que la urbanización y las actividades turísticas disminuyen la calidad del agua debido a los aportes de contaminantes derivados de dicho uso de suelo (Contreras, 2009).

El refugio tiene una longitud aproximada de 46 m con una anchura que va de 1.70 a 2.30 m y con una profundidad promedio de 1.30 m. Es alimentado con el agua proveniente del canal de Cuemanco. En la entrada del refugio se encuentran diversas especies de plantas acuáticas como las ninfas (*Nymphaea mexicana*) y se realizaron siembras de ahuejotes (*Salix bonplandiana*), lentejilla (*Lemna gibba*), lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) y cola de zorro (*Myriophyllum aquaticum*).

La separación entre el canal principal y el refugio está dada por una línea de costales y una malla especial para impedir la entrada de especies introducidas (Figura 9).

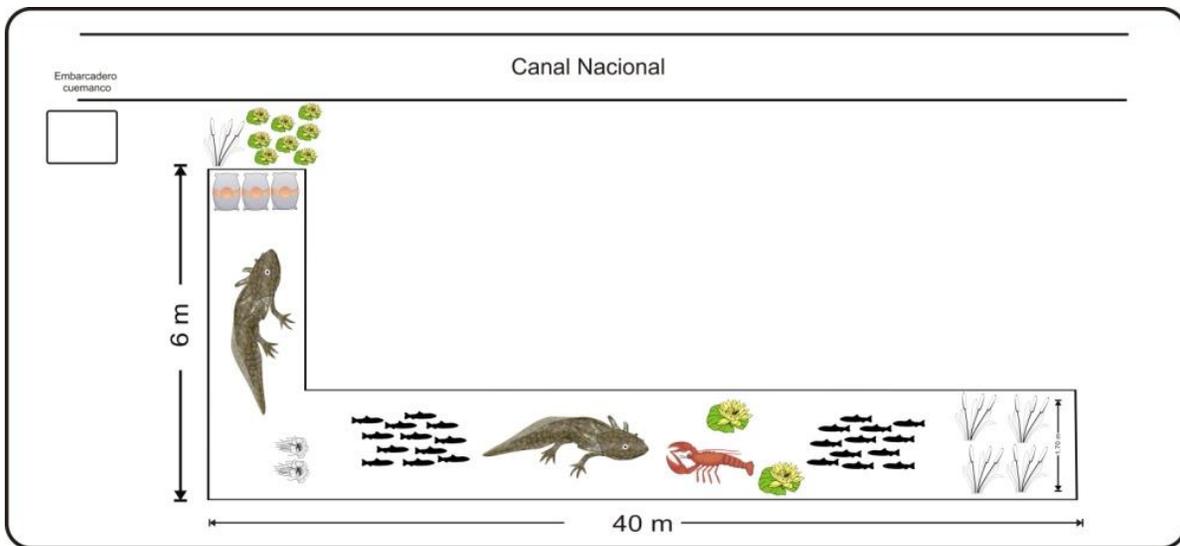


Figura 9. Representación esquemática del Refugio “UNAM” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles).

5.4.3. Refugio Isla de las Muñecas

Ubicado dentro de la zona A, lo surten los canales primarios Tezhuilo y Ampampilco. En este Refugio se encuentran presentes especies como el ahuejote (*Salix bonplandiana*) y el shacaltule (*Schoenoplectus californicus*). Igual que el resto de los refugios, se realizaron siembras de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), lentejilla (*Lemna gibba*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*). La forma del Refugio es como la de una “L”, en su lado más largo alcanza los 25 m, mientras que el otro lado tiene una longitud de 23 m; el ancho que presenta todo el canal es de 1.30 m, mientras que la profundidad es de 1.50 m con algunas variaciones no mayores a +/-10 cm. Para impedir la entrada de tilapia y carpa se colocó una costalera y una malla (Figura 10).

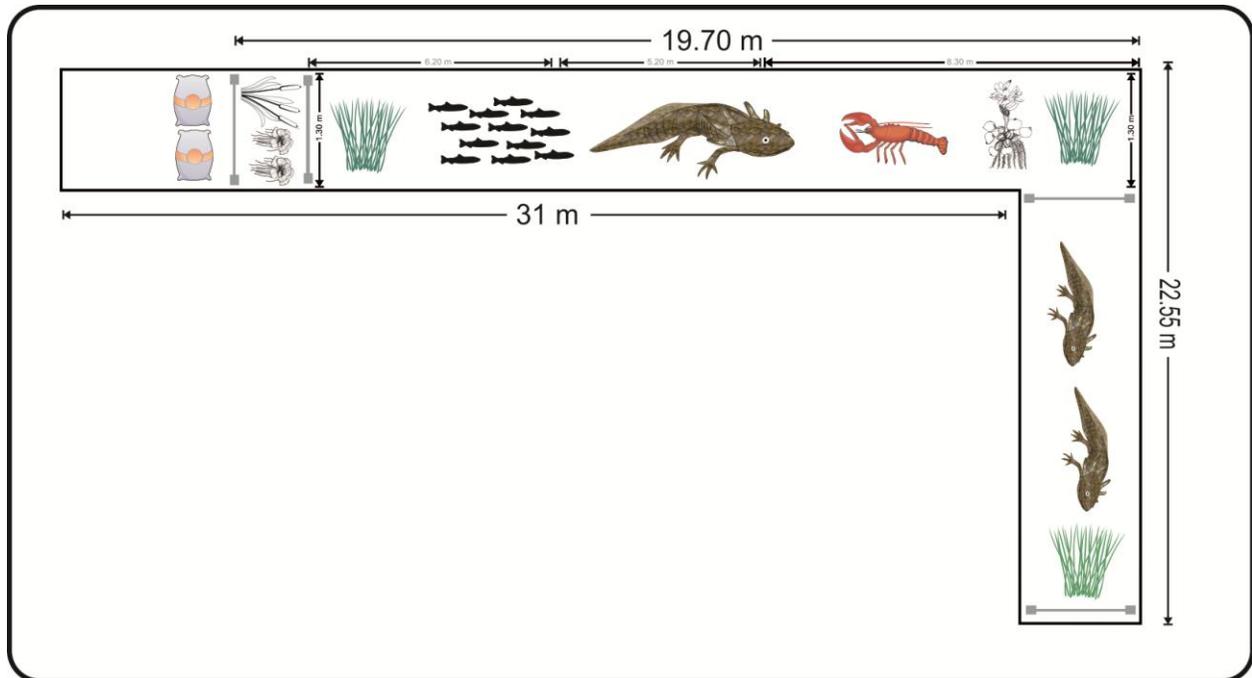


Figura 10. Representación esquemática del Refugio “Isla de las Muñecas” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles).

5.4.4. Refugio Tezhuilo

Localizado en la zona B este refugio presenta forma de “U” y está abastecido de agua por el canal Tezhuilo. Uno de los extremos está prácticamente cerrado con shacaltule (*Schoenoplectus californicus*) y sirve como filtro natural que limpia parcialmente el agua que entra e impide la entrada de las especies introducidas. El lado más largo mide 30 m de longitud por 1.70 m de ancho con una profundidad promedio de 2 m. El lado opuesto presenta una longitud de 22 m por 1.70 de ancho con una profundidad promedio de 1.80 m. La vegetación presente corresponde a especies como el ahuejote (*Salix bonplandiana*) y shacaltule. Fue necesario sembrar plantas como el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), lentejilla (*Lemna gibba*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) y paragüitas (*Hydrocotyle ranunculoides*). (Figura 11).

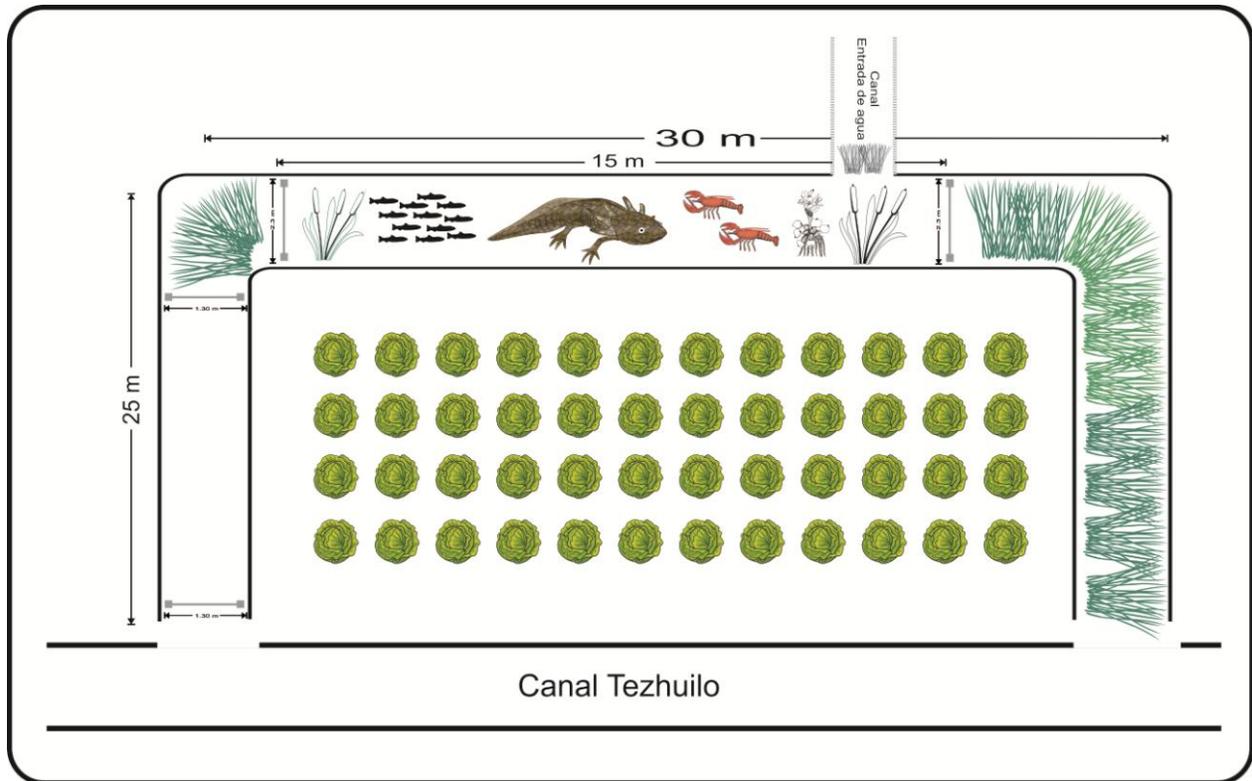


Figura 11. Representación esquemática del Refugio “Tezhuilo” con sus especies nativas (charales, axolotes y acociles).

5.5. Especies de estudio

5.5.1. Axolote (*Ambystoma mexicanum*, Shaw y Nodder, 1978)

El axolote *Ambystoma mexicanum* está clasificado dentro de la clase Amphibia, orden Urodela, suborden Salamandroidea, familia Ambystomatidae (Larson *et al.*, 2003) (Figura 12). Este anfibio es un animal de complexión robusta, con un cuerpo aplanado lateralmente. Alcanza una talla adulta cercana a los 30 cm. de longitud total y puede vivir hasta 20 años en condiciones favorables (Flageole y Leclair, 1992). Las hembras son de un mayor tamaño que los machos y con una complexión más robusta, la cabeza es de una menor longitud y más ancha (Sever, 2003). El color que presenta es marrón grisáceo, negro grisáceo o verduzco y la parte ventral es de un color claro (Ortega, 2000). El ciclo reproductivo de los axolotes es anual y es inducido por un descenso en la temperatura del agua, entre los meses de enero y marzo (Contreras, 2006).



Figura 12. Axolote (*Ambystoma mexicanum*). Tomada de (AP) Animal Planet.

En los anfibios existe una gran diversidad en cuanto a los tipos de ovoposiciones y regularmente utilizan humedales como hábitat para la reproducción (Rubbo y Kiesecker, 2005). Estos organismos pasan todo su ciclo de vida en el agua, habitando principalmente canales y lagos. Requiere de agua muy oxigenada principalmente en estadios larvarios, ya que es determinante para su desarrollo y sobrevivencia (Valiente, 2006). El pH del agua debe ser de 7.6 a 7.9 y presentar una baja temperatura, entre 14° C y 20° C, bajando hasta los 10° C para favorecer la reproducción. Los axolotes prefieren lugares poco iluminados o con luz suave ya que son animales nocturnos que evitan la luz solar (Hom, 1987). Su dieta puede ser variada según la etapa de madurez. En estadios larvarios la dieta está compuesta por crustáceos, larvas de insectos, caracoles, anfípodos, zooplancton, etc. (Valiente, 2006), mientras que en los estadios adultos se alimentan principalmente de pequeños animales acuáticos e invertebrados, como larvas de insectos, larvas de efemerópteros y de quironómidos, lombrices, pequeños crustáceos, renacuajos, etc., (Indiviglio, 1997).

5.5.2. Charal (*Menidia jordani*, Woolman, 1894)

El charal es un pez nativo de México que por varios siglos ha sido una de las especies de peces comercialmente más importantes en el centro de México, ubicándose hasta el 2002 dentro de los primeros seis lugares de pesca de escama (SAGARPA, 2002). Pertenece a la familia Atherinopsidae cuya distribución abarca desde los trópicos hasta las zonas templadas y a la subfamilia Menidiinae (Olvera-Blanco *et al*, 2009). Por su parte, el género *Menidia* es endémico del altiplano mexicano y alberga 25 especies de las cuales 22 se encuentran en aguas epicontinentales. El charal *Menidia jordani* presenta la mayor distribución de todas las especies, encontrándose no sólo en la Cuenca de México sino en la de Lerma y los sistemas lacustres asociados como Cuitzeo y Chapala, y los ríos Pánuco, Tecolutla y Cazones (Barbour, 1973; Miller *et al*, 2005).

Este charal tiene una longitud promedio de 6 a 7 cm y puede habitar aguas claras, turbias o lodosas de lagos y canales, estanques y embalses de hasta 3 m de profundidad (Miller *et al.*, 2005) (Figura 13).

Son peces que se alimentan de zooplancton, insectos, pequeños peces y caracoles. Actualmente sus poblaciones se encuentran en peligro debido al cambio ambiental del humedal de Xochimilco y por la sobreexplotación, ya que tiene un alto valor y demanda en los mercados regionales, incentivando la pesca indiscriminada de adultos y alevines durante todo el año (Ibañez *et al.*, 2008).



Figura 13. Charal (*Menidia jordani*).

5.5.3. Acocil (*Cambarellus montezumae*, Saussure, 1857)

El acocil es un pequeño crustáceo que alcanza un tamaño de hasta 4.5 cm. La especie presenta un dimorfismo sexual importante pues las hembras son de un tamaño mayor al de los machos. Su coloración es de un color café claro hasta café oscuro o con algunas tonalidades grisáceas (Moctezuma, 1996). Es una de las especies de crustáceo decápodo dulceacuícola con mayor área de distribución, ocupando una gran extensión del centro del país, desde el lago de Chapala, Jalisco, hasta los lagos cráter de Puebla, (Rojas *et al.*, 2002) (Figura 14).

En el centro del país, se distribuye en el sistema lacustre de Xochimilco y en el lago de Chapultepec, así como en remanentes del lago de Texcoco y en cuerpos residuales de agua del Estado de México, Hidalgo y Morelos (Villalobos, 1983; Vargas, 1989). Habita ríos, lagos, presas, bordos y canales, y se encuentra asociado a las raíces de la vegetación riparia en los primeros 50 cm de profundidad, aunque es posible encontrarlo en oquedades o en troncos sumergidos a mayores profundidades.

De acuerdo con Rosas (1976) esta especie prefiere aguas con cierta turbidez, particularmente las orillas de pendiente suave, sin corrientes y con abundante vegetación (*Nymphaea mexicana*, *Typha sp.*, *Lemna sp.*, *Cyperus sp.*, *Myriophyllum sp.*, *Eichhornia crassipes*, etc). Los acociles tienen una gran importancia dentro de las cadenas tróficas ya que sirven de alimento a una amplia variedad de organismos y como depredadores pueden consumir cantidades importantes de macrófitas, invertebrados y vertebrados, entre los que se encuentran las larvas de axolotes (Hinojosa-Garro y Zambrano, 2004; Álvarez, 2007).

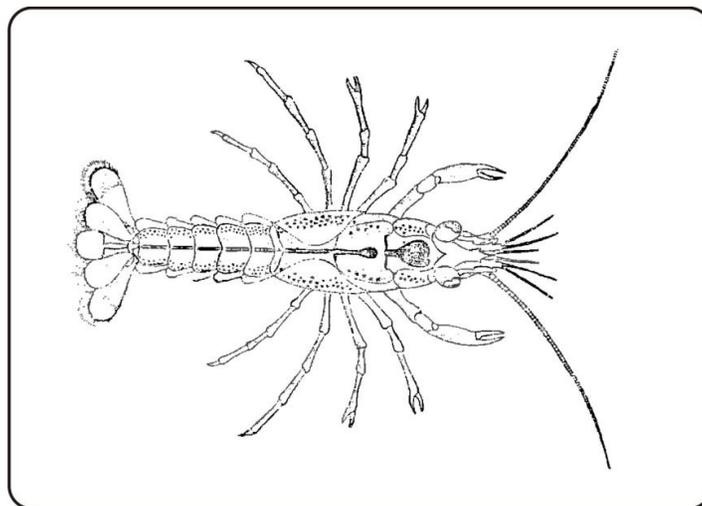


Figura 14. Acocil (*Cambarellus montezumae*) (Moctezuma, 1996).

5.6. Monitoreo de los refugios

El monitoreo de las propiedades fisicoquímicas del agua de los refugios abarcó del 18 de agosto del 2009 al 31 de agosto del 2010, tiempo durante el cual se realizaron monitoreos semanales de las propiedades del agua de los cuatro refugios utilizados (Santana, Muñecas, Tezhuilo y UNAM), tanto dentro del refugio como fuera del mismo.

Los parámetros fisicoquímicos del agua se registraron con una sonda multiparamétrica Hanna modelo HI9828. Los parámetros que se evaluaron fueron: temperatura del agua (°C), conductividad referida a 25°C (µS/cm), oxígeno disuelto (mg/L), y pH. Se efectuaron un total de 1,045 mediciones divididas entre los cuatro refugios y los diferentes sitios de muestreo establecidos en cada uno de ellos (Cuadro 2). En los refugios Santana, Muñecas y UNAM se establecieron 3 puntos de muestreos dentro y 2 puntos de muestreo fuera, mientras que en el refugio Tezhuilo se establecieron 2 puntos de muestreo dentro y 2 puntos de muestreo fuera debido a que era más chico en longitud. Por su parte, la transparencia del agua (penetración de la luz) se evaluó utilizando el disco de Secchi.

Para la determinación de nutrientes amonio (N-NH₄) (mg/L), nitratos (N-NO₃) (mg/L) y fósforo (P-PO₄) (mg/L) se realizaron tres colectas a lo largo del año de estudio en las que se tomaron muestras de agua dentro y fuera del refugio, a 25 cm. de profundidad. La primera colecta se realizó del 16 al 18 de diciembre de 2009, la segunda se realizó del 21 al 23 de abril de 2010 y la tercera del 25 al 27 de agosto de 2010. Las muestras de agua se almacenaron en botellas de plástico con capacidad para 1 litro de agua y posteriormente se colocaron en hielo para su transporte y conservación. Las muestras fueron procesadas en el laboratorio IDECA, S.A. DE C.V.

Las lecturas de los nutrientes fueron analizadas bajo los siguientes métodos: fósforo total (determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas) método analítico NMX-AA-029-SCFI-2001; nitratos (determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas) método analítico NMX-AA-079-SCFI-2001; nitrógeno amoniacal (determinación de amonio total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas) método analítico NMX-AA-026-SCFI-2010 (APHA, 1998).

Cuadro 2. Mediciones realizadas en cada uno de los refugios.

Refugio	Puntos de muestreo por sitio		Mediciones por sitio de muestreo	
	Dentro	Fuera	Dentro	Fuera
Santana	3	2	165	110
Muñecas	3	2	110	110
Tezhuilo	2	2	165	110
UNAM	3	2	165	110
TOTAL	11	8	605	440

5.6.1. Mantenimiento de los refugios

Para evitar interferencias en la toma de datos semanales dentro y fuera de los refugios, se realizaron labores de limpieza y mantenimiento quincenalmente en cada uno de los refugios trabajados. Con esto, se evitó el establecimiento de maleza, crecimiento excesivo de las plantas acuáticas que impiden la penetración de la luz y se monitoreó la presencia de especies depredadoras como la culebra de agua (*Thamnophis* sp.) y la garza perro de agua (*Nictycorax nictycorax*).

5.6.2. *Colecta de acociles y charales para siembras*

Se realizaron 40 colectas en canales del área natural protegida del 24 de agosto de 2009 al 25 de enero de 2010 durante las cuales se monitorearon y capturaron todos los ejemplares posibles de acociles y charales. Las primeras 10 salidas se destinaron exclusivamente para la búsqueda e identificación de las dos especies y los sondeos abarcaron los canales de Ampampilco, Tezhuilo, Apatlaco, Isla de Tezhuilo, El Bordo, Paso del Águila, Japón, La Virgen, Laguna de la Virgen, Laguna de Tlilac, El 27, Sta. Cruz, Caltongo, Toltenco, Laguna del Toro y Cuemanco.

Todos los sitios donde se encontraron charales y acociles fueron georeferenciados. Las capturas se realizaron utilizando una red de triángulo de 1.5 x 1.5 x 1.30 m. Se registró el número de lances, y cuando fue posible se registró el número de individuos de las especies de peces introducidas, así como otros organismos capturados incidentalmente. Las capturas y las siembras de estos organismos, se realizaron entre las 8:00 a.m. y las 2:00 p.m. para evitar que la temperatura del agua se elevara demasiado. Los charales y acociles capturados fueron sembrados de manera inmediata en los refugios UNAM y Santana.

Debido a la alta sensibilidad de los charales al estrés, la falta de oxígeno y a los incrementos en la temperatura del agua, se probaron diferentes técnicas y métodos de transporte. Inicialmente, se probó la sedación con benzocaina en diferentes concentraciones según lo propuesto por Ross (2007).

Para una sedación ligera deben aplicarse entre 9 y 15 mg/l⁻¹ de benzocaina con una duración de sedación de cerca de 60 min. Para una sedación más intensa se deberá usar una dosis que puede ir de los 27 a los 35 mg/l⁻¹ con un efecto casi inmediato. Para obtener mejores resultados la temperatura del agua deberá controlarse, lo ideal es que permanezca entre los 12 y 15 °C. Debido a que el empleo de la benzocaina no fue efectivo, los charales fueron transportados en una tina de plástico de 1 m de diámetro que contenía agua del mismo sitio del que fueron capturados, presentándose menor mortalidad.

Los charales que no sobrevivieron la captura y transporte fueron contados y se registró el peso total (PT) y la longitud total (LT) de cada uno. Por su parte, los acociles se encontraron en troncos sumergidos, raíces de los árboles y orillas de las chinampas y fueron transportados en cajas de plástico. A los organismos capturados se les tomó la longitud total (LT) (punta del ácumen al margen posterior del telson) y el peso total (PT). Se utilizó un vernier con precisión de 0.5 mm.

5.6.3. Siembra de axolotes (*Ambystoma mexicanum*)

En julio del 2009 se sembraron un total de 24 axolotes (ocho en cada refugio) en tres de los cuatro refugios experimentales, Santana, Isla de las Muñecas y Tezhuilo. Los ejemplares fueron dejados dentro de los refugios durante un año, debido a que es el tiempo ideal para que las firmas isotópicas reflejen la procedencia de los isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Después del año, se trataron de recuperar los organismos sembrado, sin embargo, durante la búsqueda se encontró que ya no estaban en los refugios. Debido a esto, se realizó una segunda siembra en diciembre del 2010, sembrándose ocho axolotes en el refugio Santana y nueve axolotes en el refugio UNAM. Los axolotes fueron proporcionados por la colonia del Laboratorio de Restauración Ecológica del Instituto de Biología de la UNAM y su recaptura se realizó el 28 de abril del 2011. A los axolotes se les tomaron las medidas morfológicas longitud total (LT). Además, se registró el peso total (PT), el sexo y el estado de salud de cada individuo.

5.7. Colecta y análisis de firmas isotópicas

Para la determinación de la estructura de la red trófica se utilizaron los organismos provenientes de los refugios Santana y UNAM. Debido a que no fue posible recuperar los axolotes que permanecieron un año en los refugios, para términos comparativos se tomaron muestras de axolotes de un año y medio de edad nacidos y crecidos en refugios de Santana pertenecientes a otro proyecto. Una vez transcurrido el año de muestreo se tomaron muestras de insectos y zooplancton para determinar la disponibilidad de alimento e incluir las muestras en los análisis de isótopos. Las muestras de todos los grupos colectados para el análisis de isótopos fueron colectadas durante doce colectas realizadas del 1° al 25 de marzo del 2011, a excepción de los axolotes cuyas muestras fueron procesadas a partir del 28 de abril del 2011.

Para obtener el zooplancton se filtraron 20 litros de agua de la columna de agua, dentro del refugio y 20 litros fuera. Se utilizaron filtros con una apertura de malla de 300 μm , 150 μm y 100 μm . La determinación de los grupos taxonómicos del zooplancton se realizó con un microscopio estereoscópico y un microscopio óptico. El zooplancton se separó por grupos taxonómicos con la ayuda de claves taxonómicas (Thorp y Covich, 2001; Elías *et al.*, 2001) y considerando sólo los grupos más abundantes, los cuales fueron principalmente copépodos (sin considerar los nauplios), cladóceros, ostrácodos, anfípodos y larvas de insecto. La abundancia de organismos se cuantificó en organismos por litro de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\text{Abundancia de org/litro} = \frac{(N)(Ve)}{\frac{Va}{Vf}}$$

En donde: N = el número de organismos colectados, V_e = volumen en que se diluyó la muestra, V_a = volumen de la alícuota en la que se contó y V_f = volumen de agua filtrada (Paggi y Paggi, 1995).

Los insectos y crustáceos fueron capturados con una red triangular de 30 cm por lado con una apertura de malla de 300 μ m. Para el conteo se separaron los organismos con ayuda de pinzas de disección y un microscopio estereoscópico marca Zeiss modelo Seims GS/S4 y con la ayuda de claves de identificación de insectos (Peterson, 1970; Merrit y Cummins, 1996). Los organismos obtenidos fueron procesados dependiendo las características físicas de cada especie.

Para la captura de los charales, acociles y axolotes fue necesario vaciar completamente los refugios para facilitar su búsqueda. Los organismos fueron capturados con una red de triángulo de 30 x 30 x 30 cm. Para la obtención de las muestras de los charales fue necesario retirar la piel del organismo y extraer el músculo de la parte lateral del pez o del abdomen, según el tamaño del individuo. La muestra de músculo de los axolotes se obtuvo de la parte lateral del cuerpo, al inicio de la aleta caudal. Además, se colectaron organismos de culebras de agua, tilapias y goodeidos de talla pequeña (*Goodea atripinnis*) que fueron encontrados dentro de los refugios durante el vaciado de los mismos. Los ejemplares fueron almacenados en bolsas de plástico herméticas y congelados para la posterior colecta de músculo en el laboratorio.

Las muestras obtenidas de todos los organismos hallados en los refugios fueron colocadas en pequeños tubos de plástico y secadas en un horno Rios Rocha, modelo HS-33, Serie HSML, a 50°C por 48 horas. Posteriormente, las muestras deshidratadas fueron pulverizadas en un mortero de cerámica, pesadas y encapsuladas en recipientes metálicos de 1 x 2 mm. Las cápsulas fueron enviadas al Laboratorio de Isótopos de la Universidad de Davis, California, para su análisis en el espectrómetro de masas (Europa Scientific ANCA-HYDRA 20/20). El peso seco requerido por tipo de organismo fue de: 2 mg para invertebrados; 1 mg para peces y anfibios, 5 a 6 mg para plantas y 1 a 2 mg para zooplancton (UC Davis Stable Isotope Facility).

5.8. Análisis de datos

5.8.1. Parámetros fisicoquímicos y limnológicos del agua

Se analizaron los datos registrados de los parámetros fisicoquímicos para saber si existían diferencias significativas entre los sitios de muestreo de cada refugio, así como entre dentro del refugio y fuera del mismo.

Se realizó un análisis multivariado (MANOVA) con medidas repetidas ya que proporciona un análisis de varianza cuando se toma la misma medida varias veces a cada sujeto o caso, y permite identificar si existe una variación significativa entre los grupos. Para encontrar si existen diferencias significativas entre los valores de nutrientes dentro y fuera de cada refugio a lo largo del año de estudio, se aplicó una prueba t para muestras independientes.

5.8.2. Abundancia de zooplancton

Los resultados obtenidos presentaron una distribución normal por lo que se sometieron a una prueba t de muestras independiente para así conocer si existían diferencias significativas entre la abundancia de zooplancton presente dentro de los refugios y la abundancia fuera de éstos.

5.8.3. Firmas isotópicas

La caracterización de la comunidad trófica se realizó graficando los valores promedio y la desviación estándar de las firmas isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) de cada uno de los elementos tróficos colectados para este estudio (Fry, 2006). Además, se evaluó el enriquecimiento de $\delta^{15}\text{N}$ para determinar el número de niveles tróficos presente en ambos refugios donde se colectaron organismos (Minagawa y Wada, 1984).

Se realizó una prueba estadística t (Statistica) para conocer si existían diferencias significativas entre los valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) de los organismos axolotes, charales, acociles, insectos acuáticos, invertebrado y zooplancton recuperados de los refugios “Santana” y “UNAM”.

6. Resultados

6.1. Parámetros fisicoquímicos

6.1.1. pH

Cada refugio presentó un comportamiento dinámico a lo largo del año de muestreo. En los cuatro refugios el pH no bajó de 6.6 y nunca superó un pH de 9. En cuanto a los valores observados promedio dentro de los refugios, el que presentó mayores valores fue Santana, registrando un pH de 8.4, mientras que los otros tres refugios mantuvieron su pH por debajo de 8. Por su parte, los valores de pH observados fuera de los refugios fueron mayores en promedio, registrándose valores de pH por arriba de 8 para los refugios UNAM, Tezhuilo e Isla de las Muñecas (Cuadro 3) (Figura 15).

Cuadro 3. Valores observados de pH dentro y fuera de los refugios.

Refugio	pH	
	Dentro	Fuera
	mín- máx	mín - máx
	$\mu \pm \delta$	$\mu \pm \delta$
UNAM	6.66 - 8.93	6.91 - 8.96
	7.9 ± 0.57	8.26 ± 0.53
Tezhuilo	6.77 - 9.1	6.93 - 9.05
	7.58 ± 0.56	8.0 ± 0.56
Santana	6.9 - 9.84	6.65 - 9.12
	8.4 ± 0.66	7.78 ± 0.53
Isla de las Muñecas	6.94 - 8.95	6.93 - 9.41
	7.66 ± 0.46	8.1 ± 0.61

El análisis estadístico mostró que en los cuatro refugios trabajados existieron diferencias significativas entre los valores de pH del agua dentro de los refugios y el pH del agua fuera de los refugios. Refugio Isla de las Muñecas ($P < 0.001$), refugio Santana ($P < 0.01$), refugio Tezhuilo ($P < 0.001$) y refugio UNAM ($P < 0.001$) (Figura 16).

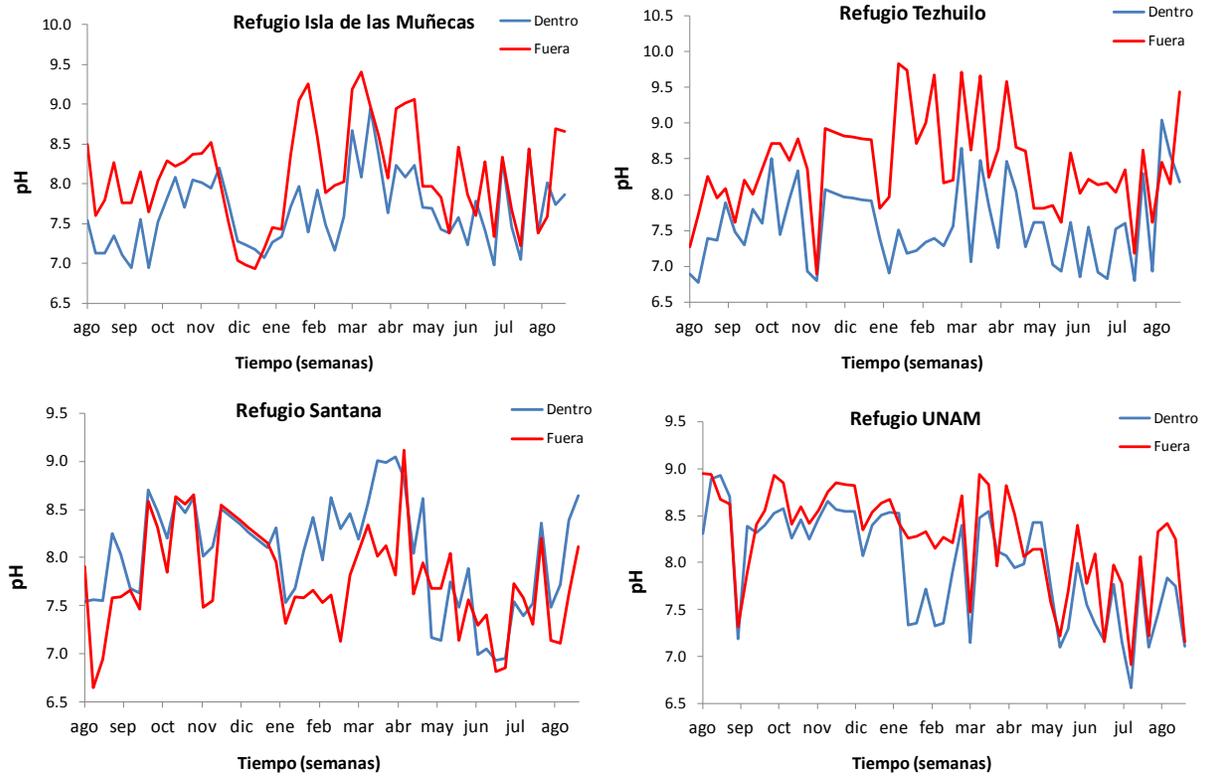


Figura 15. Dinámica del pH dentro y fuera de cada refugio a través de un año de muestreo.

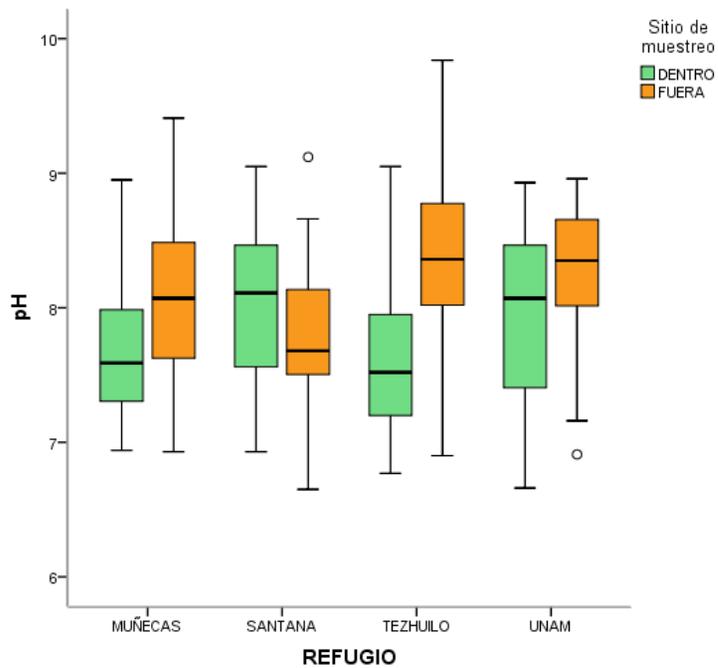


Figura 16. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de pH en los cuatro refugios.

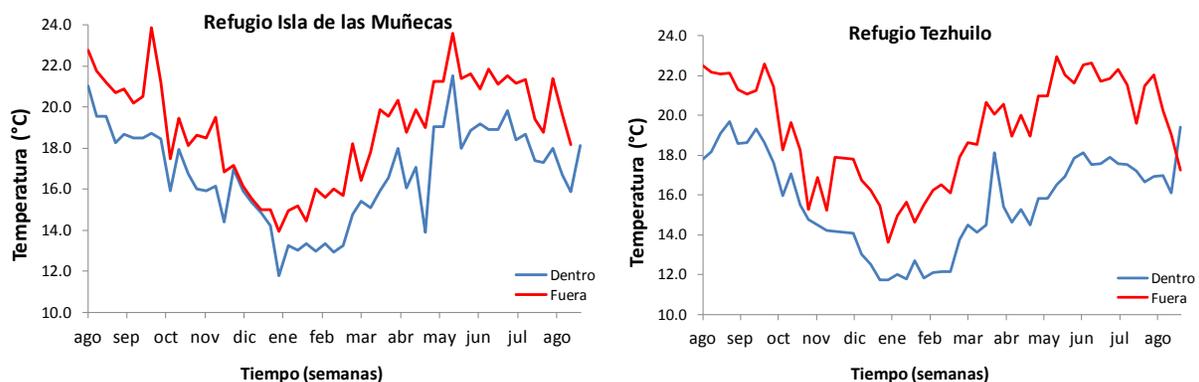
6.1.2. Temperatura

Los refugios presentaron valores de temperatura heterogéneos entre ellos. El valor mínimo en la temperatura se registró en el refugio Santana, con un valor de 10.8 °C, mientras que el valor máximo lo presentó el refugio UNAM con 23.6 °C. Este comportamiento se presentó también para la temperatura fuera de los refugios, donde el valor mínimo registrado lo presentó el refugio Santana con 10.5 °C. Sin embargo, el valor máximo de temperatura se registró en el refugio Isla de las Muñecas, con 23.9 °C. La temperatura promedio se mantuvo en un intervalo de 15.7 a 18.8 °C dentro de los refugios, mientras que fuera la temperatura osciló entre 16.2 y 19.3 en promedio (Cuadro 4) (Figura 17).

Cuadro 4. Valores observados de temperatura dentro y fuera de los refugios.

Refugio	Temperatura (°C)	
	Dentro	Fuera
	mín- máx $\mu \pm \delta$	mín - máx $\mu \pm \delta$
UNAM	13.4 – 23.6	13.1 – 23.4
	18.8 ± 2.4	19.1 ± 2.5
Tezhuilo	11.7 – 19.7	13.6 – 23.0
	15.7 ± 2.4	19.3 ± 2.6
Santana	10.8– 20.4	10.5 – 21.5
	16.5 ± 2.8	16.2 ± 2.8
Isla de las Muñecas	11.8 – 21.5	14.0 – 23.9
	16.8 ± 2.3	19.0 ± 2.5

Se encontraron diferencias significativas entre los valores de la temperatura del agua dentro de los refugios y la temperatura del agua fuera de los mismos. Refugio Isla de las Muñecas ($P < 0.001$), refugio Santana ($P = 0.006$), refugio Tezhuilo ($P < 0.001$) y refugio UNAM ($P < 0.001$).



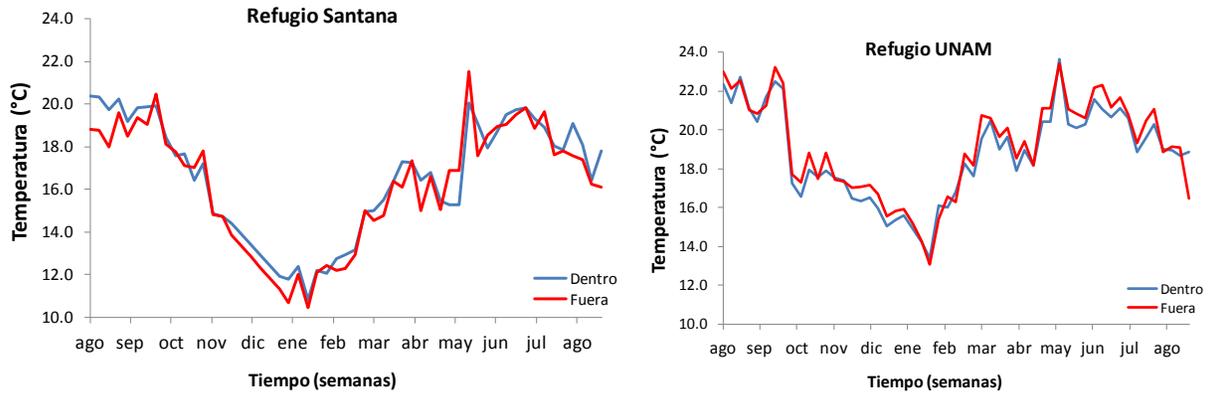


Figura 17. Dinámica de la temperatura dentro y fuera en los cuatro refugios a través de un año de muestreo.

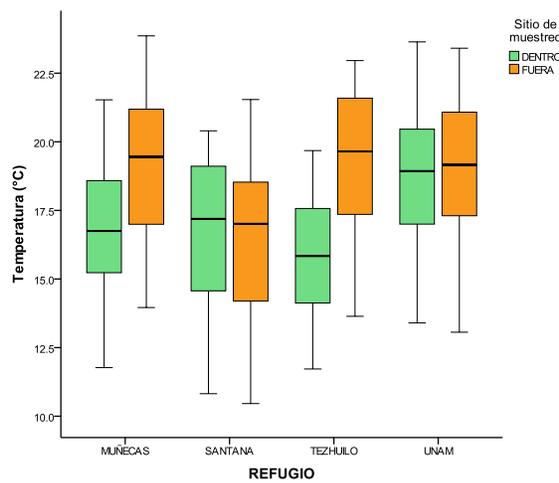


Figura 18. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de temperatura en los cuatro refugios.

6.1.3. Conductividad

La conductividad presentó diferencias entre los cuatro puntos de muestreo. En todos los sitios la conductividad promedio fue mayor dentro de los refugios que fuera. Los refugios Santa e Isla de las Muñecas fueron los que presentaron los valores máximos más altos, superando los 7000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Por su parte, en el refugio UNAM fue el refugio que presentó los valores más bajos de conductividad en un intervalo de 668 a 1244 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con valores promedio que apenas superaron los 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En cuanto a los valores registrados fuera de los refugios, se observó que los canales externos a los refugios Tezhuilo y Santana fueron los que presentaron las mayores conductividades (Cuadro 5) (Figura 19).

Cuadro 5. Valores observados de conductividad dentro y fuera de los refugios.

Refugio	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	
	Dentro	Fuera
	mín- máx	mín - máx
	$\mu\pm\delta$	$\mu\pm\delta$
UNAM	668 – 1244 823 ± 101	635 – 1212 794 ± 108
Tezhuilo	855 – 4436 1689 ± 624	635 – 3135 995 ± 439
Santana	829 – 7347 1860 ± 1466	737 – 5253 1241 ± 908
Isla de las Muñecas	659 – 7238 1870 ± 2139	662 – 1605 829 ± 183

El análisis mostró que existen diferencias significativas entre los valores de la conductividad del agua dentro de los refugios y la conductividad del agua que fuera de ellos. Refugio Isla de las Muñecas ($P < 0.001$, refugio Santana ($P < 0.001$), refugio Tezhuilo ($P < 0.001$) y refugio UNAM ($P < 0.001$) (Figura 20).

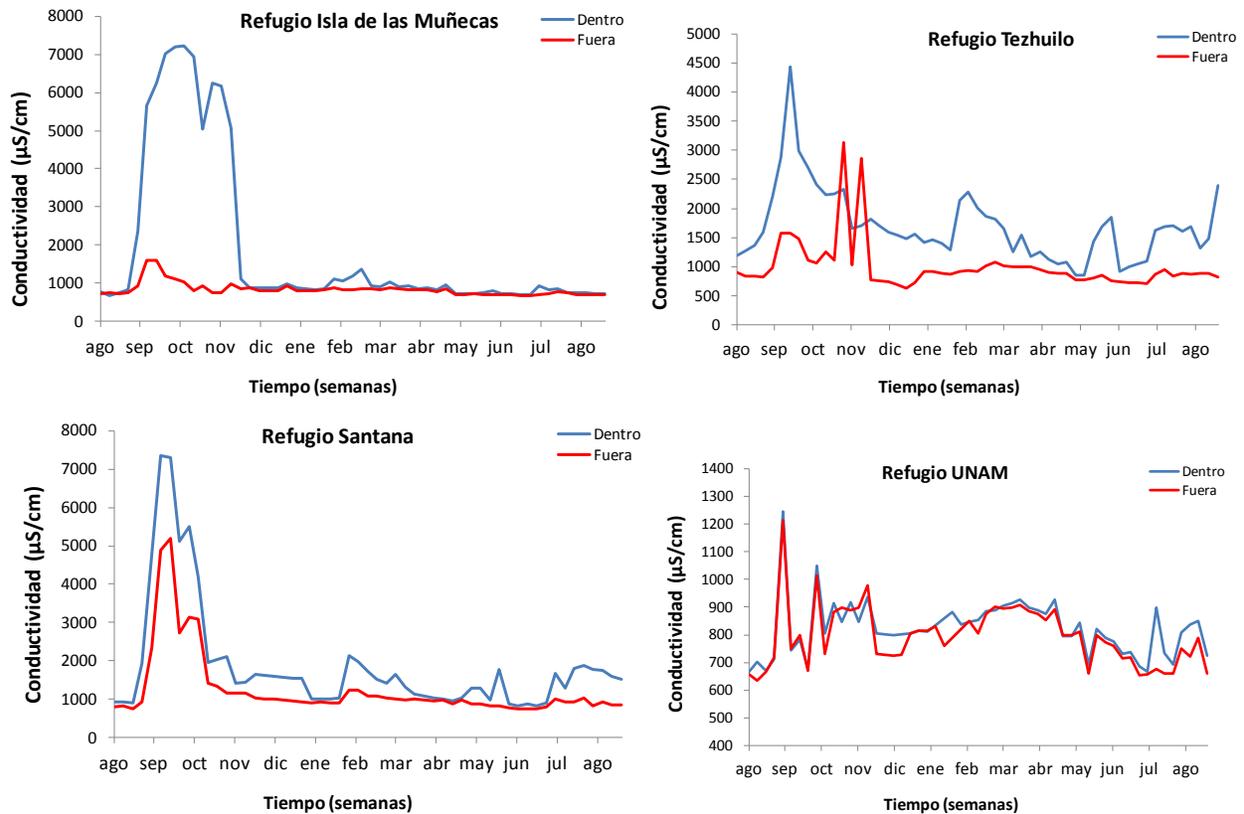


Figura 19. Comportamiento de la conductividad dentro y fuera en los cuatro refugios a través de un año de muestreo.

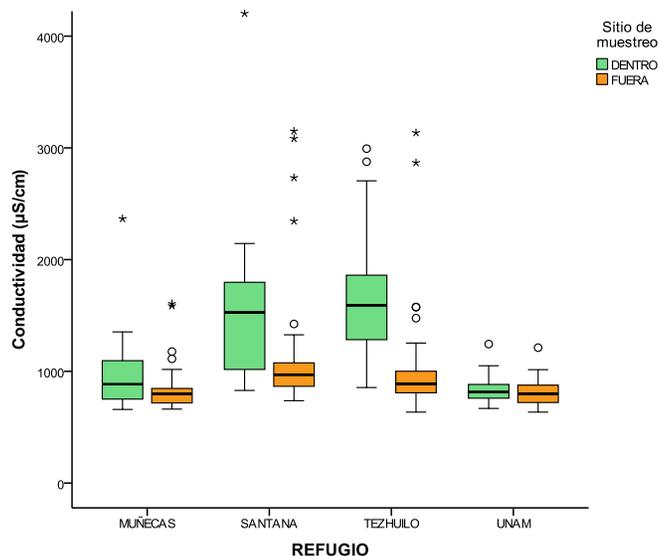


Figura 20. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de conductividad en los cuatro refugios.

6.1.4. Oxígeno disuelto

Se observó que el oxígeno es un parámetro muy variable ya que su concentración en el agua fluctuó mucho entre cada colecta semanal de datos, registrando valores desde la anoxia hasta la sobresaturación. De esta forma, en todos los refugios y sus canales externos se observaron valores mínimos de 0.1 mg/l. En cuanto a los valores máximos, éstos se registraron en los refugios UNAM y Santana (12.3 y 9.8 mg/l respectivamente), siendo estos dos refugios los que también presentaron valores más altos en promedio (5.2 y 3.7 mg/l respectivamente). Por su parte, fuera de los refugios se observaron valores promedio de oxígeno disuelto aceptables para el desarrollo de las especies acuáticas, por arriba de los 3 mg/l (Cuadro 6) (Figura 21).

Cuadro 6. Valores observados de oxígeno disuelto dentro y fuera de los refugios.

Refugio	Oxígeno disuelto (mg/l)	
	Dentro	Fuera
	mín- máx	mín - máx
	$\mu \pm \delta$	$\mu \pm \delta$
UNAM	0.1 – 12.3 5.2 ± 3.3	0.6 – 11.5 5.2 ± 2.7
Tezhuilo	0.1 – 7.3 1.8 ± 1.8	0.2 – 11.5 6.3 ± 2.4
Santana	0.1 – 9.8 3.7 ± 2.3	0.0 – 8.7 3.5 ± 2.7
Isla de las Muñecas	0.1 – 6.6 1.9 ± 1.9	0.0 – 12.0 6.4 ± 2.6

No se encontraron diferencias significativas en los valores del oxígeno disuelto dentro de los refugios y fuera de ellos en los refugios Santana y UNAM ($P = 0.47$ y $P = 0.98$ respectivamente). Por el contrario, los refugios Isla de las Muñecas y Tezhuilo sí presentaron diferencias significativas entre los valores obtenidos de oxígeno disuelto del agua dentro y los valores obtenidos fuera de los refugios ($P < 0.001$ en ambos casos) (Figura 22).

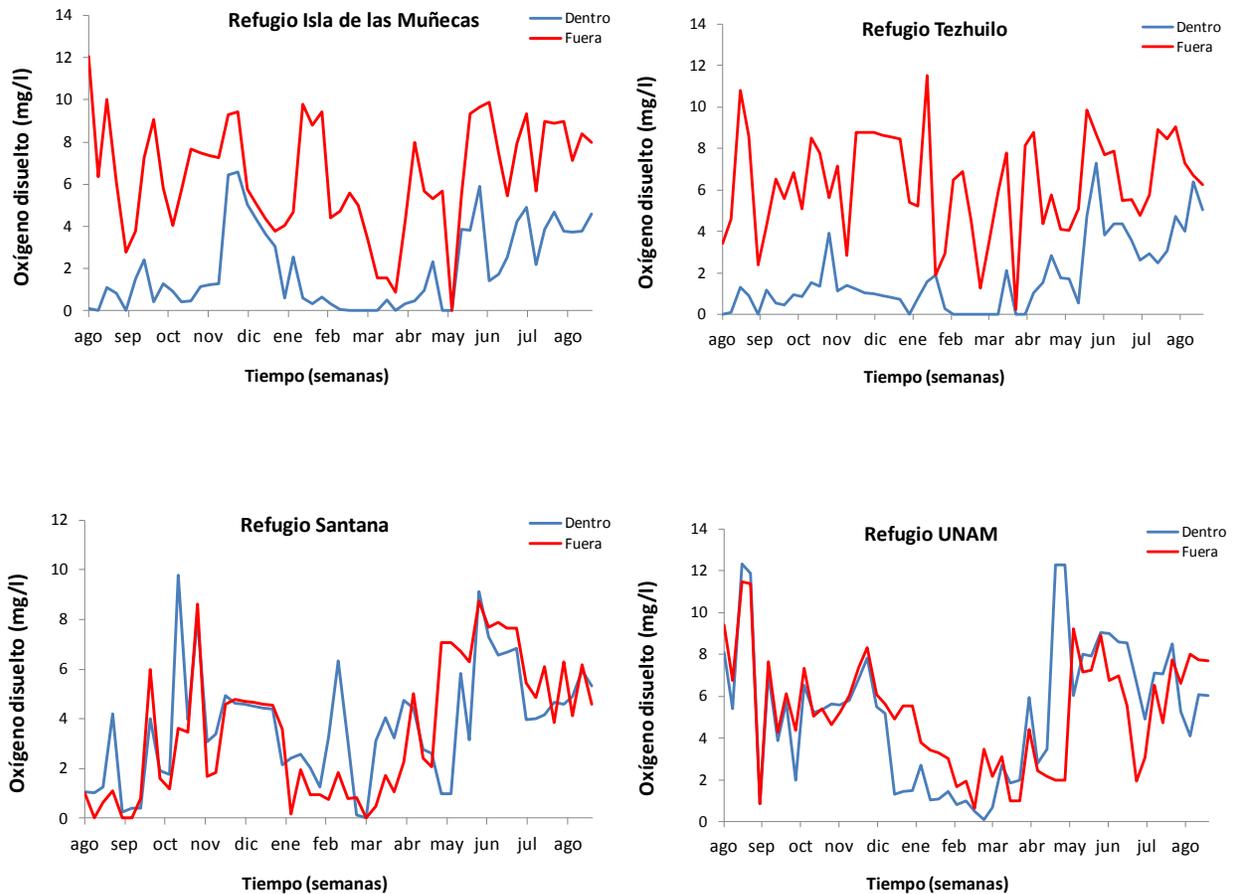


Figura 21. Dinámica del oxígeno disuelto dentro y fuera en los cuatro refugios durante un año de muestreo.

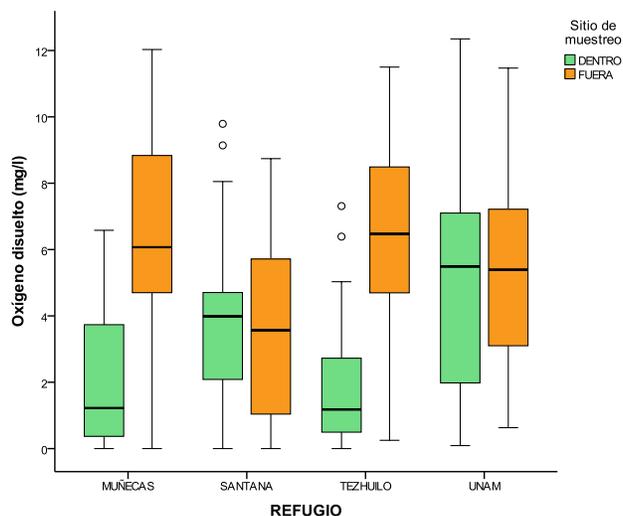


Figura 22. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de oxígeno disuelto en los cuatro refugios.

6.1.5. Transparencia del agua

Los valores mínimos de transparencia dentro de los refugios se observaron en los refugios Santana e Isla de las Muñecas, con 16 y 18 cm respectivamente, mientras que el valor máximo se observó en el refugio Tezhuido y fue de 82 cm. Fuera de los refugios el valor mínimo fue de 8 cm registrado fuera del refugio Santana y el valor máximo que se registró fue de 70 cm fuera del refugio UNAM. En promedio, la transparencia fue mayor dentro de los refugios que fuera de éstos (Cuadro 7) (Figura 23).

Cuadro 7. Valores observados de transparencia dentro y fuera de los refugios.

Refugio	Transparencia (cm)	
	Dentro	Fuera
	mín- máx	mín - máx
	$\mu \pm \delta$	$\mu \pm \delta$
UNAM	20 – 43 31 ± 6	20 – 70 29 ± 7
Tezhuido	24 – 82 61 ± 14	11 – 59 26 ± 11
Santana	16 – 75 50 ± 15	8 – 40 22 ± 8
Isla de las Muñecas	18 – 74 44 ± 15	13 – 43 23 ± 8

El análisis mostró que existen diferencias significativas entre los valores de la transparencia del agua dentro de los cuatro refugios y la transparencia del agua fuera de los mismos. Refugio Isla de las Muñecas ($P < 0.001$), refugio Santana ($P < 0.001$), refugio Tezhuido ($P < 0.001$) y refugio UNAM ($P < 0.001$) (Figura 24).

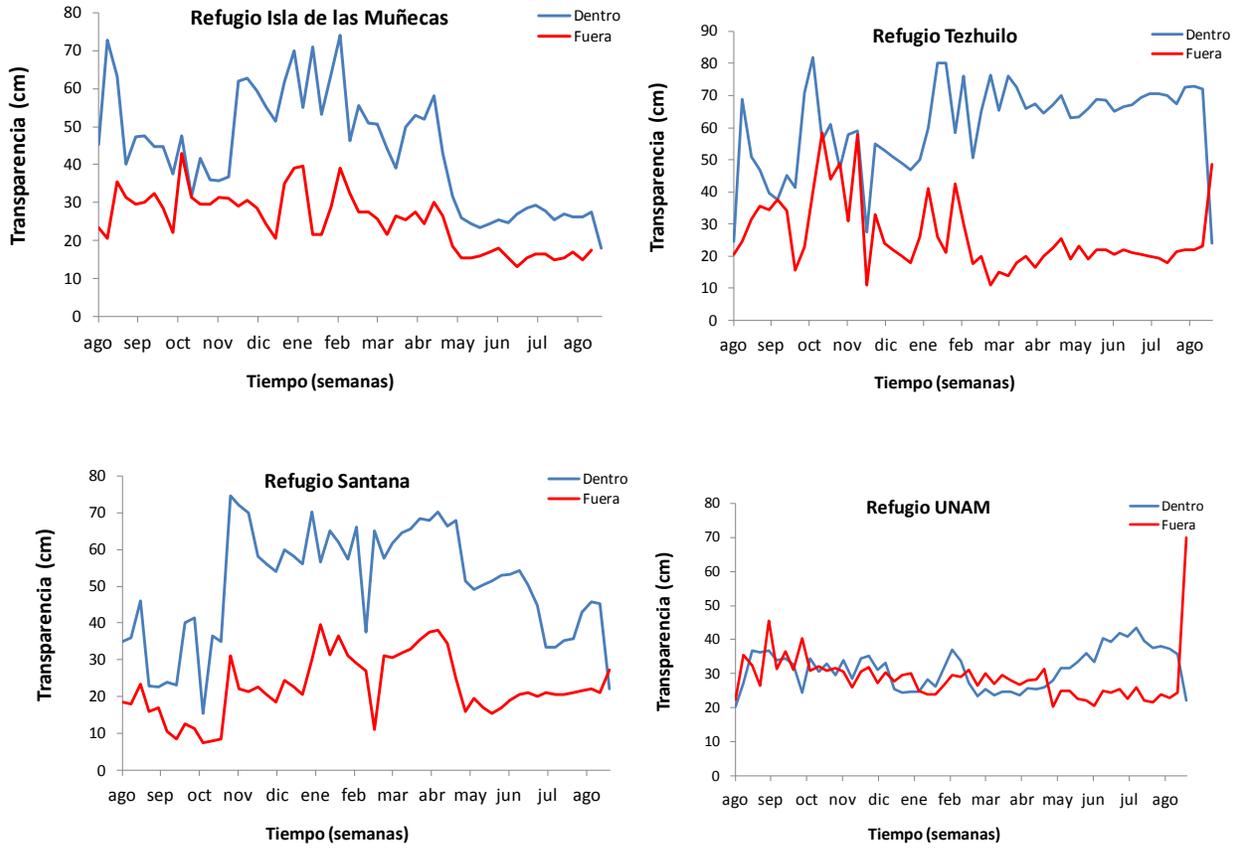


Figura 23. Dinámica de la transparencia del agua dentro y fuera en los cuatro refugios durante un año de muestreo.

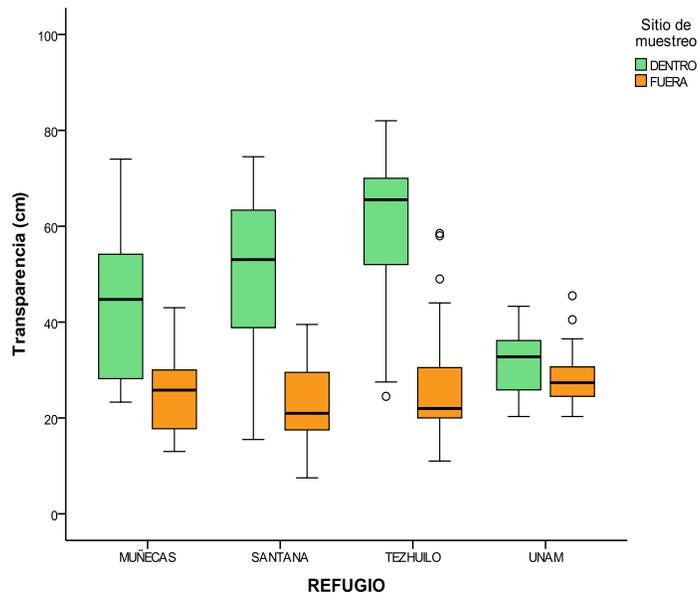


Figura 24. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de transparencia en los cuatro refugios.

6.2. Nutrientes

6.2.1. Fósforo total

Los valores mínimos de fósforo del agua dentro de los refugios se observaron en el refugio UNAM (1.5 mg P/l) mientras que los máximos se registraron en el refugio Tezhuilo (5.1 mg P/l). Además, fue el refugio UNAM el que presentó las concentraciones en promedio más bajas de fósforo (2.4 mg P/l). Por su parte, el canal externo de la UNAM también fue el que presentó los valores más bajo tanto mínimos como en promedio, mientras que el canal externo del refugio Tezhuilo fue donde se observaron los valores más altos, tanto máximos como en promedio (Cuadro 8).

No se encontraron diferencias significativas entre los valores de fósforo presentes en el agua dentro de los refugios y los valores del fósforo en el agua fuera de éstos. Refugio Isla de las Muñecas ($P = 0.98$), refugio Santana ($P = 0.18$), refugio Tezhuilo ($P = 0.11$) y refugio UNAM ($P = 0.62$) (Figura 25).

Cuadro 8. Valores observados de fósforo dentro y fuera de los refugios.

Refugio	Fósforo total (mg P/l)	
	Dentro	Fuera
	mín- máx	mín - máx
UNAM	1.5 – 2.9	1.7 – 3.0
	2.4 ± 0.8	2.1 ± 0.7
Tezhuilo	2.2 – 5.1	1.9 – 3.7
	3.6 ± 1.4	2.8 ± 0.9
Santana	1.7 – 3.5	2.7 – 4.2
	2.8 ± 1.0	3.5 ± 0.8
Isla de las Muñecas	2.4 – 3.2	1.9 – 3.4
	2.8 ± 0.4	2.8 ± 0.9

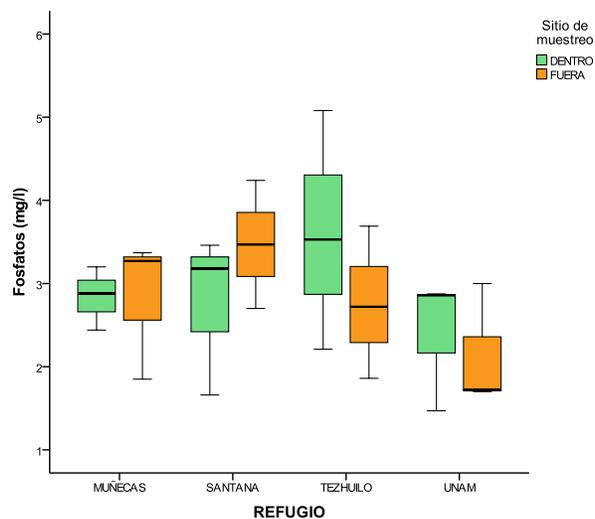


Figura 25. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de fósforo en los cuatro refugios.

6.2.2. Nitrógeno como nitratos

Los valores de nitratos dentro de los refugios se mantuvieron en un intervalo de 0.1 a 5.1 mg/l. Por su parte, fuera de los refugios el rango fue de 0.1 a 6.8 mg/l. El refugio que en promedio presentó las concentraciones más bajas fue el refugio de Tezhuilo (0.6 mg/l) mientras que en los canales externos las concentraciones más bajas en promedio las presentó el canal fuera del refugio Isla de las Muñecas (1.9 mg/l) (Cuadro 9). Al igual que para el fósforo, no se encontraron diferencias significativas entre los valores de los nitratos presentes en el agua dentro de los refugios y los valores de los nitratos presentes en el agua fuera de los refugios. Refugio Isla de las Muñecas ($P = 0.41$), refugio Santana ($P = 0.41$), refugio Tezhuilo ($P = 0.53$) y refugio UNAM ($P = 0.32$) (Figura 26).

Cuadro 9. Valores observados de nitrógeno como nitratos dentro y fuera de los refugios.

Refugio	Nitrógeno como nitratos (mg/l)	
	Dentro	Fuera
	mín- máx	mín - máx
	$\mu \pm \delta$	$\mu \pm \delta$
UNAM	0.06 – 2.7 1.1 ± 1.5	0.4 – 5.2 2.0 ± 2.7
Tezhuilo	0.02 – 1.9 0.6 ± 1.1	0.6 – 5.1 2.1 ± 2.6
Santana	0.02 – 4.8 1.6 ± 2.7	0.02 – 6.8 2.3 ± 3.9
Isla de las Muñecas	0.09 – 5.1 3.4 ± 2.9	0.9 – 3.8 1.9 ± 1.6

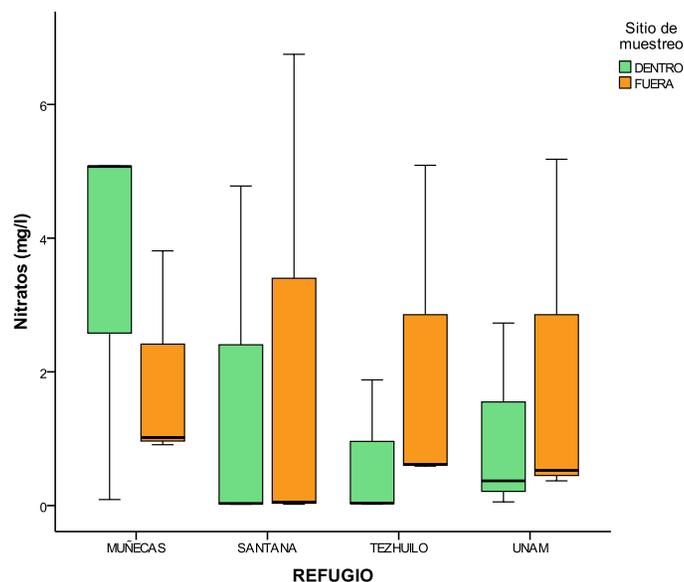


Figura 26. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de nitratos en los cuatro refugios.

6.2.3. Amonio

Los valores de amonio dentro de los refugios se mantuvieron en un intervalo de 0.3 a 0.9 mg/l. Por su parte, fuera de los refugios el rango fue de 0.1 a 1 mg/l. El refugio que en promedio presentó las concentraciones más bajas fue el refugio UNAM (0.3 mg/l) mientras que en los canales externos las concentraciones más bajas en promedio las presentaron los canales fuera de los refugios UNAM, Tezhuilo e Isla de las Muñecas (0.3 mg/l) (Cuadro 10). No se encontraron diferencias significativas entre los valores del amonio presente en el agua dentro de los refugios y los valores del amonio presente en el agua que fuera de ellos. Refugio Isla de las Muñecas ($P = 0.098$), refugio Santana ($P = 0.42$), refugio Tezhuilo ($P = 0.422$). En el refugio UNAM la prueba no presentó significancia puesto que los valores son idénticos dentro y fuera del refugio (Figura 27).

Cuadro 10. Valores observados de amonio dentro y fuera de los refugios.

Refugio	Amonio (mg/l)	
	Dentro	Fuera
	mín- máx	mín - máx
	$\mu \pm \delta$	$\mu \pm \delta$
UNAM	0.3 – 0.3 0.3 ± 0.0	0.3 – 0.3 0.3 ± 0.0
Tezhuilo	0.3 – 0.6 0.4 ± 0.2	0.3 – 0.3 0.3 ± 0.0
Santana	0.3 – 0.6 0.4 ± 0.2	0.3 – 1.0 0.5 ± 0.4
Isla de las Muñecas	0.5 – 0.9 0.6 ± 0.2	0.3 – 0.3 0.3 ± 0.0

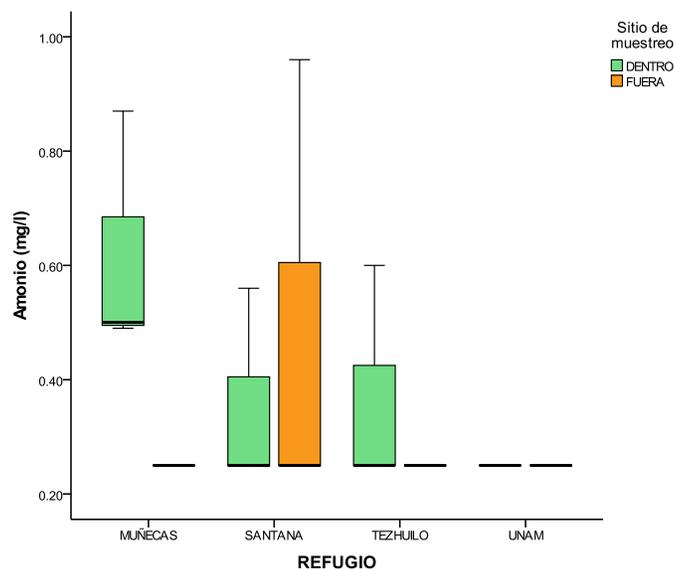


Figura 27. Diagrama de caja y bigote mostrando la variación de los datos de amonio en los cuatro refugios.

6.3. Colecta de acociles y charales

La mayoría de los canales en los que se registraron tanto charales como acociles, pertenecen a la zona A que es aquella donde el uso de suelo está relacionado con la agricultura a través de la chinampería, además de ser una zona en la que prácticamente no existen asentamientos humanos ni descargas de aguas negras de manera directa (Figura 28). La Isla Tezhuilo y canal de Cuemanco fueron los sitios donde se capturaron en promedio mayor número de charales y acociles (Cuadro 11).

Cuadro 11. Número de muestreos, coordenadas y número de lances realizados para la captura de charales y acociles en los diferentes canales.

Canal	Charales				Acociles			
	Lances	Promedios			Lances	Promedios		
		No. Org.	(cm)	(g)		No. Org.	(cm)	(g)
Isla Tezhuilo	30	120	4.52	1.36	4	5	4.05	0.915
Isla Tlilac	12	50	4.26	1.41	5	6	3.54	0.819
Japón	8	5	4.91	1.55	25	4	3.55	0.891
Cuemanco	20	136	4.86	1.48	5	6	3.41	0.755
La Virgen	15	22	6.56	1.77	12	7	4.42	1.25
Laguna de la Virgen	14	45	5.27	1.72	14	8	3.45	0.862
TOTALES.	99	378			65	36		

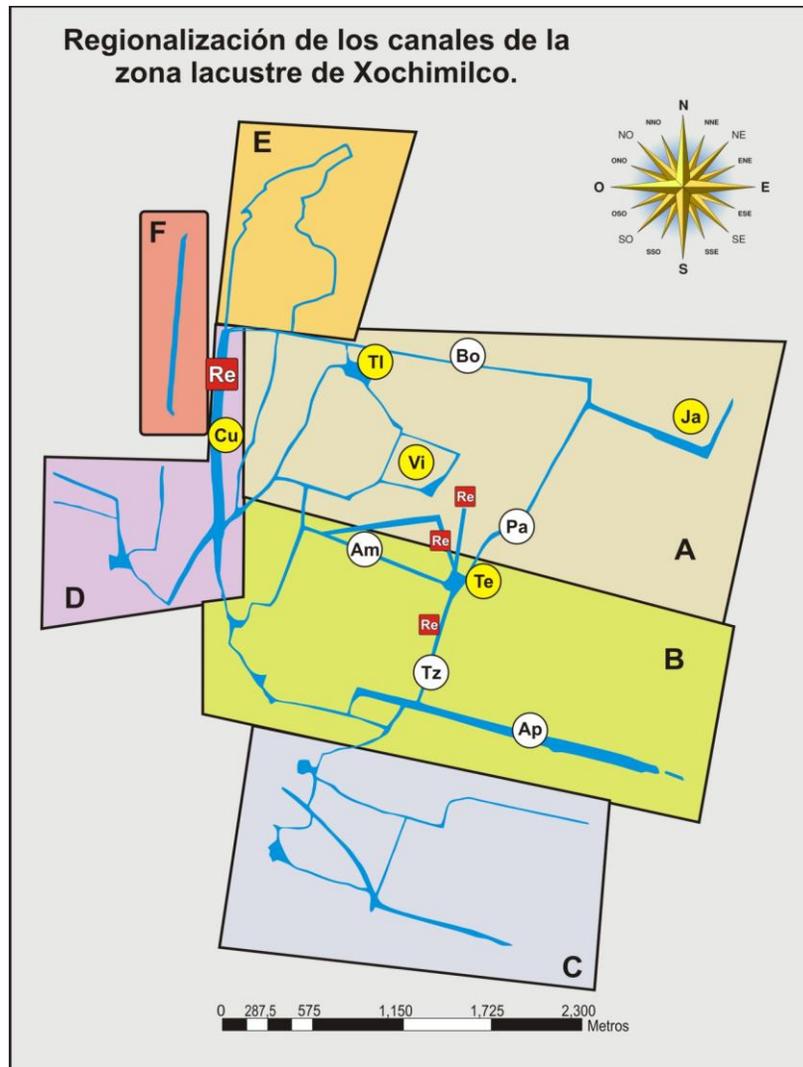


Figura 28. Distribución de los puntos de muestreo en los canales en los que se realizaron capturas de acociles y charales (Círculos amarillos). Distribución de los puntos de muestreo en los canales en los que no hubo presencia de acociles y charales (círculos blancos).

6.4. Zooplancton

6.4.1. Refugio UNAM

La comunidad zooplanctónica estuvo representada por los grupos de cladóceros, copépodos, ostrácodos y anfípodos. Los resultados obtenidos muestran una mayor diversidad de organismos zooplanctónicos dentro de los refugios que en los canales externos, observándose la ausencia de anfípodos fuera de los refugios. Además, se observó una diferencia en la abundancia de grupos entre el refugio y fuera del mismo, los cladóceros fueron más abundantes dentro del refugio mientras que fuera, fueron los copépodos (Figura 29).

Las pruebas estadísticas mostraron que existen diferencias significativas entre la abundancia de los cladóceros ($P < 0.001$), los copépodos ($P = 0.03$) y los ostrácodos ($P = 0.04$), mientras que los rotíferos no presentaron diferencias significativas ($P = 0.203$) (Figura 30).

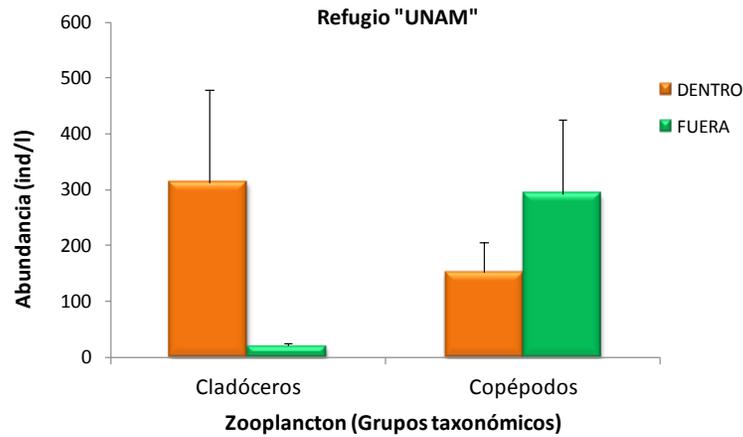


Figura 29. Comparación de las densidades promedio de cladóceros y copépodos dentro y fuera del refugio UNAM.

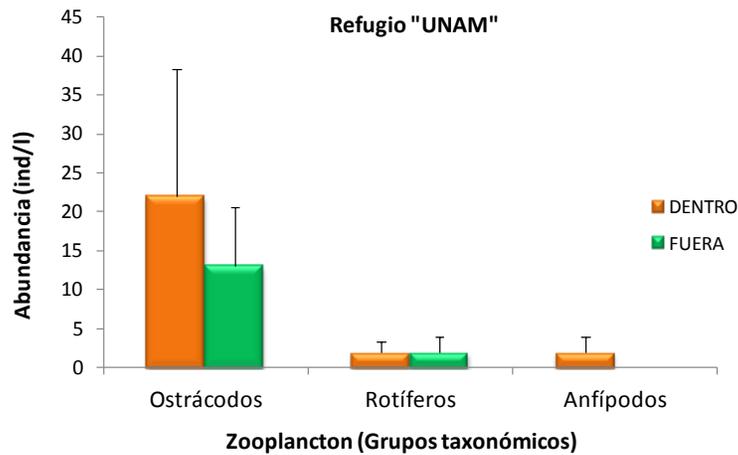


Figura 30. Comparación de las densidades promedio de ostrácodos, rotíferos y anfípodos dentro y fuera del refugio UNAM.

6.4.2. Refugio Santana

La comunidad zooplanctónica estuvo representada por los grupos cladóceros, copépodos, rotíferos, ostrácodos y anfípodos. Fuera de los refugios no se encontró la presencia de rotíferos ni anfípodos. Además, todos los grupos fueron más abundantes dentro del refugio (Figura 31 y 32).

Los análisis indicaron diferencias significativas entre dentro y fuera de los refugios en la abundancia de cladóceros ($P < 0.001$) y copépodos ($P = 0.03$), mientras que la abundancia de los ostrácodos no presentó diferencias significativas ($P = 0.14$).

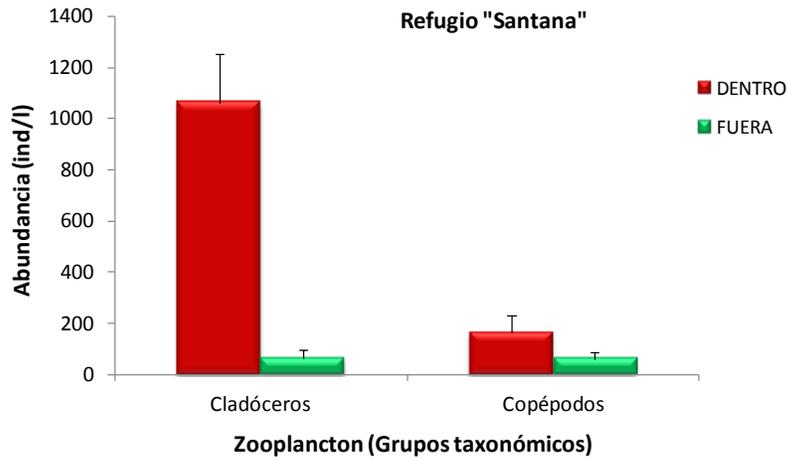


Figura 31. Comparación de las densidades promedio de cladóceros y copépodos dentro y fuera del refugio.

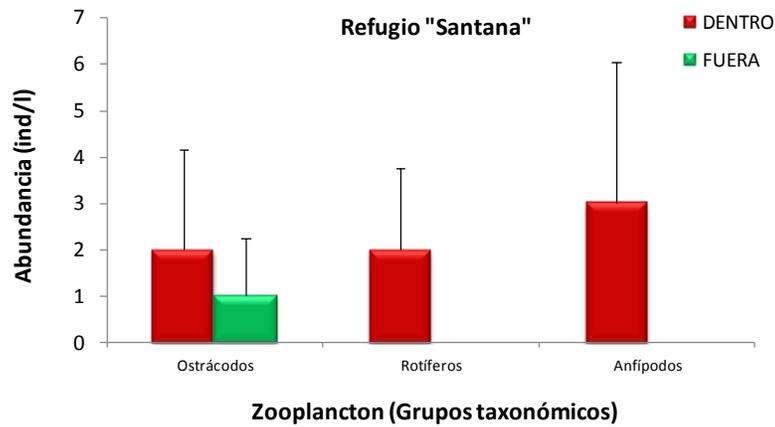


Figura 32. Comparación de las densidades promedio de ostrácodos, rotíferos y Anfípodos dentro y fuera del refugio.

6.5. Insectos e invertebrados

Se registraron diez órdenes de invertebrados entre ambos refugios: seis órdenes correspondientes a la clase *Insecta*, un orden correspondiente a la clase *Arachnida*, un orden para la clase *Hirudinea*, uno para la clase *Gastropoda* y uno para la clase *Malacostraca* (Cuadro 12).

Cuadro 12. Invertebrados presentes en los refugios Santana y UNAM.

CLASE	ORDEN	REFUGIO		Ejemplos
		UNAM	SANTANA	
INSECTA	Coleóptera	✓	✓	voladores y pequeños escarabajos.
	Díptera	✓	✓	mosquitos y quironómidos
	Himenóptera	x	✓	abejas y avispas
	Lepidóptera	✓	x	mariposas y polillas
	Hemíptera	✓	✓	patinadores, corixidos
	Odonata	✓	✓	libélulas
ARACHNIDA	Araneae	✓	✓	arañas
HIRUDINEA	----	✓	✓	sanguijuelas
GASTROPODA	Pulmonata	✓	x	caracoles
MALACOSTRACA	Amphipoda	✓	✓	<i>Hyallega azteca</i>
		Presente ✓ Ausente x		

6.6. Colecta de axolotes

De los ocho axolotes sembrados en el refugio Santana sólo se lograron recuperar cinco axolotes, dos muertos y tres vivos (Cuadro 13).

Cuadro 13. Características morfométricas de los axolotes sembrados en el refugio Santana.

No. Chip	Peso (g)	Talla (cm)	Branquias (cm)	Sexo	Recuperado	Obs.
108-003-522	64.27	22	0.12	M	x	
108-012-864	74.78	23.2	0.18	M	✓	
108-009-793	62.27	21.5	0.13	H	✓	Muerto
108-009-021	71.72	20.7	0.14	H	x	
057-573-882	54.1	20.5	0.11	M	✓	
108-002-599	69.2	20.5	0.07	M	x	
sin chip	74.54	23.1	0.15	M	✓	Muerto
sin chip	69.54	22	0.18	M	✓	

Por su parte, se recuperaron dos de los nueve axolotes sembrados en el refugio UNAM (Cuadro 14). Uno de ellos fue recuperado en mal estado por lo que murió durante el traslado al laboratorio por lo que fue congelado para posteriormente obtener las muestras de músculo.

Los axolotes que no pudieron ser recuperados, pudieron ser depredados por culebras de agua (*Thamnophis* sp.) o por la garza (*Nycticorax nycticorax*) que se observaron frecuentemente en los refugios.

Cuadro 14. Características morfológicas de los axolotes sembrados en el refugio UNAM.

No. Chip	Peso (g)	Talla (cm)	Branquias (cm)	Sexo	Recuperado	Obs.
108-006-089	29.93	17.5	0.05	M	x	
108-017-276	58.15	20.5	0.05	M	✓	Muerto
108-006-330	40.83	18	0.04	M	x	
108-003-857	78.15	21	1.8	M	x	
108-002-547	50.31	19	1.4	H	x	
108-011-009	53.65	19.6	1.2	H	x	
sin chip	35.31	16.5	0.03	M	✓	Muerto
sin chip	32.26	18.5	0.05	H	x	
sin chip	47.32	18	0.05	M	x	

6.7. Isótopos estables

Se analizaron 124 muestras, 64 muestras de organismos presentes en el refugio UNAM y 60 muestras de organismos presentes en el refugio Santana. Se encontró que hubo un enriquecimiento de $\delta^{15}\text{N}$ de 3.4 ‰ por lo que se identificaron tres niveles tróficos en ambos refugios, en UNAM y Santana. Además, se observaron dos rutas energéticas en los refugios.

Dentro del refugio Santana el primer nivel trófico está representado por los odonatos, coríxidos, quironómidos, anfípodos y el axolote. El segundo nivel está representado por organismos la culebra, zooplancton, hemípteros y goodeidos. El tercer nivel está representado por el acocil y el charal.

Se observó que el axolote puede estar alimentándose de odonatos, quironómidos y coríxidos o bien, organismos bentónicos que no fueron colectados (Figura 33).

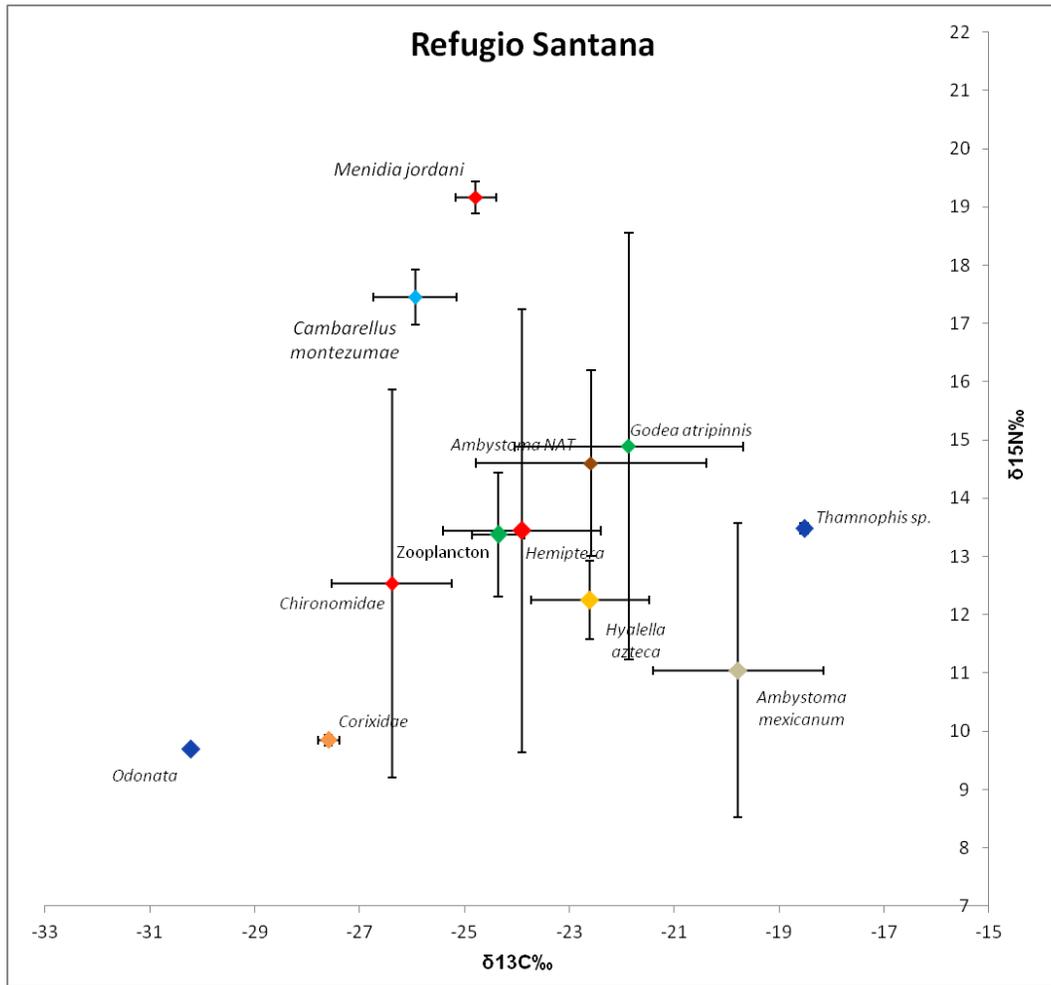


Figura 33. Estructura trófica del refugio Santana empleando cada uno de los componentes tróficos analizados. La desviación estándar de los valores promedio está representada por las líneas cruzadas en cada punto.

En el refugio UNAM el primer nivel trófico está representado por organismos básicamente detritívoros y se encuentra representado por los anfípodos, corixidos, quironómidos. El segundo nivel está representado por organismos carnívoros como el axolote, los odonatos y hemípteros, así como por el zooplankton.

El tercer nivel está representado por el acocil y los peces charales y goodeidos. Además, se observó que la rutas de flujo energético muestran que los peces se están alimentando de zooplankton y odonatos, mientras que los axolotes están basando su dieta de hemípteros, quironómidos, corixidos y anfípodos (*Hyallella azteca*) (Figura 34).

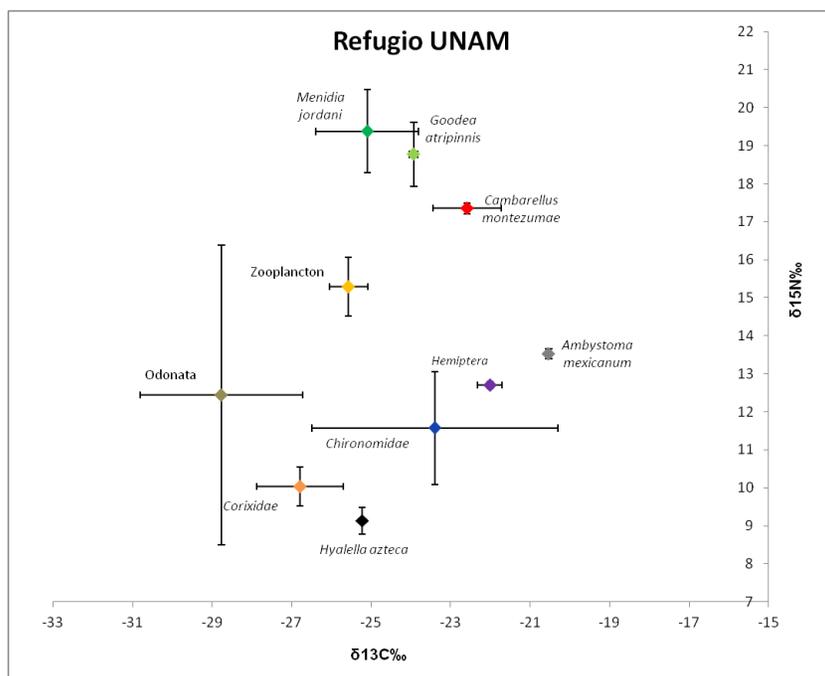


Figura 34. Estructura trófica del refugio UNAM empleando cada uno de los componentes tróficos analizados. La desviación estándar de los valores promedio está representada por las líneas cruzadas en cada punto.

En análisis estadístico mostró que no existieron diferencias entre las firmas isotópicas de los organismos colectados en el refugio UNAM y aquéllos colectados en el refugio Santana ($P=0.89$) (Figura 35).

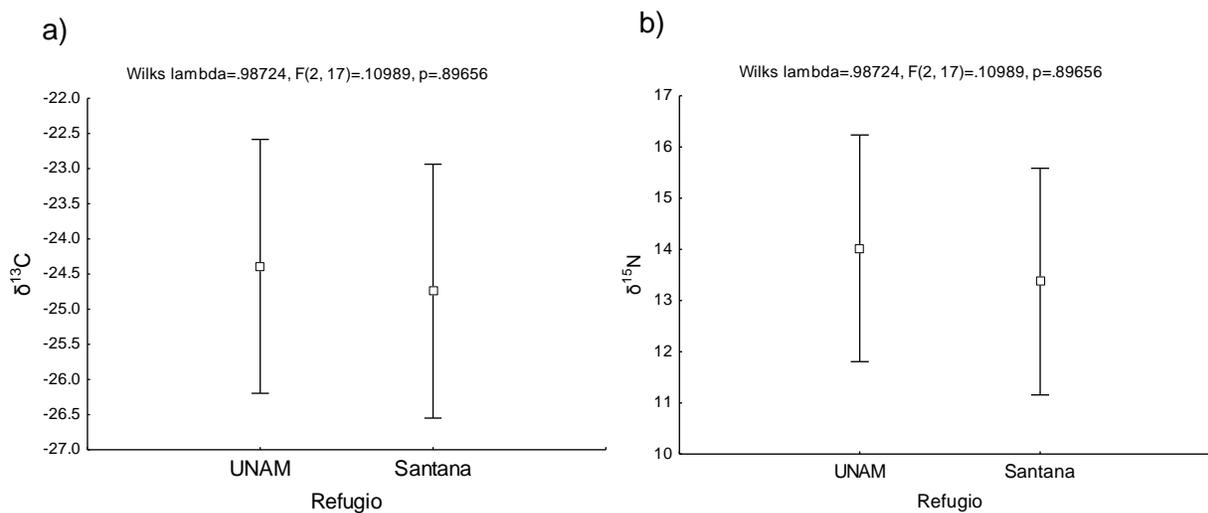


Figura 35. Firmas isotópicas de los organismos colectados en los refugios UNAM y Santana. a) $\delta^{13}\text{C}$ y b) $\delta^{15}\text{N}$

7. Discusión

7.1. Caracterización de los refugios

La dinámica hidrológica de Xochimilco ha sido alterada por la desecación de los manantiales y la subsecuente sustitución de su agua por una proveniente de plantas de tratamiento. Gracias a esto, el humedal es un ecosistema heterogéneo cuyas propiedades cualitativas se encuentran altamente influenciadas por la calidad del agua abastecida por las plantas y por la entrada de materia orgánica a escala local (Mazari-Hiriart y MacKay, 1993; Mercado *et al.*, 2000). De acuerdo a esto, se observó un patrón semejante en los cambios en los valores de los parámetros fisicoquímicos dentro de los refugios y los cambios observados fuera de ellos. Sin embargo, en los refugios los cambios fueron más marcados o prolongados, presentándose valores más altos de conductividad y pH, pero niveles de oxígeno disuelto más bajos que alcanzaron puntos de anoxia, situación contraria a lo que se observó fuera de los refugios. Estas diferencias pueden deberse a la falta de circulación natural del agua dentro de los refugios, lo que propicia que ésta se estanque y así se acumulen sales, compuestos carbonatados y materia orgánica, incrementándose con esto los niveles de conductividad y pH, y disminuyendo los valores de oxígeno no sólo por el escaso movimiento del agua, sino por una mayor descomposición de materia orgánica (Arcos-Ramos *et al.*, 1996; Quiroz-Flores *et al.*, 2008).

Por su parte, en los canales externos existe un mayor flujo de agua propiciado mayor dilución, fomentando que los cambios no sean tan drásticos. De esta forma, el refugio más estable y cuyos valores fueron similares a su canal externo, fue el refugio UNAM, ya que sus dimensiones (particularmente el ancho) permitieron una influencia directa del viento y por tanto, que el agua se mantuviera en continuo recambio con el canal externo. Además, a diferencia del resto de los refugios, es una zona con poca actividad chinampera lo que limita el aporte de materia orgánica alóctona, y se encuentra conectado al Canal de Cuemanco, uno de los más grandes del humedal que gracias al paso continuo de canoas y a una fuerte acción eólica, presenta altos niveles de oxigenación (Flores-Ramírez, 2009).

La creación de refugios es una estrategia para la recuperación de las poblaciones nativas, esencialmente las de *Ambystoma mexicanum*, *Menidia jordani* y *Cambarellus montezumae* por lo que resulta fundamental que los parámetros fisicoquímicos del agua se encuentren dentro de los intervalos óptimos para su desarrollo (16-20 °C de temperatura, 7.4-8.2 de pH y 975-1650 µS/cm de conductividad).

Particularmente el pH, la conductividad y el oxígeno disuelto condicionan la supervivencia de los organismos, mientras que la temperatura es un factor limitante de los procesos metabólicos y reproductivos (Pough y Wilson, 1977; Horne y Dunson, 1994; Kutka, 1994; Horne y Dunson, 1995).

El patrón de los valores observados es coincidente con previos trabajos, donde se ha registrado que durante época de secas, los valores de pH y conductividad disminuyen, mientras que durante las lluvias los valores se incrementan debido al lavado de los suelos y arrastre de materia orgánica circundante hacia los canales (Ramos-Bello *et al* 2001). En cuanto al pH, éste se mantuvo en un rango de 7-8.9, común para sistemas con aguas residuales (Jiménez, 2001), sin embargo la media de los cuatro refugios nunca superó un pH de 7.8 por lo que los picos máximos y mínimos sugieren eventos puntuales que al no ser prolongados, no afectan la supervivencia del axolote y otras especies nativas. Por su parte, a excepción del refugio UNAM, la conductividad presentó valores bastante altos a finales de la temporada de lluvias respecto a lo reportado en previos trabajos, en los que usualmente no supera los 2200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Valiente 2006; Merlo, 2010; Contreras, 2012).

Esto sugiere que los refugios ubicados en áreas chinamperas activas se encuentran en zonas con suelos con una alta acumulación de sales y materia orgánica a causa de la actividad agrícola, la cual queda expuesta al abrir las zanjas para construir los refugios y es arrastrada más fácilmente hacia el agua de los refugios con la escorrentía de las lluvias. Debido a esto, estos refugios requieren un periodo de estabilización previo a la introducción de animales, en el cual la utilización de macrófitas es indispensable para la depuración del agua (Miretzky *et al.*, 2004).

En cuanto al oxígeno disuelto, los refugios Isla de las Muñecas y Tezhuilo presentaron valores cercanos a la anoxia y muy por debajo de aquellos registrados fuera de ellos, sugiriendo que no existió un flujo del agua de fuera hacia dentro suficiente para mezclar y oxigenar la columna de agua. Probablemente la morfología de los refugios impidió el flujo del agua a lo largo de ellos, ya que tienen una estructura de escuadra, son estrechos, se encuentran rodeados de vegetación alta y en sus extremos finales se encuentran cerrados con vegetación acuática emergente. Si bien en estos refugios no se sembraron axolotes, acociles ni charales, el oxígeno disuelto es un limitante directo en la distribución de sus presas, ya que concentraciones menores a los 4 mg/l inducen condiciones letales o de estrés en diversas especies de vertebrados acuáticos como los peces (Yip y Wong, 1977), mientras que la abundancia de zooplancton disminuye significativamente cuando las concentraciones son menores a 1 mg/l (Roman *et al.*, 1993).

En cuanto al fósforo, nitratos y amonio, al no encontrarse diferencias entre los niveles dentro del refugio y fuera, se infiere que no existe un aporte de nutrientes directo en los refugios. Los niveles de fósforo fueron más bajos que trabajos previos (Contreras, 2006), pero son coincidentes con los de un sistema hipereutrofizado ($> 100 \mu\text{g/l}$) con altos niveles de fósforo por la utilización de fertilizantes y las descargas directas urbanas (Ramesh-Reddy y DeLaune, 2008; Mazari-Hiriart *et al.*, 2008), lo cual promueve florecimientos de fitoplancton y aumento en la productividad primaria, con el consecuente agotamiento del oxígeno disuelto por la oxidación de la misma (Ramos-Bello *et al.*, 2001). Por su parte, el amonio y los nitratos también presentaron valores menores a los reportados previamente (Zambrano *et al.*, 2012) (Contreras, 2009).

Sin embargo, estos nutrientes presentan una alta permeabilidad a través de las branquias de peces por lo que el axolote podría presentar el mismo tipo de susceptibilidad debido a su respiración branquial. Al existir altos niveles de amonio disuelto en el agua, la absorción de este será mayor, causando la oxidación de la hemoglobina y por tanto, el impedimento del transporte de oxígeno dentro del organismo originando muerte por asfixia (Camargo *et al.*, 2003; USEPA, 2009). Además, en todos los refugios los valores obtenidos superaron los 0.2 mg/l de amonio, límite sobre el cual se presentan eventos letales para embriones y larvas de *Ambystoma mexicanum* (Mendoza, 2009).

Por otra parte, la transparencia fue significativamente mayor en todos los refugios, lo que está relacionado con el aislamiento de las especies de peces introducidas (tilapia y carpa). La carpa es conocida por sus hábitos bentívoros y se sabe que hay una relación directa entre el aumento de la turbidez del agua y el aumento en la biomasa de la carpa, ya que resuspende los sedimentos en la búsqueda de alimento (Brewkelaar *et al.*, 1994; Loughheed *et al.*, 1998). Además, la ausencia de la tilapia de los refugios permite el crecimiento poblacional del zooplancton, lo que a su vez impide los florecimientos de fitoplancton incrementando la transparencia del agua, permitiendo así que el paso de luz solar sea mayor y la zona fótica de la columna de agua alcance mayores profundidades, favoreciendo que las macrófitas sumergidas se desarrollen y también ayuden a retener sólidos disueltos en sus estructuras disminuyendo la turbidez y aumentando la transparencia (Carpenter *et al.*, 1999). Este patrón coincide con los resultados de zooplancton obtenidos dentro y fuera del refugio. Fuera del refugio la abundancia es mínima y la dominancia es de grupos pequeños como los rotíferos y los copépodos, ya que los cladóceros como la *Daphnia* sp. son preferentemente depredados por los peces al ser más visibles y fáciles de capturar (Kissick, 1987; Navarrete *et al.*, 1996). Asimismo, la alta abundancia de cladóceros se encuentra relacionada con sistemas oligotróficos lo que sugiere que los refugios funcionan como herramienta de restauración de la calidad del agua (Jürgens y Jeppesen, 2000).

7.2. Estructura trófica

Las firmas isotópicas de los organismos pueden ser modificadas por las actividades antropogénicas y se encuentran directamente ligadas al uso de suelo (Zambrano *et al.*, 2010). Las descargas urbanas no sólo modifican los niveles fisicoquímicos del agua al disminuir la cantidad de oxígeno disuelto y aumentar la conductividad del agua, sino también reducen la disponibilidad de recursos para organismos detrívoros, modificando los patrones de alimentación (di Lascio *et al.*, 2013). Debido a que Xochimilco es un sistema hipereutrófico cuya agua se mantiene predominantemente por las plantas de tratamiento, existe un enriquecimiento de ^{15}N en el sistema a causa de los procesos de nitrificación y desnitrificación bacteriana, lo cual se refleja en un aumento en las firmas isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$ (Hobbie *et al.*, 1990; Cabana y Rasmussen, 1996).

Los resultados agrupan claramente a los organismos que se alimentan de detritus en un nivel trófico. Previos estudios en Xochimilco indican que la firma isotópica $\delta^{13}\text{C}$ del MOP en Xochimilco es altamente variable y se encuentra entre -19 y -30 (Merlo, 2010), rango en el cual podemos observar a los quironómidos, los anfípodos (*Hyaella azteca*), los corixidos, las larvas de dípteros y al zooplancton. El enriquecimiento de nitrógeno del zooplancton se encuentra estrechamente relacionado con el grado de omnivoría de los grupos que lo componen (Kling *et al.*, 1992). Si bien tanto cladóceros como copépodos son filtradores no selectivos, los copépodos son principalmente fitoplanctívoros (Kleppel, 1993) mientras que es conocido que los grandes cladóceros como *Daphnia* sp. y *Moina* sp., comúnmente presentes en las aguas de Xochimilco (Sarma y Nandini, 2005; Chaparro, 2007), incluyen en su dieta pequeños organismos heterótrofos como bacterias, flagelados y ciliados, dando una lectura mayor de nitrógeno (Hansson *et al.*, 1997). Por su parte, la firma isotópica $\delta^{15}\text{N}$ de las larvas de odonatos en el refugio UNAM las ubica en un nivel trófico de consumidor secundario coincidente con sus hábitos alimenticios carnívoros, teniendo como presas probables otras larvas (neuróptera) así como corixidos. Las altas desviaciones en los grupos de quironómidos y odonatos muestran que estos organismos se alimentan de una gran variedad de recursos y pueden ser omnívoros oportunistas dependiendo de la disponibilidad y abundancia de los recursos (Berg, 1995).

El último nivel trófico en ambos refugios se encuentra representado por los acociles, los charales y los goodeidos. Los acociles generalmente ocupan una posición de depredador (consumidor secundario/terciario) en la estructura trófica, presentando valores de $\delta^{15}\text{N}$ más altos que el de los insectos debido a su omnivoría oportunista (Parkyn *et al.*, 2001).

Por su parte, los charales son peces zooplancívoros mientras que los godeidos son herbívoros, la posición de ambos como depredadores tope en la estructura trófica se debe al enriquecimiento en nitrógeno dado por la ruta pelágica fitoplancton – zooplancton (De la Lanza-Espino, 2000; Navarrete *et al.*, 2009; Córdova, 2011).

Los resultados muestran una similitud en la estructura trófica de ambos refugios, mostrando el mismo número de niveles. Sin embargo, existen diferencias en la posición trófica de los axolotes lo que muestra que probablemente estén obteniendo su fuente de alimento por distintas rutas. Además, se observó una diferencia en la posición trófica de los axolotes criados en refugios de Xochimilco y axolotes provenientes de la colonia del laboratorio, observándose un enriquecimiento de la firma de nitrógeno mayor en aquéllos criados en condiciones semi-naturales.

Esto sugiere que es probable que los axolotes provenientes de la colonia tardaran para adecuarse a las condiciones de los refugios y poder desarrollar habilidades que les permitieran cazar presas ágiles, convirtiéndose en depredadores oportunistas. Por otra parte, es factible que la composición isotópica haya sido distinta por las diferencias en tiempo que cada grupo pasó dentro del refugio, ya que se requiere un periodo mínimo antes de que la composición isotópica corporal se equilibre completamente con la de la dieta (Hansson *et al.*, 1997) y los axolotes del laboratorio estuvieron tres meses en el refugio mientras que los axolotes criados *in situ*, toda su vida.

Asimismo, los resultados muestran que el axolote se encuentra por debajo de los peces y acociles sugiriendo que no se están alimentando de sus presas naturales o bien que éstas no son la fuente principal de su alimentación (Opsahl *et al.*, 2010). Las salamandras se encuentran en la punta de la estructura trófica de los sistemas acuáticos y desde que son larvas depredan desde plancton hasta pequeños peces y otros anfibios (Regester *et al.*, 2008).

A su vez, los resultados obtenidos en el presente trabajo indican que las culebras son depredadores naturales del axolote dentro del sistema lacustre. Por su parte, los axolotes de Santana criados en Xochimilco y los axolotes de colonia del refugio UNAM se ubicaron en una posición trófica similar, por arriba de los insectos y pequeños crustáceos, contemplando incluso dentro de su dieta a alevines de *Goodea atripinnis*. La red trófica observada en los refugios presenta bastantes presas potenciales para el axolote pero una poca variedad de organismos omnívoros, propiciando que el axolote cambie de posición ya que la reducción de la omnivoría, en uno o todos los niveles de la cadena trófica, es uno de los diversos factores que pueden causar que la posición trófica de un depredador cambie (Post *et al.*, 2000).

Sumado a esto, la firma isotópica $\delta^{13}\text{C}$ de los consumidores secundarios y terciarios es altamente inestable debido a la variabilidad en las firmas isotópicas de los productores primarios. La firma isotópica de las plantas acuáticas y el fitoplancton cambia por diversas causas entre las que se encuentran factores abióticos como fluctuaciones en el carbono inorgánico disuelto, diferencias en la química del agua, profundidad y estacionalidad, y factores biológicos como la composición de las comunidades fitoplanctónicas y su distinto fraccionamiento del ^{13}C (Marcenko *et al.*, 1989; Caroni, *et al.*, 2012). De esta forma, una misma especie como el axolote puede presentar firmas isotópicas de carbono distintas como se observó entre los refugios, dependiendo de la fuente de carbono que utilicen sus presas y por tanto, de la composición isotópica de los productores primarios. Para la evaluación completa de la estructura trófica y el flujo de energía sería necesario realizar un análisis que incluya muestras de sedimento y fitoplancton de los refugios, así como contemplar realizar un muestreo en las diferentes estaciones del año.

7.3. Refugios como herramientas de conservación

Una forma de evaluar la perturbación de un sistema es mediante la determinación de la estructura trófica lo cual ayuda a comprender las interacciones que se están formando en el mismo y la dirección del flujo de energía (Zambrano, 2003). Diversas medidas de mitigación se sustentan a partir de estos conocimientos. Cambios en la abundancia de depredadores y productores propagan reacciones en cadena hacia los niveles de abajo o arriba respectivamente (Vander Zander *et al.*, 2005).

En el caso de Xochimilco, la eutrofización lleva a la pérdida de biodiversidad por la disminución de la producción primaria béntica (Tewfit *et al.*, 2005). Aunado a esto, la introducción de tilapia y carpa al sistema redujo las poblaciones de los axolotes no sólo al eliminar lugares de ovoposición y depredar sus huevos y larvas, sino que modificó la estructura trófica por la adición de un depredador intermedio que compite exitosamente con el axolote por los recursos (Valiente, 2006).

De esta forma, las especies exóticas no sólo eliminan a las poblaciones nativas por depredación directa, sino que eliminan las presas potenciales de éstas por su capacidad de alimentarse de presas alternativas (Savidge, 1987).

La construcción de refugios para la conservación del hábitat del axolote empezó con el presente trabajo, razón por la cual se tienen pocos registros que sustenten su éxito. A pesar de esto, los resultados son alentadores al observarse que mejoran las condiciones fisicoquímicas del agua y la productividad biológica (Valiente *et al.*, 2010).

Sin embargo, los resultados obtenidos muestran que no basta con reabrir los apantles para tener refugios funcionales, sino que deben tomarse en cuenta aspectos fundamentales como el flujo del agua dentro del refugio, el tipo de vegetación, su ubicación, su morfología y dimensiones, así como establecer mecanismos que disminuyan la lixiviación de nutrientes y productos proveniente de los cultivos hacia el agua de los refugios. Los resultados obtenidos con el charal y el acocil sugieren que los refugios pueden ayudar a restablecer las redes tróficas originales. En cuanto al axolote, todavía deben comprenderse mejor las interacciones en las que participa y los factores que modifican su dieta ya que estos podrían variar de acuerdo a la abundancia de presas y la predilección por alguna por diversos factores (etapa de desarrollo, facilidad de captura, etc.).

8.- Conclusiones

- 8.1. Los refugios libres de tilapias y carpas presentan diferencias en las propiedades fisicoquímicas y limnéticas con los canales externos que los abastecen de agua, presentando valores más altos en calidad de agua y abundancia de alimento.
- 8.2. La presencia de charales y acociles se concentró únicamente dentro de regiones donde se practica la chinampería tradicional, encontrándose una mayor abundancia en acalotes, aislando la distribución de estas especies.
- 8.3. Los refugios presentaron entre 3 y 4 niveles tróficos, ubicando al axolote en un nivel intermedio lo cual sugiere que su dieta se basó en consumidores primarios.
- 8.4. Los refugios pueden ser una buena alternativa para la rehabilitación del hábitat de las especies nativas, ya que ayudan a la recuperación gradual de la complejidad de la estructura trófica respecto a lo observado en los canales externos.
- 8.5. Aún con el establecimiento de refugios con mejor calidad de agua y disponibilidad de alimento, el axolote no ocupó la posición de depredador tope.

9. Referencias Bibliográficas

- Álvarez-Cobelas, M., Cirujano, S. y Sánchez-Carrillo, S. 2001. Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. *Biol. Conserv.* 97(1): 89-98.
- Álvarez, F. y Rangel, R. 2007. Estudio poblacional del acocil *Cambarellus montezumae* (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) en Xochimilco, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 78(2): 431-437.
- Arcos-Ramos, R. (y col.). 1996. Evaluación de la calidad del agua de los canales chinamperos de Xochimilco: posibles alternativas de usos y tratamiento. *En* Stephan-Otto, E. (coord.) Segundo Seminario Internacional de Investigadores de Xochimilco. Asociación Internacional de Investigadores de Xochimilco, A.C. 76-115.
- Ávila, R.B. 2000. Composición actual de la ictiofauna del lago de Xochimilco. Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM. Pp. 72.
- American Public Health Association (APHA). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Water Works Association and Wastewater, Washington D.C. 20st ed.
- Barbour, C. 1973. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma* Swainson (Pisces, Atherinidae). *Tulane Stud. Zool. Bot.* 18(3): 97-141.
- Berg, H.B. 1995. Larval food and feeding behaviour *En*: The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges. Armitage, P.D., Cranston, P.S. y Pinder, L.C. (eds). Chapman & Hall, London. Pp. 136-168.
- Bradshaw, A.D. 2002. Introduction and Philosophy *En*: Handbook on Ecological Restoration. Perrow, M.R. y Davy, A.J. (eds). Cambridge University Press. Cambridge, UK. Pp. 464.
- Brewkelaar, A., Lammens, E., Breteler, J. y Tratai, I. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentration of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biol.* 32: 112-121.
- Briand, F. 1983. Environmental control of food web structure. *Ecology* 64(2): 253-263.
- Bronmark, C. y Weisner, S.E.B. 1992. Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow, eutrophic lakes: an alternative mechanism. *Hidrobiologia* 243/244: 293-301.
- Cabana, G. y Rasmussen, J.B. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 93: 10844-10847.

-
- Camargo, J.A., Alonso, A. y Salamanca, A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58: 1255-1267.
 - Canonico C.G., Arthington, A., Mccrary, K.J. y Thieme L.M. 2005. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 463–483.
 - Carpenter, S.R. y Lathrop, R.C. 1999. Lake restoration: capabilities and needs. *Hydrobiologia* 395/396: 19–28.
 - Carpenter, S.R. y Kitchell, J.F. 1993. *The trophic cascade in Lakes*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K. Pp. 385.
 - Caroni, R., Free, G., Visconti, A. y Manca, M. 2012. Phytoplankton functional traits and seston stable isotopes signature: a functional-based approach in a deep, subalpine lake, Lake Maggiore (N. Italy). *J. Limnol.* 71(1): 84-94.
 - Carpenter, S.R. y Lathrop, R.C. 1999. Lake restoration: capabilities and needs. *Hydrobiologia*. 395/396: 19-28.
 - Chaparro, D. 2007. *Biología de la alimentación de *Ambystoma mexicanum*: implicaciones para su conservación*. Tesis de Maestría. FES Iztacala, UNAM. Pp. 118.
 - Chapin, F.S. III., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., y Díaz, S. 2000. Consequences of Changing Biodiversity. *Nature*. 405: 234-242.
 - Callaway, J.C. y Zedler, J.B. 2004. Restoration of urban salt marshes: lessons from southern California. *Urban Ecosyst.* 7: 133-150.
 - Callaway, J.C., Sullivan, G., Desmond, J.S., Williams, G.D. y Zedler, J.B. 2001. Assessment and Monitoring. *En: Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. Zedler, J.B. (ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida.
 - Cohen, J.E., Beaver, R.A., Cousins, S.H., DeAngelis, D.L., Goldwasser, L., Heong, K.L., Holt, R.O., Kohn, A.J., Lawton, J.H., Martinez, N., O'Malley, R., Page, L.M., Patten, B.C., Pimm, S.L., Rejmánek, M., Schoener, T.W., Schoenly, K., Sprules, W.G., Teal, J.M., Ulanowicz, R.E., Warren, P. H., Wibur, H. M. y Yodzis, P. 1993. Improving food webs. *Ecology* 74(1): 252-258.
 - Contreras A.V. 2006. *Distribución potencial del "*Ambystoma mexicanum*" en los canales de la zona chinampera de Xochimilco*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. Pp. 49.
 - Contreras A.V. 2009. *Variables bióticas y abióticas como indicadores de heterogeneidad en el lago de Xochimilco, distrito federal*. Tesis de Maestría. Instituto de Biología. UNAM, México, D. F. Pp. 64.

-
- Córdova, F. 2011. Caracterización de la estructura trófica del lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. Pp. 53.
 - Cronk, J.K. y Fennessy, M.S. 2001. Wetland Plants: Biology and Ecology. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. Pp. 482.
 - Cross, W.F., Wallace, J.B. y Rosemond, A.D. 2007. Nutrient enrichment reduces constraints on material flows in a detritus-bases food web. *Ecology* 88(10): 2563-2575.
 - DeAngelis, D.L., Mulholland, P.J., Palumbo, A.V., Steinman, A.D., Huston, M.A. y Elwood, J.W. 1989. Nutrient dynamics and food-web stability. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 71-95.
 - De la Lanza-Espino, G., Hernández-Pulido, S. y Carbajal-Pérez, J.L. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdes. Pp. 633.
 - Deniro, M.J. y Epstein, S. 1977. Mechanisms of carbon isotope fractionation associated with lipid synthesis. *Science* 197:261-263 pp.
 - DeNiro, M.J. y Epstein, S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta* 42:495-506.
 - DGCORENADER. 2005. Programa de Manejo del Área Natural Protegida “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco” Manuscrito. México, D.F. Pp. 37.
 - Eggers, T. y Helfin-Jones, T. 2000. You are what you eat... are you?. *Tree* 15 (17): 265-266.
 - Ehrenfeld, J.G. 2000. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecol. Eng.* 15: 253-265.
 - Flores-Ramírez, G. 2009. Análisis preliminar de algunos factores físico-químicos indicadores de la calidad del agua en Xochimilco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. Pp. 92.
 - Finlayson, C.M., Davidson, N.C., Spiers, A.G. y Stevenson, N.J. 1999. Global wetland inventory: current status and future priorities. *Mar. Freshw. Res.* 50:717– 27
 - Gaceta Oficial del Distrito Federal. 2006. Programa de Manejo del Área Natural Protegida con Carácter de Zona de Conservación Ecológica “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”. México, D.F. Pp. 41.
 - Gannes, L.Z., O’Brien, D.M. y Martínez Del Río, C. 1997. Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78: 1271-1276.
 - Hansson, S., Hobbie, J.E., Elmgren, R., Larsson, V., Fry, B. y Johansson, S. 1997. The stable nitrogen isotope ratio as a marker of food-web interactions and fish migration. *Ecology* 78(7): 2249-2257.
 - Hinojosa-Garro, D. y Zambrano, L. 2004. Interactions of common carp (*Cyprinus carpio*) with benthic crayfish decapods in shallow ponds. *Hydrobiologia* 515: 115-122.

-
- Hobbie, J.E., Larsson, U., Elmegren, R. y Fry, B. 1990. Sewage derived ^{15}N in the Baltic traced n *Fucus*. *Eos* 71:190-197.
 - Horne, M.T. y Dunson, W.A. 1994. Exclusion of the Jefferson salamander, *Ambystoma jeffersonianum*, from some potential breeding ponds in Pennsylvania: Effects of pH, temperature, and metals on embryonic development. *Arch. Environ. Con. Tox.* 24(3): 323-330.
 - Horne, M.T. y Dunson, W.A. 1995. Effects of low pH, metals and water hardness on larval amphibians. *Arch. Environ. Con. Tox.* 29(4): 500-505.
 - Huidrobo, L. 2000. Peces. *En: Organismos Indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. De la Lanza-Espino, G., Hernández-Pulido, S. y Carbajal-Pérez, J.L. (eds). Plaza y Valdés. México, D.F.
 - Hunt, R.J., Walker, J.F. y Krabbenhoft, D. 1999. Characterizing hydrology and the importance of ground-water discharge natural and constructed wetlands. *Wetlands* 19: 458-472.
 - Huxel, G. y McCann, K. 1998. Food web stability: The influence of trophic flow across habitats. *Am. Nat.* 152: 460-469.
 - Ibañez, L., García, J.L. y Torres-Orozco, R. 2008. Aspectos reproductivos de una población de charal *Menidia jordani* (Woolman) del Lago de Metztitlán, Hidalgo. *Hydrobiologia* 18(1): 1-9.
 - Jardine, T.D., Mcgeachy, S.A., Paton, C.M., Savoie, M. y Cunjak, R.A. 2003. Stable Isotopes in Aquatic Systems: Sample preparation, Analysis, and Interpretation. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2656: 39-45.
 - Jones, C. G. 2002. Reptiles and amphibians. *En: Handbook of Ecological Restoration*. Vol. I. Perrow y Davy (eds). Norwich, England. Pp: 355-375.
 - Jürgens, K. y Jeppesen, E. 2000. The impact of metazooplankton on the structure of the microbial food web in a shallow, hypertrophic lake. *J. Plankton Res.* 22: 1047-1070.
 - Kissick, L. A. 1987. Prey selectivity and feeding periodicity of logperch larvae in Acton Lake, Ohio. *Environ. Biol. Fish.* 20(2): 155-160.
 - Kleppel, G.S. 1993. On the diets of calanoid copepods. *Mar. Ecol-Prog. Ser.* 99: 183-195.
 - Kling, G., Fry, B. y O'Brien, W.J. 1992. Stable isotopes and planktonic trophic structure in artic lakes. *Ecology* 73(2): 561-566.
 - Lindig-Cisneros, R.J., Desmond, K., Boyer, E. y Zedler, J.B. 2003. Wetland Restoration Thresholds: Can a degradation transition be reversed with increased effort? *Ecol. Appl.* 13: 193-205.
 - Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecol. Appl.* 2: 203-217.

-
- Kutka, F.J. 1994. Low pH effects on swimming activity of *Ambystoma* salamander larvae. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(11): 1821-1824.
 - Lot, A., Novelo, A., Olvera, M. y Ramírez, P. 1999. Catálogo de angiospermas acuáticas de México. Hidrófitas estrictas emergentes, sumergidas y flotantes. Cuadernos del Instituto de Biología 33. Instituto de Biología, UNAM. México D.F. Pp. 159.
 - Marcenko, E., Srdoc, D., Golubic, S., Pezdic, J. y Head, M.J. 1989. Carbon uptake in aquatic plants deduce from their natural ^{13}C and ^{14}C content. *Radiocarbon* 31(3): 785-794.
 - Mariotti, A., Germon, J.C., Hubert, P., Kaiser, P., Letolle, R., Tardieux, A., y Tardieux, P., 1981. Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation: some principles; illustration for the denitrification and nitrification processes. *Plant. Soil.* 62: 413-430.
 - Mazari-Hiriart, M. y Mackay, D.M. 1993. Potencial for groundwater contamination in Mexico City. *Environ. Sci. Technol.* 27(5): 794-802.
 - Mazari-Hiriart, M., Ponce-de-León, S., López-Vidal, Y., Islas-Macías, P., Amieva-Fernández, R.I. y Quiñones-Falconi, F. 2008 Microbiological Implications of Periurban Agriculture and Water Reuse in Mexico City. *PLoS ONE* 3(5): e2305. doi:10.1371/journal.pone.0002305.
 - McCutchan, J.H.Jr., Lewis Jr., W.M., Kendall, C. y McGrath, C.C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos* 102: 378-390.
 - McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883-890.
 - Melian, C. J. y Bascompte, J. 2004. Food web cohesion. *Ecology* 85(2): 352-358.
 - Mercado, I., García-Calderón, N., Ibañez, A.I. y Martin, F. 2000. Composition of soil lipids in two chinampas agroecosystems from Xochimilco and Tlahuac Municipalities, Mexico. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 31(7y8): 1003-1016.
 - Mendoza, C. 2009. Efectos en el desarrollo y supervivencia de embriones y larvas recién eclosionadas de *Ambystoma mexicanum* por exposición a diferentes concentraciones de nitrito, nitrato y amonio. Tesis de Maestría. UNAM. México, D. F. Pp. 72.
 - Merlo, A. 2010. Variación espacial de la firma isotópica de quironómidos, MOP y sedimento en los canales de Xochimilco, México: Implicaciones en la red trófica. Tesis de Licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Pp.46.
 - Miller, T.E. y Kerfoot, W.C. 1987. Redefining Indirect Effects. *En: Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities.* Charles Kerfoot, W. y Sih, A. (eds). University Press of New England. Pp.33-37.
 - Miller, R.R., Minckley, W.S. y Norris, M. 2005. *Freshwater fishes of Mexico.* University of Chicago Press. Chicago. Pp. 490.

-
- Minagawa, M. y Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between ^{15}N and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 48: 1135-1140.
 - Miretzky, P., Saralegui, A. y Fernández, C.A. 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals. *Chemosphere* 57: 947-1005.
 - Moctezuma, M.A. 1996. Bases biológicas y técnicas para el cultivo del acocil. Tesis de Maestría. Universidad de Colima. México. Pp. 85.
 - Morrison, M.L., Marcot, B.G. y Mannan, R.W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications.* 2nd ed. University of Wisconsin Press, Madison.
 - Muhammetoglu, A., Muhammetoglu, H. y Soyupak, S. 2002. Evaluation of efficiencies of diffuse allochthonous and autochthonous nutrient input control in restoration of a highly eutrophic lake. *Wa. Sci. Technol.* 45(9): 195-203.
 - Navarrete, S.N., Sánchez, R. y Rojas, M.L. 1996. Selección del zooplancton por el charal *Chirostoma jordani* (Antheriniformes: Atherinidae). *Rev. Biol. Trop.* 44(2): 757-761.
 - O'leary, M. H. 1981. Carbon Isotope Fractionation in Plants. *Phytochemistry* 20 (4) p. 567.
 - Onofre, S. 2005. The floating gardens in México Xochimilco, World heritage risk site. *City Time* 1(3): 5-47.
 - Opsahl, S., Golladay, S.W., Smith, L.L. y Allums, S.E. 2010. Resource – consumer relationship and baseline stable isotopic signatures of food webs in isolated wetlands. *Wetlands* 30: 1213 - 1224.
 - Peterson, B.J. y Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18: 293-320.
 - Phillips, D.L. y Koch, P.L. 2002. Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models. *Oecologia* 130: 114-125.
 - Phillips, D.L. y Gregg, J.W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia* 136: 261-269.
 - Polis, G.A., Holt, R.O., Menge, B.A. y Winemiller, K.O. 1996. Time, space, and life history: influences on food webs. *En: food webs integration of patterns and dynamics.* Polis, G.A. y Winemiller, K.O (eds). USA, Chapman & Hall. Pp. 435-461.
 - Polis, G.A. y Strong, D.R. 1996. Food web complexity and community dynamics. *Am. Nat.* 147: 813-846.
 - Post, D.M., Pace, M.L. y Hairston, N.G. 2000. Ecosystem size determines food – chain length in lakes. *Nature* 405: 1047- 1049.

-
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology* 83(3): 703-718.
 - Pough, F.H. y Wilson, R.E. 1977. Acid precipitation and reproductive success of ambystoma salamanders. *Water Air Soil Poll.* 7(3): 307-316.
 - Quiroz, F., Miranda-Arce, M.G. y Lot-Helgueras, A. 2008. Estudio comparativo de algunas variables fisicoquímicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach. *Polibotánica* 25: 127-133.
 - Olvera-Blanco, Y., Gómez-Márquez, J.L., Peña-Mendoza, B., Gaspar-Dillanes, M.T. y Pérez, C. 2009. Reproductive biology of *Menidia jordani* (Atheriniformes: Atherinopsidae) in Xochimilco Lake, Mexico. *Ciencia Pesquera* 17(2): 65-76.
 - Ramesh-Reddy, K. y DeLaune, R.D. 2008. *Biogeochemistry of Wetlands Science and Applications*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Florida. Pp. 800.
 - Ramos-Bello, R., Cajuste, L., Flores-Román, D. y García-Calderón, N. 2001. Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa México. *Agrociencia* 3 (5): 385- 395.
 - Register, K.J., Whiles, M.R y Lips, K.R. 2008. Variation in the trophic basis of production and energy flow associated with emergence of larval salamander assemblages from forest ponds. *Fresh. Biol.* 53: 1754-1767.
 - Roman, M.R., Gauzens, A.L., Rhinhart, W.K. y White, J.R. 1993. Effects of low oxygen waters on Chesapeake Bay zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 38(8): 1603-1614.
 - Rojas-Rábiela, T. 1991. Ecological and Agricultural Changes in the Chinampas of Xochimilco-Chalco. *En: Land and Politics in the Valley of Mexico* Harvey, H.R. (ed). University of New Mexico Press, Albuquerque. New Mexico. Pp. 275-290.
 - Rojas-Rábiela, T. 1998. La cosecha del agua en la cuenca de México. *Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social*. México, D.F. Pp. 124.
 - Rojas, Y., Álvarez, F. y Villalobos, J.L. 2002. Morphological variation in the crayfish *Cambarellus montezumae* (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *En Modern approaches to the study of Crustacea*, Escobar-Briones, E. y Álvarez, F. (eds). Kluwer Academic/Plenum, New York. P. 311-317.
 - Rosas, M.M. 1976. Datos biológicos sobre el acocil del lago de Pátzcuaro *C. montezumae patzcuarensis*. *Simp. Sobre pesquerías en aguas continentales*. Tuxtla Gutierrez Chis. S.I.C. I.N.P. 89-123.
 - Rubbo, J.M. y Kiesecker, J.M. 2005. Amphibian breeding distribution in an urbanized lanscape. *Conserv. Biol.* 19(2): 504-511.

-
- Sarman, S.S.S. y Nandini, S. 2005. Zooplancton: Proyecto para la identificación participativa para un plan de rehabilitación integral del patrimonio cultural de Xochimilco. Proyecto UNESCO-Xochimilco. UNESCO. Pp. 50.
 - Savidge, J.A. 1987. Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology* 68: 660-668.
 - Scheffer, M. 1999. The effect of aquatic vegetation on turbidity; how important are the filter feeders?. *Hydrobiologia* 408/409: 307-316.
 - Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. y Walker, B. 2001. Catastrophic shift in ecosystems. *Nature* 413(11): 591-596.
 - Seto, C. y Fragkias, M. 2007. Mangrove conversion and aquaculture development in Vietnam: A remote sensing-based approach for evaluating the Ramsar Convention on Wetlands. *Global Environ. Chang.* 17: 486–500.
 - SMA-CORENADER. 2002. Programa Rector de Restauración Ecológica del Área Natural Protegida, Zona sujeta a conservación ecológica “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”. Informe final para el Gobierno del Distrito Federal. A.C. Jalapa, Veracruz. Pp. 337.
 - Smith, R. y Smith, T.M. 2000. *Ecología*. Addison Wesley, 4ª. Edición. México, D.F.
 - Streever, W. 1999. An international perspective on wetland rehabilitation. Kluwier Academic Publishers, Dordrecht, Holanda. Pp. 338.
 - Tewfik A., Rasmussen, J.B. y McCann, K.S. 2005. Antropogenic enrichment alters a marine benthic food web. *Ecology* 86: 2726-2736.
 - UC Davis Stable Isotope Facility, Department of Plant Sciences One Shields Ave, Mail Stop 1 Davis, CA 95616 USA. <http://stableisotopefacility.ucdavis.edu>.
 - USEPA, 2009. Draft 2009 Update aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – freshwater, ed. Office of Water. United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C. Pp. 192.
 - Valiente, E. 2006. Efecto de las especies introducidas en Xochimilco para la rehabilitación del hábitat del ajolote (*Ambystoma mexicanum*). Tesis de Maestría. UNAM. Pp. 95.
 - Valiente, E., Tovar, A., González, H., Eslava-Sandoval, D. y Zambrano, L. Creating refuges for the axolotl (*Ambystoma mexicanum*). 2010. *Ecol. Rest.* 28(3): 257-259.
 - Vander-Zanden, M.J., Casselman, J.M. y Rasmussen, J.B. 1999b. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401: 464-467.
 - Vander-Zanden, M.J. y Rasmussen J.B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnol. Oceanogr.* 46: 2061-2066.

-
- Vander-Zander, M.J., Essington, T.E., y Vadeboncouer, Y. 2005. Is pelagic top-down control in lakes augmented by benthic energy pathways?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1422-1431.
 - Vander-Zanden, M.J., y Fetzer, W.W. 2007. Global patterns of aquatic food chain length. *Oikos* 116: 1378-1388.
 - Werner, K.J. y Zedler, J.B. 2002. How sedge meadow soils, microtopography, vegetation respond to sedimentation. *Wetlys* 22: 451-466.
 - Wilcox, D.A. y Whillans, T.H. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlys of the Great Lakes. *Wetlys* 19: 835-857.
 - Winemiller, K.O. y Polis, G.A. 1996. Food webs: What can they tell us about the world? *Food Webs Integration of Patterns and Dynamics*. Polis, G. A. and Winemiller, K. O. USA, Chapman & Hall. Pp. 1-21.
 - Yu, J., Li, Y., Liu, X., Li, K., Chen, F., Gulati, R. y Liu, Z. 2013. The fate of cyanobacterial detritus in the food web of the Lake Taihu: a mesocosm study using ¹³C and ¹⁵N labeling. *Hydrobiologia* 710: 39-46.
 - Yip, S.W. y Wong, M.H. 1977. The effects of sewage sludge on the growth rate of carp, *Cyprinus carpio* L. *Environmental Pollution*. 14: 127-132.
 - Zambrano L., Perrow, M., Aguirre-Hidalgo, V. y Macías-García, C. 1999. The impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds. *J. Aquat. Stress Ecosyst. Recov.* 6:281-288.
 - Zambrano, L., Scheffer, M., Martinez-Ramos, M. 2001. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94: 344–350.
 - Zambrano, L. 2003. La restauración de ríos y lagos. *Revista Ciencias*. 72: 36-43.
 - Zambrano L., Vega, E., Herrera, L.H., Prado, E. y Reynoso, V.H. 2007. A population matrix model and population viability analysis to predict the fate of endangered species in highly managed water systems. *Animal Conserv.* 10(3): 297-303.
 - Zambrano, L., Contreras, V., Mazari-Hiriart, M. y Zarco-Arista, A.B. 2009. Spatial Heterogeneity of Water Quality in a Highly Degraded Tropical Freshwater Ecosystem. *Environ. Manag.* 43(2): 249-263.
 - Zambrano, L., Valiente, E. y Vander-Zanden, M.J. 2010. Stable isotope variation of a highly heterogenous shallow freshwater system. *Hydrobiologia* 646: 327-336.
 - Zambrano, L; E., Valiente; L., Sastré; A., Tovar-Garza; C., Sumano; K., Levy; J., Giménez y P., López. 2012. Informe final Programa de Análisis y Restauración del Sistema Lacustre de Xochimilco y del Axolote. Segunda etapa. Secretaría del Medio Ambiente, D.F. Pp. 268.

-
- Zelder, J.B. y Kercher, S. 2005. Wetlands resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *An. Rev. Environ. Resour.* 30: 39:74.