



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

“INVERTEBRADOS ASOCIADOS A
Eichhornia crassipes (Mart) Solms EN EL
LAGO XOCHIMILCO. MÈXICO, D.F.”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

B I O L O G O

PRESENTA:

JUAN ROBERTO SANTACRUZ BARRERA

DIRECTOR DE TESIS: DR. ARTURO ROCHA RAMÍREZ



LOS REYES IZTACALA, TLALNEPANTLA, ESTADO DE MEXICO, 2011.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIA:

A mis padres por su cariño, amor y apoyo incondicional, durante toda la vida, por el gran esfuerzo y sacrificio para brindarme siempre lo mejor, por acompañarme en los momentos más difíciles y darme los más felices junto a ellos, así como por brindarme la oportunidad de concluir una de las metas más importantes en mi vida sabiendo que la fuerza que me ayudo a conseguirlo fue su gran apoyo y compañía.

A mis abuelos por todo el apoyo y ejemplo que siempre me han inculcado, sabiendo que siempre serán un claro ejemplo a seguir.

A toda mi familia por ser una parte fundamental de mí ser, cada uno llenando de alegrías, consejos, alentándome en todo momento a seguir siempre adelante, por escucharme, comprenderme, apoyarme y brindarme siempre lo mejor de cada uno en todo momento... gracias a todos.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	II
LISTADO DE FIGURAS	III
LISTADO DE TABLAS	IV
RESUMEN	V
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	4
OBJETIVOS	5
ÁREA DE ESTUDIO	6
MATERIAL Y MÉTODOS	8
ANÁLISIS DE DATOS	11
RESULTADOS	13
DISCUSIÓN	29
CONCLUSIONES	34
LITERATURA CITADA	36

AGRADECIMIENTOS:

Debo agradecer de manera especial y sincera al Dr. Arturo Rocha Ramírez, por aceptarme para realizar esta tesis bajo su dirección, por su gran apoyo y colaboración en la realización de este trabajo, aportando siempre conocimiento y experiencia, por brindarme los medios para llevar a cabo las actividades realizadas, por sus consejos, observaciones, enseñanzas, pero sobre todo por su gran paciencia y comprensión. Muchas gracias doctor.

Un especial agradecimiento a mis sinodales:

M. en C. Rafael Chávez López

Biol. José Ángel Lara Vázquez

M. en C. María del Pilar Villeda Callejas

Por su enseñanza, consejos, comentarios, y sobre todo por compartir su tiempo conmigo para la realización de esta tesis.

Al Biol. Edgar Peláez Rodríguez por su gran colaboración como sinodal y por su ayuda en la realización de esta proyecto, por todos y cada uno de los momentos que brindo para enriquecer el proyecto, pero sobre todo por su amistad entrañable y los muchos consejos que siempre influyeron sobre mi persona.

Al Biol. José luís Viveros Legorreta por su ayuda y colaboración durante gran parte de las colectas así como sus opiniones y sugerencias que enriquecieron este trabajo.

A todos los miembros del laboratorio de ecología de la FES Iztacala, por brindarme en todo momento su amistad, consejos y ayuda.

Finalmente a mis compañeros y amigos de generación por compartir este camino lleno metas y conocimientos, pero sobretodo de satisfacciones y alegras, con cariño para Ana, Carlos, Citlaly, Judith, Salvador y Tania.

LISTADO DE FIGURAS:

Fig. 1. Ubicación geográfica de la delegación Xochimilco en el Distrito Federal.

Fig. 2. Localización de los sitios de muestreo, Canal de Cuemanco, Xochimilco, México, D. F. EC = Embarcadero Cuemanco, CE = Club España y LT = Laguna Tlilac.

Fig. 3. Diagramas de caja de los parámetros fisicoquímicos de los tres sitios de muestreo. CE = Club España, LT = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco; la caja corresponde al 50% de los valores, la barra horizontal interna al valor de la mediana y las barras verticales-los valores máximos/mínimos.

Fig. 4. Plot de ordenación del EMNM de los promedios mensuales de los parámetros fisicoquímicos del Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco, México, D. F.

Fig. 5. Variación mensual por sitio de muestreo de la riqueza de táxones de invertebrados asociados a la raíz de *Eicchornia crassipes* en el Canal de Cuemanco. CE = Club España, LC = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco.

Fig. 6. Variación mensual de la densidad de las táxones dominantes de invertebrados asociados a la raíz de *Eicchornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Xochimilco, México, D. F.

Fig. 7. Variación mensual por sitio de muestreo y promedio de la densidad de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de *Eicchornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Xochimilco. CE = Club España, LC = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco.

Fig. 8. Variación mensual por sitio de muestreo y promedio de la diversidad de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de *Eicchornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Xochimilco. CE = Club España, LC = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco.

Fig. 9. Biplot del ACC de las variables ambientales y los táxones dominantes de invertebrados asociados a la raíz de *Eicchornia crassipes* (ver material y métodos para el significado de los acrónimos).

LISTADO DE TABLAS:

Tabla 1. Valores de Z Kruskal–Wallis, ANOVA de los sitios de muestreo con diferencias significativas en los parámetros fisicoquímicos.

Tabla 2. Listado taxonómico de los invertebrados acuáticos asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco, México, D. F.

Tabla 3. Clasificación espacio–temporal de los invertebrados acuáticos asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco, México, D. F.

Tabla 4. Resultados del ACC para los cuatro primeros ejes de ordenación.

Tabla 5. Comparación del número de táxones y grupos dominantes de invertebrados asociados a la raíz de *Eiichhornia crassipes* en diferentes localidades.

RESUMEN

El sistema radicular del lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, representa un microhábitat para muchas especies de invertebrados dentro de los cuerpos de agua dulce como lo es el Lago de Xochimilco en el D. F. Se analizó el ensamblaje de invertebrados asociados al lirio acuático en el Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco en el periodo de Septiembre de 2008 a Agosto de 2009. Se tomaron muestras en tres sitios con una red de cuchara de 500 μm con dos replicas y se registraron 21 variables fisicoquímicas. Se registraron un total de 24 táxones (Insecta, Crustacea, Hirudinea, Turbellaria y Gastropoda) pertenecientes a 22 familias y 14 ordenes, la clasificación temporal estableció de los taxones encontrados el 54% son raros, 33% dominantes, el 8.35% estacionales y 4.65% comunes. El anfípodo *Hyaella azteca* (Saussure, 1858), el díptero *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758) y el odonato *Ischnura denticollis* (Burmeister, 1839) son dominantes. La densidad presentó un valor promedio de 809.41 ± 292.46 , al igual que la riqueza y diversidad Shannon–Wiener no presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios de colecta. El análisis de ordenación (EMNM) indicó la conformación de dos temporadas, lluviosa cálida y fría estiaje, este patrón anual influyó en los valores de diversidad y densidad de los organismos, incrementándose ambos en la época lluviosa cálida y disminuyendo en frío estiaje. Así mismo, se observó que la densidad está determinada por la variación en los valores de conductividad, pH, alcalinidad total, dureza de calcio, y ortofosfatos. El análisis de correspondencia canónica indicó que cinco son las variables ambientales que explican la variación de la densidad de los taxones, la relación ambiente-especie la explican los dos primeros ejes con el 80.3%. Las condiciones fisicoquímicas del agua presentan homogeneidad espacial entre los sitios de colecta. Las aguas del Canal de Cuemanco son alcalinas, presentan características fisicoquímicas de lagos eutróficos someros.

INTRODUCCIÓN

El lirio acuático (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms) es originario de Sudamérica, es una de las especies acuáticas invasoras más importantes en el mundo. El lirio acuático es una planta vascular libre flotante, es conocida por causar cambios drásticos ecológicos y socio-económicos (Center, 1994), comúnmente está en formas densas, interactuando gracias a una estructura compleja de la raíz y a la reproducción rápida (Mitchell, 1985). Se reproduce tanto de manera sexual como asexual, las semillas generalmente germinan en seis meses, en condiciones estiaje se promueve la germinación (Ueki y Oki, 1979).

Concentraciones de nutrientes y temperatura bajas (en el aire y en el agua) son considerados como el factor determinante en el desarrollo y reproducción del lirio acuático (Wilson *et al.*, 2005). La salinidad generalmente limita el establecimiento de lirio acuático en áreas costeras y dentro de estuarios (Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez, 2004). El lirio acuático no está restringido a aguas poco profundas, como muchas de las macrofitas sumergidas y emergentes, ya que sus raíces libres flotadoras lo mantienen en la superficie del agua.

El lirio acuático ha invadido sistemas de agua dulce en cerca de 50 países de los cinco continentes y de acuerdo con el modelo más reciente de cambios climáticos, su distribución puede expandirse dentro de latitudes altas por el ascenso de la temperatura (Rahel y Olden, 2008). Ha penetrado especialmente a través del sureste de Asia, el sureste de los Estados Unidos, el centro y oeste de África y en América Central (Bartodziej y Weymouth, 1995). Prevalece en cuerpos de aguas tropicales y

subtropicales, donde las concentraciones de nutrientes en el agua a menudo son elevadas debido a los escurrimientos producto de las actividades de agricultura, deforestación y la insuficiencia en el tratamiento de aguas de desecho. No hay un claro registro de cómo, porque y cuando el lirio acuático fue introducido en cuerpos de agua fuera de su área de origen, pero la mayoría de las propagaciones están bien establecidas.

Las Introducciones de lirio acuático en cuerpos de agua no nativos han sido accidentales e intencionales; es común la introducción intencional en los lagos, principalmente como planta ornamental que reduce la concentración de nutrientes y los “blooms” fitoplanctónicos. Su éxito como especie invasora es atribuido a su habilidad en la competencia sobre la vegetación nativa y el fitoplancton; así como, a la ausencia de consumidores encontrados dentro del área de origen (Wilson *et al.*, 2005). Las invasiones varían en grado y duración, pero causan generalmente problemas similares. Los cambios en la densidad del lirio acuático tienen el potencial para afectar a otras comunidades ecológicas y humanas en las áreas en donde se establece; estos cambios se pueden percibir como positivos o negativos dependiendo de la utilización del cuerpo de agua (Gibbons *et al.*, 1994).

El lirio acuático una vez establecido es extremadamente difícil de erradicar. Por lo tanto, la meta de la mayoría de los esfuerzos es reducir al mínimo los costos económicos y el daño ecológico. La literatura reciente con respecto al manejo del lirio acuático se centra en técnicas para eliminarlo; sin embargo, pocos estudios se han realizado para determinar la magnitud de los cambios ecológicos (es decir abióticos y

bióticos) que pueden ocurrir en respuesta al establecimiento y al manejo de esta especie invasora.

Existen algunos estudios que han reportado las condiciones ecológicas antes de la invasión del lirio acuático (Abu-Gideiri y Yousif, 1974). Esto hace difícil de entender cómo esta planta altera un ecosistema. Se toman en cuenta los cálculos científicos con los cuales se compara la calidad del agua y la condición ecológica entre los sitios con y sin lirio acuático, o se examinan los cambios que ocurren después de que se ejecute un programa de control. Muchas investigaciones se centran en un elemento de un ecosistema a la vez como son: concentración de nutrientes, oxígeno disuelto, composición de la comunidad de plantas o animales; sin embargo, es necesario evaluar los efectos sobre el sistema en conjunto para comprender los impactos directos e indirectos de esta planta.

Las plantas acuáticas proporcionan el hábitat ideal para la colonización de macroinvertebrados (De Marco *et al.*, 2001; López-Anaya, 2002; Lot y Novelo, 2005; Sharitz y Batzer, 1999). La estructura proporcionada por las raíces y las hojas crean el hábitat para los macroinvertebrados, especialmente para los epífitos como caracoles, arácnidos (Brendonck *et al.*, 2003) y anfípodos (Toft *et al.*, 2003). Diversos estudios han documentado correlaciones positivas entre las densidades de macroinvertebrados epífitos y la superficie flotante de la vegetación acuática, incluyendo el lirio acuático (Crowder y William, 1982). Dentro del área de origen, el lirio acuático es un sustrato importante para la colonización de invertebrados (De Marco *et al.*, 2001).

Así mismo, las variaciones en la composición de las comunidades de invertebrados se han atribuido a varios factores, siendo los principales los cambios en la densidad de macrofitas acuáticas (Albertoni, 2001) y las características morfológicas de la planta tales como: biomasa, longitud de la raíz, condiciones fisicoquímicas del agua como oxígeno disuelto, profundidad, conductividad, entre otras (Poi de Neiff y Carignan, 1997).

ANTECEDENTES

Existe un número considerable de artículos concernientes al estudio de los ensamblajes de invertebrados asociados al sistema radicular del lirio acuático. En estas publicaciones se han abordado diferentes aspectos, entre ellos: composición específica de las comunidades de invertebrados, las relaciones de las especies y factores ambientales, la identificación de grupos funcionales, las relaciones entre la descomposición de plantas y la colonización de invertebrados (Ali *et al.*, 1999; Bartodziej, 1992; Bailey y Litterick, 1993; Bartodziej y Leslie, 1998; Masifwa *et al.*, 2001; Marçal y Callil, 2008; Montoya, 2003; Neiff *et al.*, 2001), pero pocos estudios se han enfocado al estudio de los patrones temporales y espaciales de los invertebrados (Bechara y Andreani, 1989; de Marco *et al.*, 2001; Poi de Neiff y Carignan, 1997; Rocha-Ramírez *et al.*, 2007).

Entre las investigaciones realizadas en ambientes mexicanos se encuentran: Salcedo (1978) en el lago Xochimilco; López–Anaya (2002), Ramírez–Rojas (2002), Rocha–Ramírez *et al.* (2007) todos realizados en el Sistema lagunar de Alvarado, Veracruz; Mangas–Ramírez y Elías–Gutiérrez (2004) en Valsequillo, Puebla.

OBJETIVOS

GENERAL

Conocer y analizar los ensamblajes de invertebrados asociados al lirio acuático *Eichhornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco.

ESPECÍFICOS

- Determinar la estructura de los ensamblajes de invertebrados asociados a las raíces de lirio en los diferentes sitios.
- Analizar los cambios en la estructura de los ensamblajes de invertebrados de acuerdo a su distribución espacial y temporal del lirio acuático en el Canal de Cuemanco.
- Analizar la variación espacial y temporal de la dominancia comunitaria y la diversidad.
- Analizar la relación entre la fluctuación de los factores ambientales y la variación espacio–temporal de la estructura de los ensamblajes de invertebrados asociados a las raíces de lirio acuático.

ÁREA DE ESTUDIO

Xochimilco es una delegación que se encuentra a 23 km de la capital de la República Mexicana y está situado al sureste del Distrito Federal, tiene una altura promedio de 2,500 metros sobre el nivel del mar y está comprendida entre los 99° 09' 41" y 99° 00' 21" de longitud oeste, así como entre los 19° 17' 35" y los 19° 08' 57" de latitud norte, (Fig. 1), presenta una forma más o menos elíptica, mide 3,800 m de norte-sur y 9,600 m de este-oeste, la vasta extensión está formada por numerosos canales, lagunas y zanjas (Morales, 1994 citado por Salcedo, 1978).



Fig. 1. Ubicación geográfica de la delegación Xochimilco, en el D.F.

En la región de la Delegación de Xochimilco predomina un clima templado subhúmedo clasificado como Cb (W0) (W). Este tipo de clima es la variante menos húmeda de los templados, con lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal menor de 5%. La precipitación pluvial oscila entre 500 y 600 mm y la temperatura media anual varía entre 8 y 11°C. La mayor precipitación pluvial se registra en junio con un

valor que oscila entre 100 y 110 mm y la mínima en febrero y diciembre, con valores menores de 5 mm. La temperatura media más cálida se presenta en el mes de Junio, con un valor alrededor de los 26°C, y la más fría de Diciembre–Febrero con valores entre los 3 y los 5°C (Masucchio, 2000, citado por Pedroza, 2007).

El acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México pertenece a la Región Hidrológica No. 26 Alto Pánuco y a la Cuenca del Valle de México. Abarca de manera total a las zonas hidrológicas Zona I Xochimilco, Zona II Churubusco y Zona III Ciudad de México. La Zona I Xochimilco abarca las cuencas de los ríos que descienden de la Sierra de Chichinautzin, la cual presenta formaciones basálticas de gran permeabilidad. Los principales ríos de la zona son: San Gregorio, Santiago, San Lucas y San Buenaventura. La zona tiene una superficie aproximada de 522 km², la longitud de las corrientes es de 46 km. En esta zona se carece de información de escurrimientos, los datos disponibles consisten básicamente en la medición de los niveles de las lagunas de Xochimilco y Tláhuac. Las corrientes mencionadas tienen un régimen perenne, sus cauces son estables (Masucchio, 2000; citado por Pedroza, 2007).

El suelo del sureste del Distrito Federal lo forman materiales de origen volcánico, la zona lacustre es de textura arenoso–arcillosa, son abundantes en materia orgánica y nitrógeno por la vegetación acuática existente en la parte del lago y aquí son pantanosos o salitrosos y presentan un porcentaje bajo en ácidos orgánicos que son los responsables de la disolución del calcio, potasio y magnesio (Acevedo, 1973; citado por Salcedo, 1978).

La vegetación propia de esta zona lacustre está formada principalmente por ahuejotes, típicos de la región, que fueron sembrados para fijar las chinampas. Bordeando los canales se encuentran también casuarinas, sauces, alcanfores y eucaliptos. En la orilla de los canales se encuentran espadañas y abundantes hojas de flecha y alcatraces. En las partes elevadas hay pequeñas zonas de bosque mixto con algunos pinos, cedros, ahuehuetes, ocotes, encinos, y tepozanes. En zonas de menor altura se encuentran: capulines, eucaliptos, alcanfores, jarillas, pirules y tepozanes (Pedroza, 2007).

Un aspecto importante del Sistema Lacustre Xochimilco, es su incorporación a la clasificación de Humedales de Importancia Internacional, lugar ganado ya que presenta actividades agrícolas en base a chinampas, el uso de trajineras como forma de transporte local así como el sustento de especies importantes de flora y fauna, endémicas y muchas en peligro de extinción (Pedroza, 2007).

Como resultado de la extracción de agua subterránea para consumo doméstico e industrial de la Ciudad de México, el nivel de agua de la mayor parte de los canales de Xochimilco se redujo drásticamente, por lo que se optó por el recargo con aguas provenientes de la Planta de Tratamiento del Cerro de la Estrella (Mazari *et al.*, 2000).

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron muestreos mensuales en tres sitios del Canal de Cuemanco (Fig. 2) durante el periodo de septiembre de 2008–agosto de 2009. En las carpetas de *E.*

crassipes se recolectó una muestra y dos replicas con una red de cuchara –Bottom Aquatic Kick Net– de 25.4 x 45.7 cm y abertura de malla de 500 μ m. Las partes aéreas de cada planta fueron separadas y las raíces se lavaron en un contenedor de 20 L, se filtró con una malla de 500 μ m para hacer un concentrado de los restos de raíz e invertebrados y fue colocado en un frasco (uno por muestra) y fijado con alcohol etílico al 70% para su traslado al laboratorio.

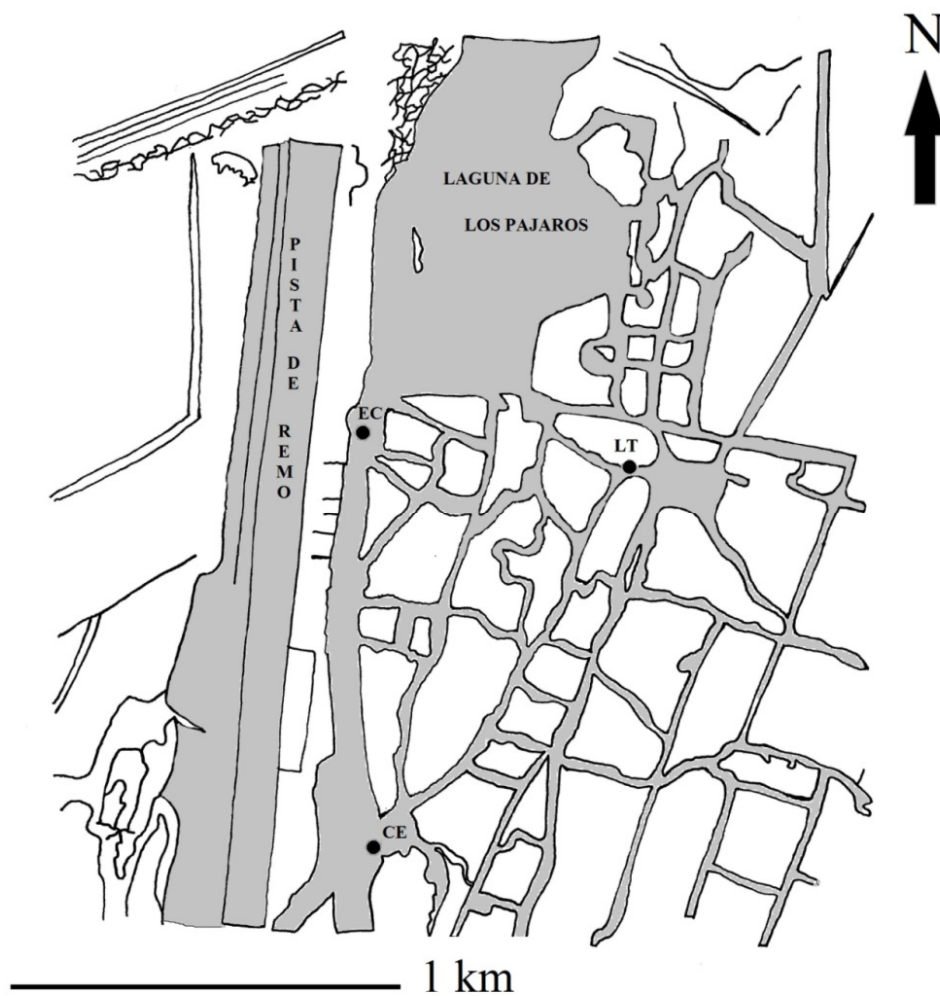


Fig. 2. Localización de los sitios de muestreo, Canal de Cuemanco, Xochimilco, México, D. F. EC = Embarcadero Cuemanco, CE = Club España y LT = Laguna Tlilac.

Por otra parte, en cada sitio se registraron *in situ* los siguientes parámetros fisicoquímicos: Temperatura (T; °C), concentración de oxígeno disuelto (OD; mg/L) y en porcentaje de saturación (PS %) por medio de un oxímetro Oakton Do-100, pH (unidades pH) por medio de potenciómetro digital Oakton, Turbidez (TU; UNT) con un turbidímetro Lamotte 2020 y Profundidad (P; cm) con un sonar de profundidad Speedtech Instruments.

Adicionalmente, se tomaron muestras de agua para el análisis de los siguientes parámetros fisicoquímicos: Alcalinidad Total (AT; mg CaCO₃/L), Alcalinidad a la Fenolftaleína (AF; mg CaCO₃/L), Acidez Total (AC; mg CaCO₃/L), Dureza Total (DT; mg CaCO₃/L), Dureza de Calcio (DC; mg CaCO₃/L), Conductividad (CO; µS/cm), Sólidos Suspendidos (SS; mg/L), Sólidos Totales (ST; mg/L), Sólidos Disueltos (SD; mg/L), Nitratos (N; mg N-NO₃/L), Nitritos (NI; mg N-NO₂/L), Ortofosfatos (OF; mg PO₄/L), Fosfatos Totales (FT; mg P-PO₄/L) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO; mg/L). Mismos que fueron determinados con técnicas convencionales en el Laboratorio de Calidad del Agua, UIICSE de la FES Iztacala, UNAM.

En el laboratorio las muestras de raíz fueron secadas y pesadas para estimar la biomasa del sistema radicular (BR). Los invertebrados fueron separados del concentrado, contados y determinados de acuerdo a diferentes criterios especializados: Burch y Cruz (1987), Elías-Gutiérrez *et al.* (2008), Pennak (1991), Polhemus (1984) y Thorp y Covich (1991). Algunos táxones de insectos fueron determinados con la asistencia de especialistas (ver agradecimientos).

ANÁLISIS DE DATOS

Las diferencias observadas en los parámetros fisicoquímicos y las variables ecológicas fueron evaluadas estadísticamente utilizando para los datos normales un análisis de varianza de una vía (ANOVA) y para los datos no normales la prueba de Kruskal-Wallis de una vía. La normalidad de los datos fue probada utilizando la prueba de W de Shapiro-Wilk.

Se elaboraron diagramas de caja con los valores de la mediana, máximos y mínimos de todos los parámetros por mes y por sitio de muestreo. Se realizó un análisis de escalonamiento multidimensional no métrico (EMNM) utilizando los valores de similitud de Bray-Curtis, obtenidos de la matriz de los valores medios mensuales de los parámetros fisicoquímicos para determinar las diferencias entre meses y definir la estacionalidad de la zona.

Se obtuvo el promedio de los valores de abundancia de los táxones de las tres unidades muestrales por sitio, estos valores fueron estandarizados para ser expresados en términos de densidad (org/m^2). Con la matriz de datos de densidad mensual y densidad promedio por sitio de muestreo se calcularon los valores de importancia (p_i) de los táxones expresada como $[n_i/N \times 100]$ y los valores de diversidad de Shannon y Wiener $-H'$ decits/org- (Krebs, 1989). Estos cálculos fueron hechos con el software PRIMER 6.0 (Clarke y Warwick, 2001).

Se calcularon los coeficientes de correlación utilizando el análisis de regresión por el método de mínimos cuadrados, entre las variables ambientales vs. densidad de

las especies dominantes y densidad total. La significancia de las regresiones se demostró con una prueba de "t" ($\alpha = 0.05$). Todos los cálculos de las pruebas estadísticas y los diagramas de caja fueron realizados con el software Number Cruncher Statistical System (NCSS, 2007).

Se realizó un análisis de ordenación indirecto Escalamiento Multidimensional no Métrico (EMNM) con una matriz de similitud de Bray-Curtis de los valores promedio mensuales de las variables ambientales registradas, para determinar las diferencias entre meses y definir las estaciones del año. Esta prueba se realizó con el software PRIMER v 6.0.

Finalmente se utilizó un análisis gráfico para clasificar los táxones en un criterio temporal. Esta clasificación se realizó utilizando la relación del porcentaje de frecuencia (por mes y por sitio) y la densidad transformada [$\log(\text{densidad} + 1)$]. Se establecieron dos ejes con los valores de la mediana de las dos variables para diferenciar cuatro cuadrantes, los criterios de clasificación fueron determinados por la posición de los táxones en cada cuadrante; p. ej., el cuadrante superior derecho representó los táxones dominantes. La relación de los táxones dominantes se comparó directamente con las variables ambientales por medio de un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) y el uso del biplot resultante de la ordenación directa. Este análisis se realizó utilizando el software CANOCO v 4.5 (Canonical Correspondence, Ter Braak y Smilauer, 1998).

RESULTADOS

VARIABLES AMBIENTALES

Los valores de las medianas, máximos y mínimos de los registros parámetros fisicoquímicos se muestran en la figura 3. Las diferencias observadas en las concentraciones de CO, DT, DBO, pH, DC, P, ST, SD, SS y T entre los sitios de muestreo

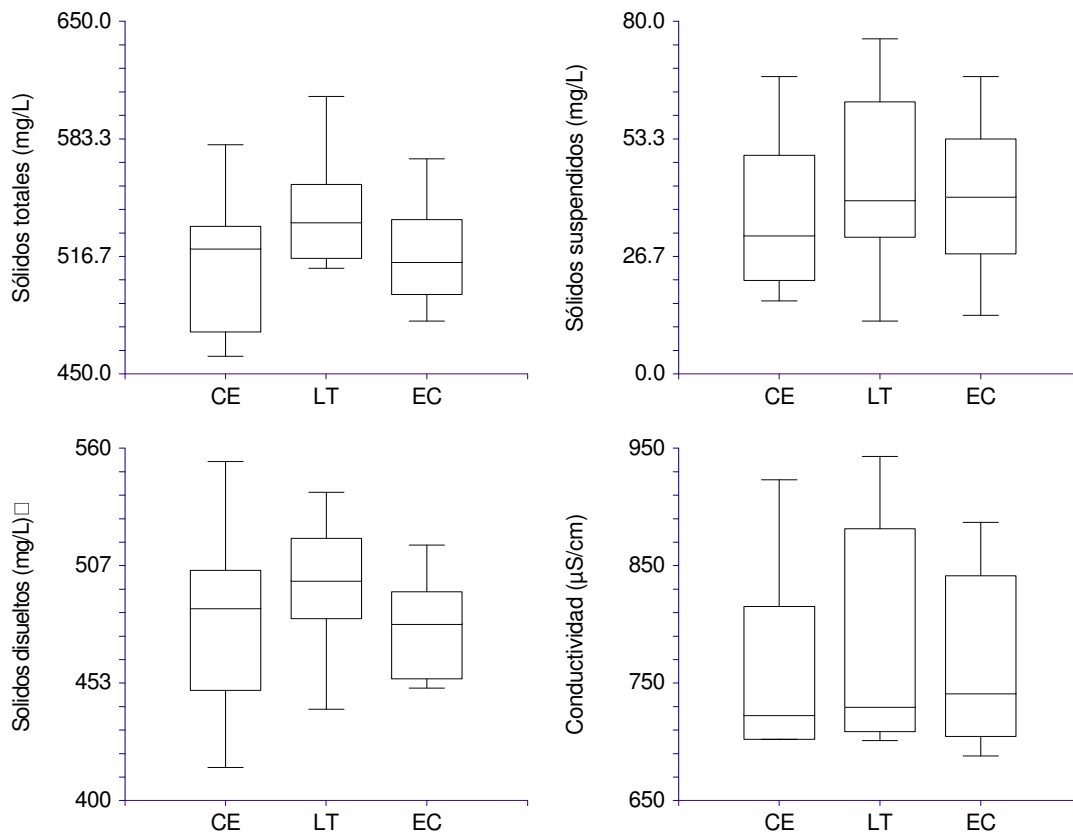


Fig. 3. Diagramas de caja de los parámetros fisicoquímicos de los tres sitios de muestreo. CE = Club España, LT = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco; la caja corresponde al 50% de los valores, la barra horizontal interna al valor de la mediana y las barras verticales-los valores máximos/mínimos.

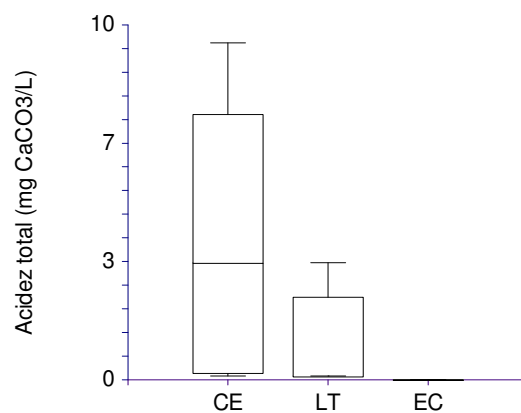
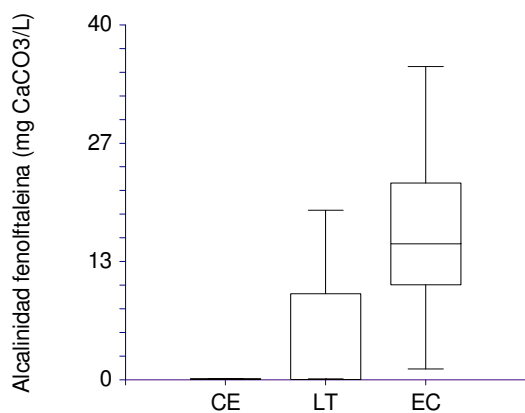
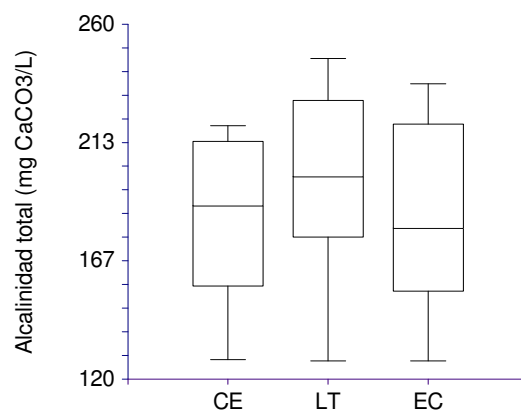
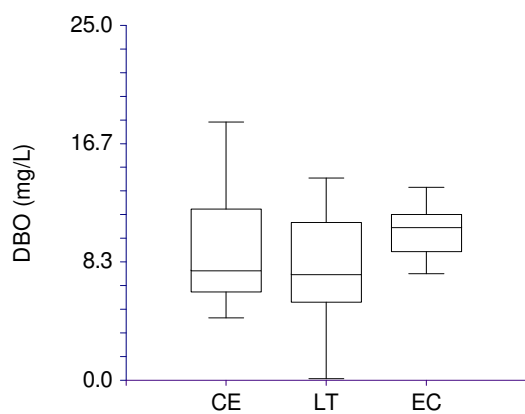
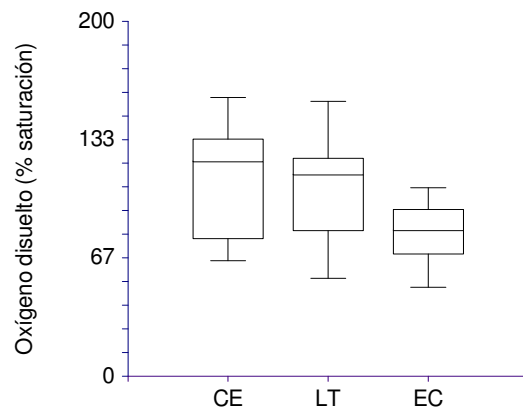
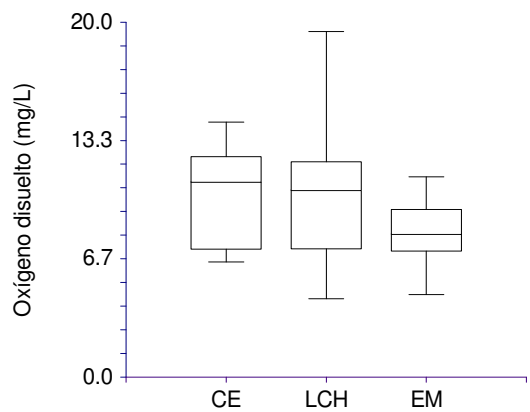


Fig. 3. (Continuación)

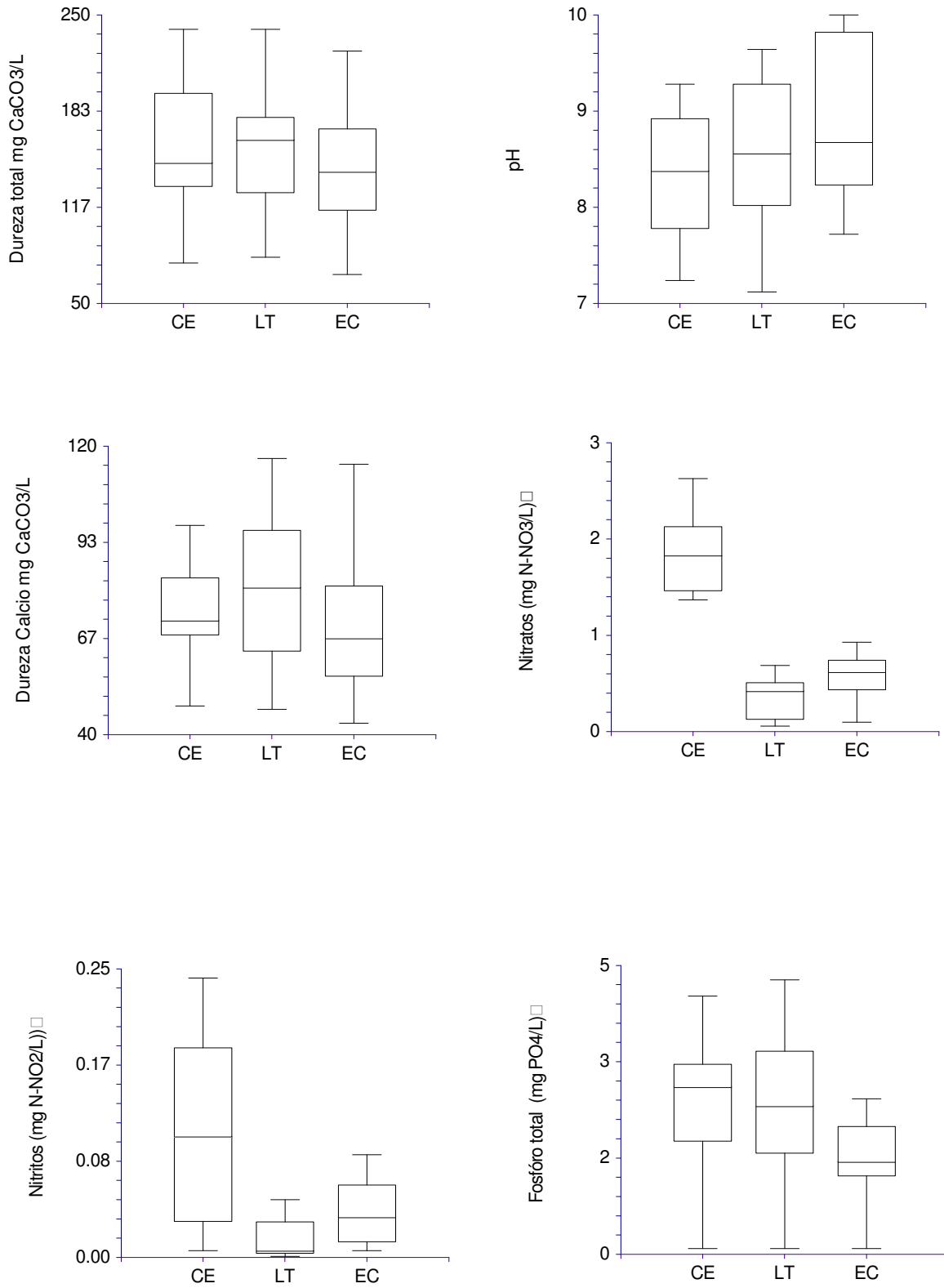


Fig. 3. (Continuación)

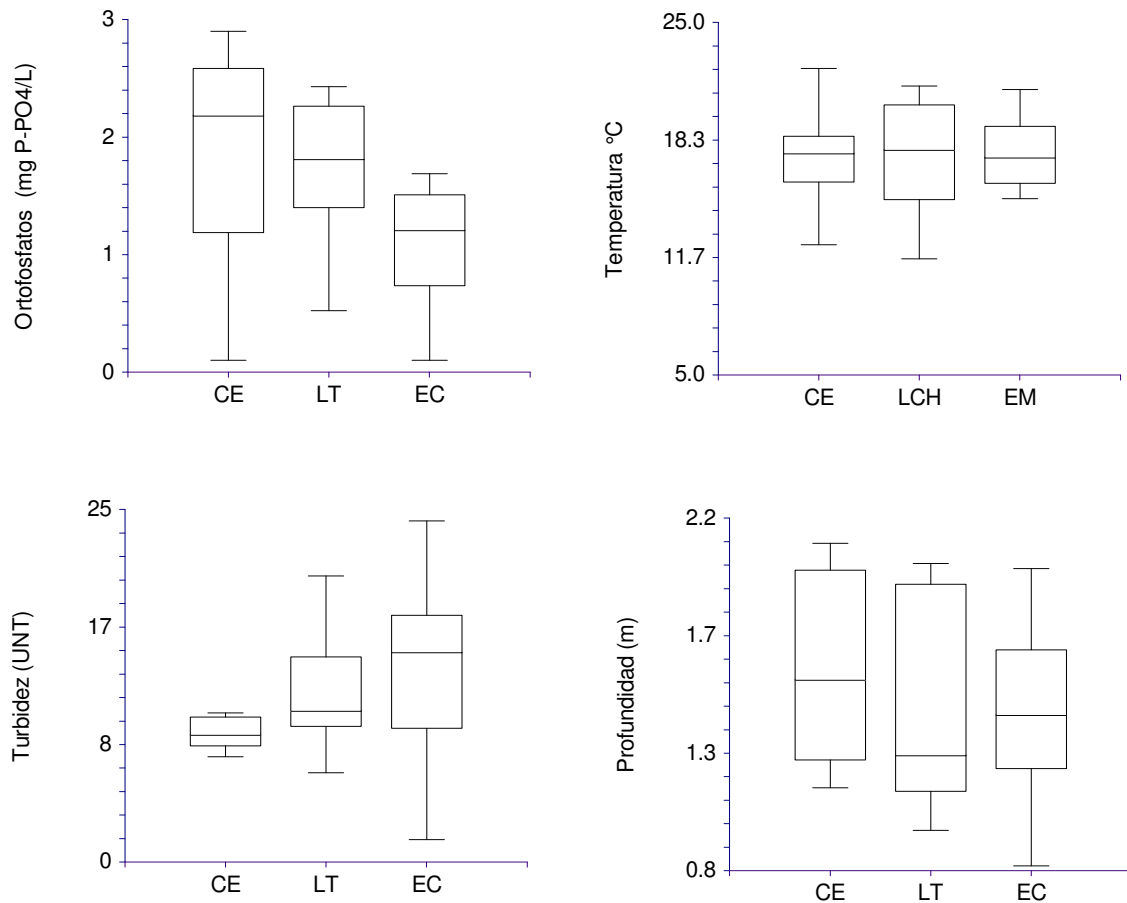


Fig. 3. (Continuación)

no son significativas (ANOVA, Kruskal-Wallis $Z < 1.96$). En al menos un sitio de muestreo (Tabla 1) la variación en las concentraciones del resto de los parámetros fisicoquímicos fueron diferentes significativamente (ANOVA, Kruskal-Wallis $Z > 1.96$)

Tabla 1. Valores de Z Kruskal–Wallis, ANOVA de los sitios de muestreo con diferencias significativas en los parámetros fisicoquímicos.

Parámetro	Sitios		
	CE-EC	CE-LT	EC-LT
AC	3.77	2.28	*
AF	4.25	3.28	*
AT	4.25	3.28	*
N	2.62	3.95	*
NI	*	3.68	2.02
OF	2.78	*	2.10
TU	2.73	*	2.01
OD	2.25	*	1.94
PS	2.12	*	*

*Valor de $Z < 1.96$

La similitud de Bray–Curtis de los sitios de muestreo osciló de 81–98%; dos sitios presentaron la menor similitud. El sitio CE en el mes de Mayo presentó la menor similitud = 81% debido–que en él se registraron los valores mayores de OF (2.54 mg PO₄/L), FT (3.08 P–PO₄/L), DT (135 mg CaCO₃/L), N (1.4 mg N–NO₃/L), NI (0.52 mg N–NO₂/L) y los valores menores de CO (783 μS/cm), SS (25 mg/L) y TU (5.15 UNT). El otro sitio fue LT en el mes de Noviembre con similitud = 82%, en el que se registraron los valores mayores de CO (738 μS/cm) y los menores de NI (0.015 mg N–NO₂/L).

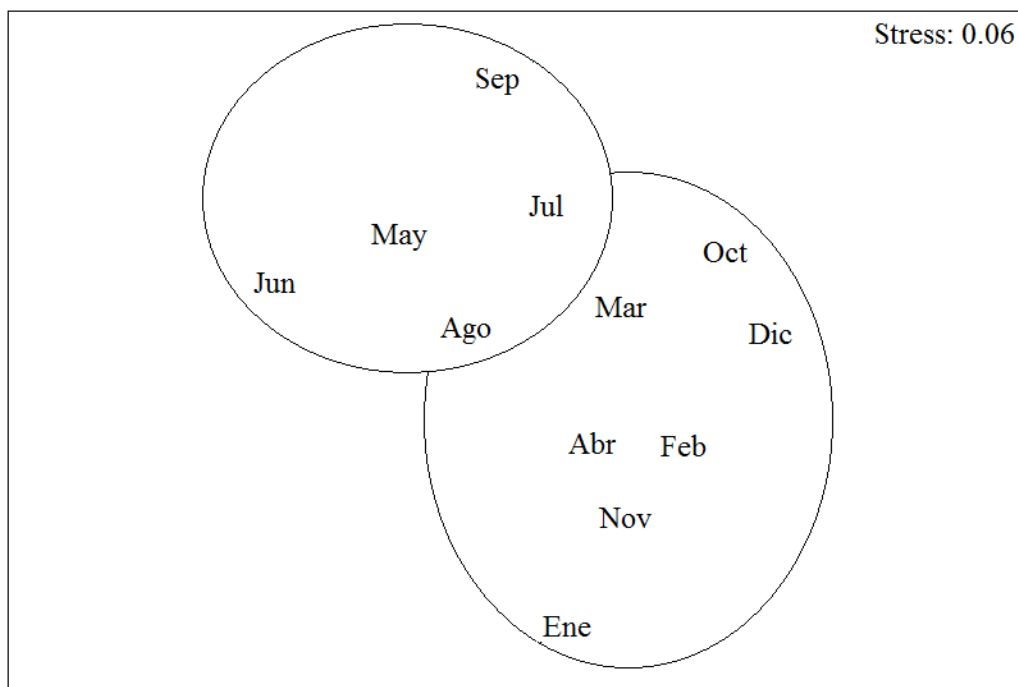


Fig. 4. Plot de ordenación del EMNM de los promedios mensuales de los parámetros fisicoquímicos del Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco, México, D. F.

El análisis de ordenación EMNM (Fig. 4) de las variables ambientales reveló las condiciones de temporalidad en la zona de estudio. El valor de “stress” obtenido (0.06) corresponde a una ordenación buena, sin perspectiva real de una interpretación errónea (Clarke y Warwick 2001). En el diagrama es posible diferenciar dos grupos, que representaron dos temporadas en el año; el primero estableció la temporada lluviosa cálida (de acuerdo con los registros de la Estación Meteorológica del Aeropuerto de la Ciudad de México, en el mes de Abril la precipitación media fue de 16.6 cm y en Mayo fue de 10.8 cm, que marca el inicio de la temporada de lluvias en 2009), quedó conformado por los meses Mayo–Septiembre, se caracterizó por presentar los valores bajos de las variables ambientales: DT, SD, ST, N, NI, OF, FT, DBO, TU y OD; por otra parte, los valores mayores de CO, y T. El otro

grupo constituyó la temporada de estiaje fría, fue conformado por los meses restantes y se caracterizó por el comportamiento inverso de las variables mencionadas arriba.

LOS ENSAMBLAJES DE INVERTEBRADOS

COMPOSICIÓN

La composición de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático se muestra en la Tabla 2. En total, 24 táxones de invertebrados acuáticos pertenecientes a 22 familias y 14 órdenes fueron recolectados durante el estudio. Estos táxones están incluidos en 12 Insecta; seis Crustacea; Hirudinea; Turbellaria y Gastropoda cada una con dos.

Tabla 2. Listado taxonómico de los invertebrados acuáticos asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco, México, D. F.

PHYLUM PLATYHELMINTHES
CLASE TURBELLARIA
ORDEN SERIATA
FAMILIA PLANARIIDAE
<i>Dugesia dorotocephala</i> (Woodworth, 1897)
<i>D. tigrina</i> (Girard, 1850)
PHYLUM ANNELIDA
CLASE HIRUDINEA
ORDEN RHYNCHOBDELLIDA
FAMILIA GLOSSIPHONIIDAE
<i>Helobdella fusca</i> (Castle, 1900)
ORDEN ARHYNCHOBDELLIDAE
FAMILIA ERPOBDELLIDAE

Tabla 2. (Continuación)

Erpobdella ochoterenai (Caballero, 1932)

PHYLUM MOLLUSCA

CLASE GASTROPODA

ORDEN PULMONATA

FAMILIA PHYSIDAE

Physa osculans Haldeman, 1842

FAMILIA PLANORBIDAE

Gyraulus sp.

PHYLUM ARTHROPODA

SUBPHYLUM CRUSTACEA

CLASE BRANCHIOPODA

ORDEN ANOMOPODA

FAMILIA DAPHNIIDAE

Simocephalus vetulus (Müller, 1776)

CLASE MAXILOPODA

ORDEN CYCLOPOIDA

FAMILIA CYCLOPIDAE

Acanthocyclops robustus (Sars, 1863)

CLASE OSTRACODA

ORDEN PODOCOPIDA

FAMILIA CYPRIDIDAE

Cypridopsis vidua (Müller, 1776)

CLASE MALACOSTRACA

ORDEN AMPHIPODA

FAMILIA TALITRIDAE

Hyalella azteca (Saussure, 1858)

ORDEN ISOPODA

FAMILIA ASELLIDAE

Caecidotea sp.

ORDEN DECAPODA

FAMILIA ASTACIDAE

Cambarellus moctezumae (Saussure, 1857)

SUBPHYLUM UNIRAMIA

CLASE INSECTA

ORDEN ODONATA

FAMILIA COENAGRIONIDAE

Ischnura denticollis (Burmeister, 1839)

FAMILIA AESCHNIDAE

Aeschna multicolor Hagen, 1861

ORDEN HEMIPTERA

Tabla 2. (Continuación)

FAMILIA VELIDAE
<i>Microvelia</i> sp.
FAMILIA MESOVELLIDAE
<i>Mesovelia</i> sp.
FAMILIA BELOSTOMATIDAE
<i>Belostoma flumineum</i> Say, 1823
FAMILIA NOTONECTIDAE
<i>Buenoa</i> sp.
ORDEN DÍPTERA
FAMILIA TENDIPEDIDAE
<i>Chironomus plumosus</i> Linnaeus, 1758
FAMILIA SYRPHIDAE
<i>Eristalis</i> sp.
ORDEN COLEOPTERA
FAMILIA STAPHYLINIDAE
<i>Stenus</i> sp.
FAMILIA DYTISCIDAE
<i>Dytiscus</i> sp.
FAMILIA HYDROPHILIDAE
<i>Enochrus mexicanus</i> (Sharp, 1882)
<i>Paracymus</i> sp.

La clasificación temporal permitió establecer que el 54% correspondió a los táxones Raros (Tabla 3), 33.3% a los Dominantes, 8.35% a los Estacionales y los Comunes con una sola especie, el porcentaje restante.

Tabla 3. Clasificación espacio-temporal de los invertebrados acuáticos asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Lago Xochimilco, México, D. F.

ESTACIONALES	DOMINANTES
<i>Cambarellus moctezumae</i>	<i>Hyaella azteca</i>
<i>Aeshna multicolor</i>	<i>Chironomus plumosus</i>
	<i>Ischnura denticollis</i>
	<i>Helobdella fusca</i>
	<i>Microvelia</i> sp.
	<i>Physa osculans</i>
	<i>Buenoa</i> sp.
	<i>Enochrus mexicanus</i>
RARAS	COMUNES
<i>Gyraulus</i> sp.	<i>Erpobdella ochoterenai</i>
<i>Caecidotea</i> sp.	
<i>Mesovelia</i> sp.	
<i>Dystiscus</i> sp.	
<i>Paracymus</i> sp.	
<i>Simocephalus vetulus</i>	
<i>Cypridopsis vidua</i>	
<i>Dugesia tigrina</i>	
<i>Belostoma flumineum</i>	
<i>Paracymus</i> sp.	
<i>Acanthocyclops robustus</i>	
<i>Eristalis</i> sp.	
<i>Dugesia dorotocephala</i>	

RIQUEZA DE ESPECIES

La riqueza osciló de 6–12 táxones en el periodo de estudio (Fig. 5), los valores mayores fueron registrados en el sitio LT en los meses de Mayo y Noviembre, respectivamente. Las diferencias de la riqueza de táxones no es significativa entre los sitios de muestreo (ANOVA, Kruskal–Wallis $p = 0.917$).

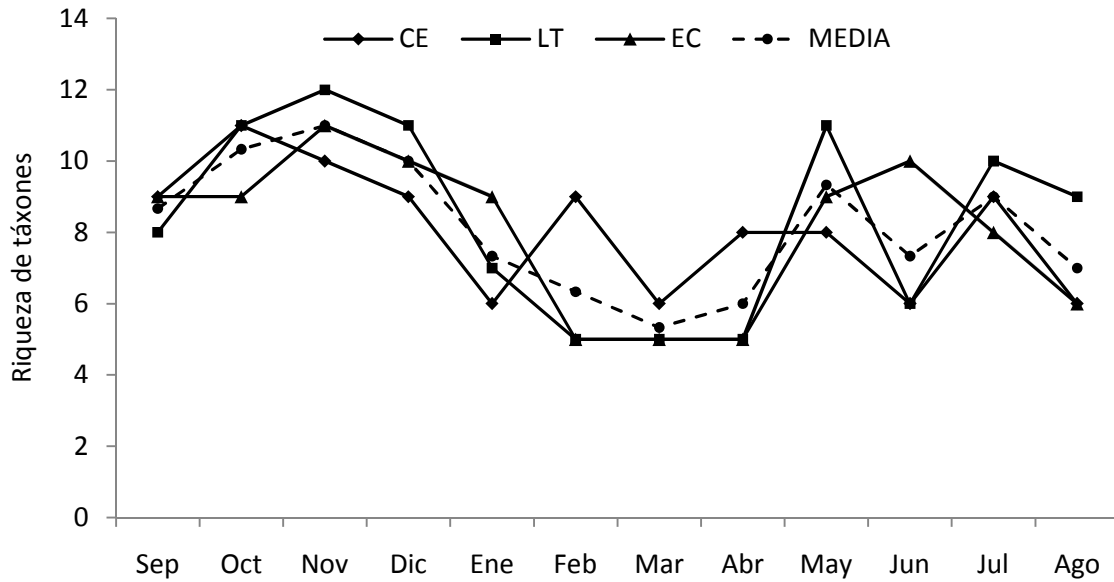


Fig. 5. Variación mensual por sitio de muestreo de la riqueza de táxones de invertebrados asociados a la raíz de *Eicchornia crassipes* en el Canal de Cuemanco. CE = Club España, LC = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco.

DOMINANCIA Y DENSIDAD

Los táxones dominantes fueron: el anfípodo *Hyaella azteca* (Saussure, 1858), el díptero *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758) y el odonato *Ischnura denticollis* (Burmeister, 1839) con valores de importancia de 0.61, 0.35 y 0.04 respectivamente; en la figura 6 se muestra la variación mensual de la densidad de estos tres táxones.

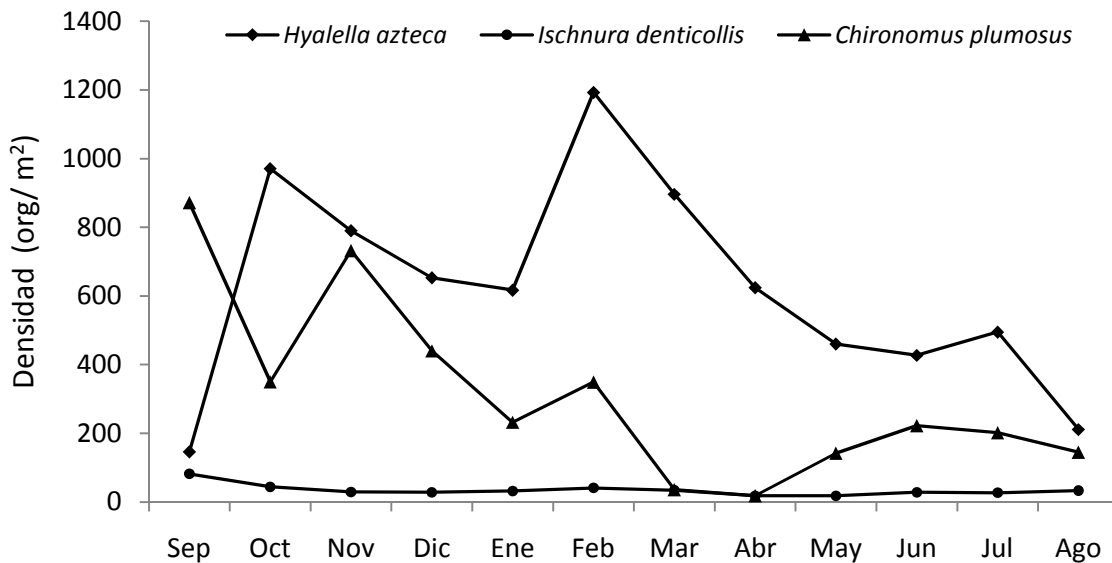


Fig. 6. Variación mensual de la densidad de las táxones dominantes de invertebrados asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Xochimilco, México, D. F.

Las densidades mayores de *H. azteca* fueron registradas en octubre y febrero (971 y 1,193 org/m² respectivamente), en las muestras de estos meses predominaron organismos jóvenes. En diferentes estadios larvales *C. plumosus* registró las densidades mayores en Septiembre y Noviembre (872 y 732 org/m² respectivamente). En tanto que las variaciones de la densidad de *I. denticollis* no exhibió un patrón definido (Fig. 6).

Durante todo el año, los registros de densidad de invertebrados siempre fueron mayores en el sitio EC, seguidos de los observados en los sitios LT y CE (Fig. 7). En lo que respecta a la relación de las variables vs. densidad (total y de los táxones

dominantes), todos los valores de la prueba de “t” de las regresiones no fueron significativos ($t > 0.05$ en todos los casos).

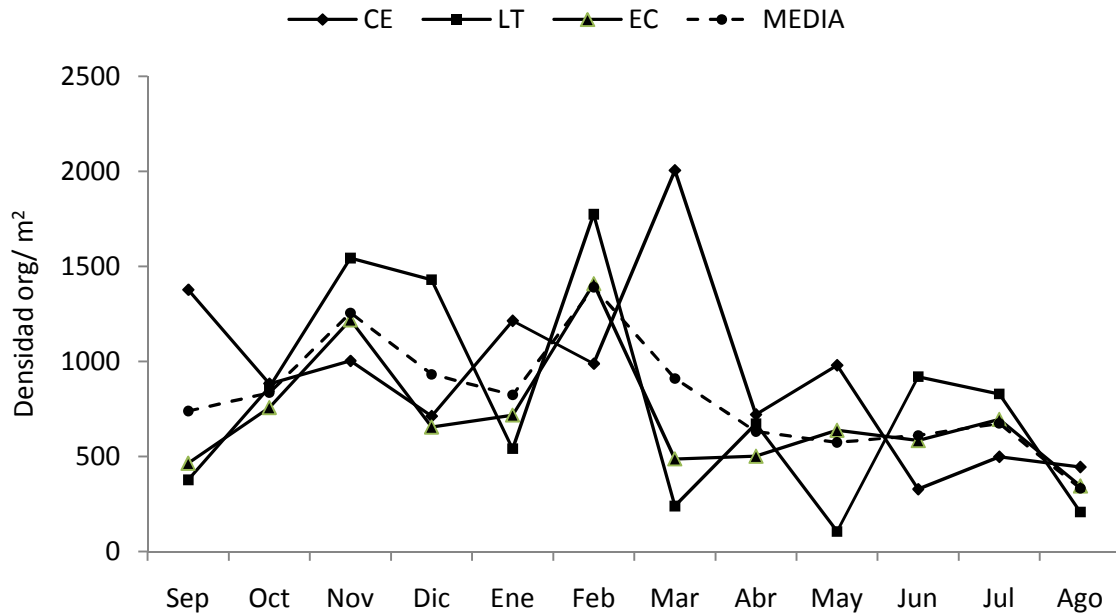


Fig. 7. Variación mensual por sitio de muestreo y promedio de la densidad de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de *Eicchornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Xochimilco. CE = Club España, LC = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco.

DIVERSIDAD

La variación de los valores de Diversidad de Shanon–Wiener (H') en los sitios fue muy amplia. El valor mínimo fue registrado en el sitio CE en el mes de Marzo (0.07 decits/org) y el máximo en el mes de Mayo en el sitio LT (0.92 decits/org). Las diferencias en los valores de la diversidad mensual entre los sitios no fueron significativas, con excepción del sitio LT en el mes de Mayo (ANOVA, Kruskal–Wallis Z

= 2.527). La diversidad por sitio no está correlacionada con la riqueza de especies ($t = 0.335$).

La variación temporal sugiere la existencia de un patrón estacional, en donde los valores de diversidad disminuyen en los meses invernales, tendiendo a mantenerse uniformes en los meses restantes.

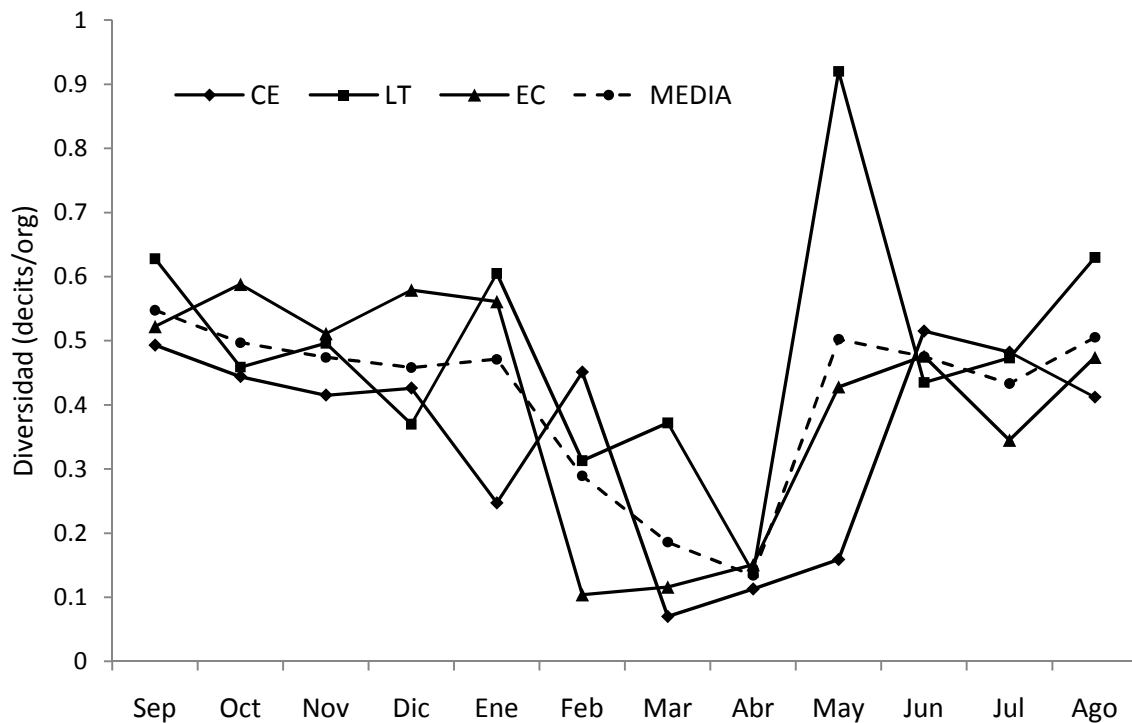


Fig. 8. Variación mensual por sitio de muestreo y promedio de la diversidad de los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes* en el Canal de Cuemanco, Xochimilco. CE = Club España, LC = Laguna Tlilac y EC = Embarcadero Cuemanco.

ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA CANÓNICA

Las relaciones ambiente–especie demostrados por la ordenación directa del ACC sugieren que de las 19 variables ambientales consideradas en este estudio, solo cinco

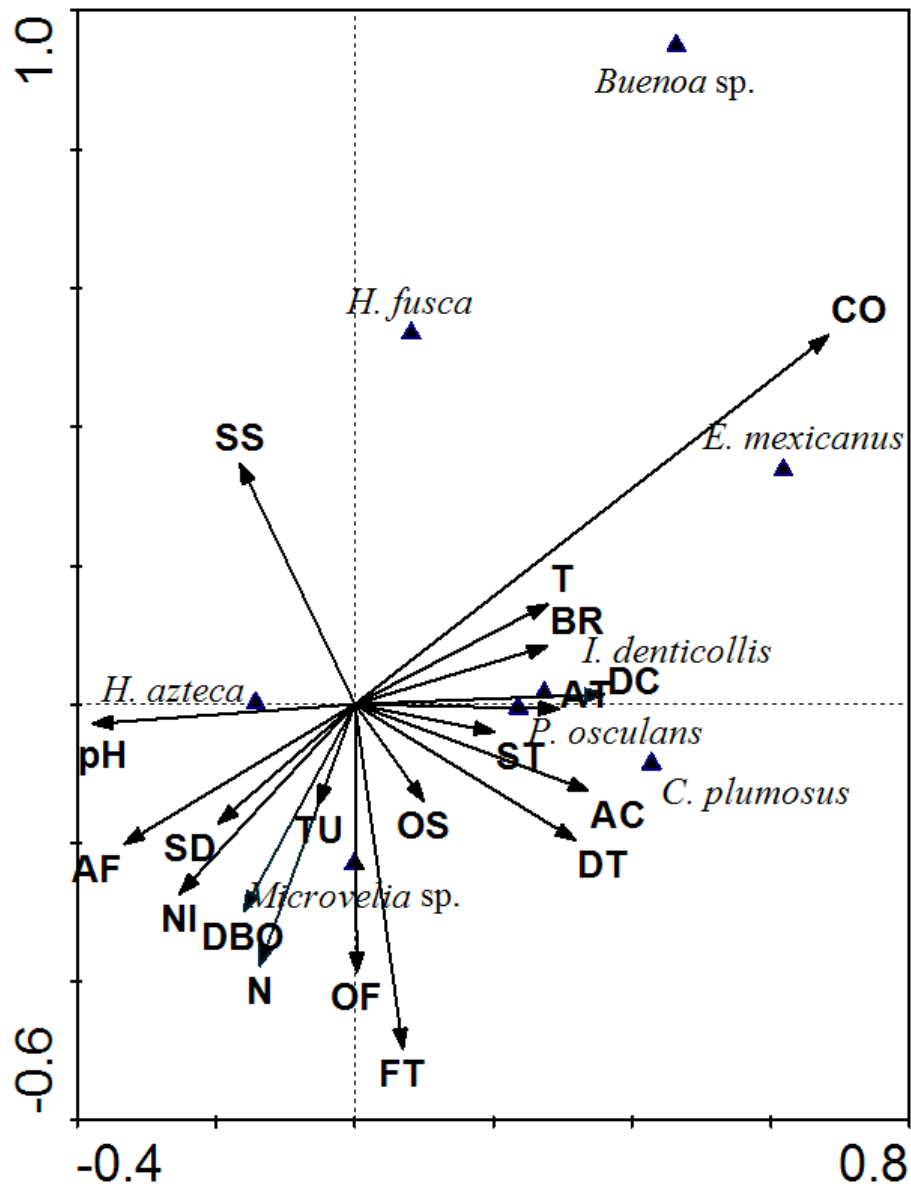


Fig. 9. Biplot del ACC de las variables ambientales y los táxones dominantes de invertebrados asociados a la raíz de *Eichhornia crassipes* (ver material y métodos para el significado de los acrónimos).

son variables explicativas de la variación de la densidad de los táxones de invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático, esto se demostró con los factores de inflación bajos de las variables. Los dos primeros ejes del ACC explicaron el 80.3% de la relación ambiente–especies.

Tabla 4. Resultados del ACC para los cuatro primeros ejes de ordenación.

EJES	1	2	3	4	TOTAL DE INERCIA
Eigenvalores:	0.157	0.042	0.021	0.013	0.455
Correlaciones ambiente–especies:	0.86	0.791	0.544	0.579	
Porcentaje de varianza acumulada:					
datos de especies:	34.5	43.7	48.2	51.2	
relación de ambiente–especies:	63.4	80.3	88.5	93.9	
Suma de todos los eigenvalores					0.455
Suma de todos los eigenvalores canónicos					0.248

La correlación positiva de las variables ambientales con los táxones fue muy marcada para *Enochrus mexicanus* (Sharp, 1882) con la variable CO; *H. azteca* con pH; *Ischnura denticollis* (Burmeister, 1839) y *Physa osculans* (Haldeman, 1842) con AT y DC; *Microvelia* sp. con OF y finalmente *C. plumosus* con menor relación con las variables AT, AC y DC.

Por otra parte, *Helobdella fusca* (Castle, 1900) y *Buenoa* sp. no mostraron relación directa con alguna de las variables consideradas en el estudio.

DISCUSIÓN

El lirio acuático es un habitante permanente en los canales de Xochimilco, presentó cambios muy drásticos en la cobertura y tamaño de los especímenes durante el periodo de estudio. Lo anterior es debido a dos factores:

a) Se reconoce que el frío disminuye la tasa de crecimiento e incrementa la pérdida de biomasa (Wilson *et al.*, 2001); de esta manera, en los meses invernales, se observaron las plantas de menor tamaño al igual que la superficie ocupada por las carpetas de lirio acuático.

b) Se implementó un programa permanente de limpieza de la zona, consiste en la recolección manual y mecánica del lirio, en la que se utiliza una máquina trituradora, se desconoce la fecha del programa, así como la capacidad de destrucción y la frecuencia de uso, utilizada únicamente en los canales principales, debido a que los secundarios son demasiado estrechos para que ésta pueda entrar en ellos.

Aún así, la persistencia del lirio acuático en los canales de Xochimilco es notoria, lo que confirma su naturaleza de maleza acuática, así como la dificultad de erradicarla y al mismo tiempo, la ineficacia del manejo.

Las aguas del Canal de Cuemanco presentan variaciones de los valores en la concentración de los parámetros fisicoquímicos no significativas en los sitios de muestreo, lo que sugiere que a lo largo de los meses las aguas de la zona de estudio tienden a ser espacialmente homogéneas. Por otra parte, de acuerdo con el análisis de EMNM la oscilación temporal de los mismos, definió dos periodos en el año, estiaje

fría y lluviosa cálida; determinados por la temperatura, la cantidad de precipitación pluvial y el efecto de ésta sobre la hidrología del sistema. Oliva-Martínez *et al.* (2008) reportaron dos periodos hidrológicos similares en el lago urbano de Tezozomoc.

Los valores registrados de los parámetros fisicoquímicos son afines a los reportados en la zona por distintos autores (Martínez-Cruz *et al.*, 2006; Nandini *et al.*, 2005; Quiroz-Flores *et al.*, 2008). De acuerdo con Hutchinson (1957) el Lago Xochimilco puede ser considerado como un cuerpo de agua subtropical, por presentar un intervalo de temperatura promedio mensual de 13.4–21.5°C. La conductividad y la dureza reflejan, a su vez, el grado de mineralización de las aguas y su productividad potencial, siendo utilizados con frecuencia como criterios de clasificación de las aguas naturales (Nisbet y Verneaux, 1970). En este sentido, las aguas del Canal de Cuemanco exhiben mineralización de muy fuerte a excesiva y de moderadamente duras a duras, cuya conductividad fluctuó de 700–900 $\mu\text{mS/cm}$ y la dureza de 76–196 mg/L de CaCO_3 ; son alcalinas la mayor parte del año (pH 7.4–9.2).

Las variaciones extremas de la concentración promedio de oxígeno disuelto observadas (5.2–12.5 mg/L), son típicas de lagos eutróficos someros (Alcocer, 1988), corresponden a aguas con excesiva producción; así mismo, puede relacionarse con los porcentajes elevados de sobresaturación del gas (100–140%) y por los valores de DBO (6.3–16.6 mg/L). También de manera indirecta, reflejan la actividad preponderante del fitoplancton y al mismo tiempo, se confirma la condición hipertrófica del cuerpo de agua.

Con respecto a las concentraciones de FT (1.3–3.4 mg P-PO₄/L) y OF (0.1–2.3 mg PO₄/L) fueron extremadamente elevadas, condiciones similares son comunes en la mayoría de los cuerpos de agua de la Cuenca de México (A. Lugo, Proyecto CYMA, FES Iztacala, UNAM, com. per.). Al igual que los fosfatos, las concentraciones elevadas de N (0.5–1.0 mg N-NO₃/L) y NI (0.014–0.16 mg N-NO₂/L) están relacionadas con las actividades agrícolas que se desarrollan en la zona y a que el lago Xochimilco recibe aguas residuales tratadas provenientes de la planta de tratamiento (Quiroz–Flores et al., 2008). Un aspecto importante, señalado por Mangas–Ramírez y Elías–Gutiérrez (2004) que puede estar relacionado con lo anteriormente expuesto, es que la remoción por trituración del lirio acuático de los sistemas acuáticos genera el incremento en la concentración de nutrientes.

El sistema radicular de *E. crassipes* en el Canal de Cuemanco es colonizado por un ensamblaje pobre de invertebrados. En total, 24 táxones correspondientes a 22 familias fueron registrados en la muestras, con una densidad promedio de 809.41 ± 292.46 , con un valor mínimo de 332.38 y máximo de 1,391.25 org/m². Comparado con otros reportes, los resultados de este estudio mostraron riqueza baja de táxones (Tabla 5). En general, las diferencias observadas pueden ser debidas a discrepancias en el muestreo, características de las localidades y a la duración de las investigaciones.

La variación de los valores de Riqueza de táxones, Densidad total y Diversidad Shannon–Wiener (H') no fueron significativamente diferentes en los sitios de muestreo; sin embargo, la variación mensual promedio de la Riqueza de táxones y

Tabla 5. Comparación del número de táxones y grupos dominantes de invertebrados asociados a la raíz de *Eiichhornia crassipes* en diferentes localidades.

FUENTE	LOCALIDAD	NÚMERO DE TÁXONES	GRUPOS DOMINANTES
Salcedo, 1978.	Lago Xochimilco, México.	26	Insecta, Chironomidae, Platyhelminthes, Anelida y Mollusca.
Poi de Neiff y Neiff, 1984.	Río Paraná, Argentina.	84	Nematoda, Oligochaeta y Cladocera.
Paporello de Amsler, 1983.	Río Correntoso, Argentina.	82	Copepoda y Oligochaeta.
Paporello de Amsler, 1987.	Río Paraná, Argentina.	72	Ephemeroptera y Chironomidae.
Poi de Neiff y Carignan, 1997	Río Paraná, Argentina	64	Ostracoda, Cochostraca y Chironomidae.
Bartodziej y Leslie, 1998.	Río San Marcos, Florida. EUA.	55	Chironomidae, Trichoptera y, Ephemeroptera
Bailey y Litterick, 1993.	Río Nilo, Sudán.	78	Coleoptera, Odonata y Gastropoda.
Toft <i>et al.</i> , 2003	Delta del Río Sacramento, EUA.	42	Amphipoda e Isopoda.
Masifwa <i>et al.</i> , 2001.	Lago Victoria, Uganda.	**	Chironomidae, Gastropoda y Ephemeroptera.
Rocha <i>et al.</i> , 2002.	Laguna Coyuca, México.	21	Amphipoda e Isopoda.
Rocha <i>et al.</i> , 2007.	Sistema Lagunar de Alvarado, México.	96	Isopoda, Amphipoda y Cladocera.
Kouamé <i>et al.</i> , 2010	Lago Taabo, Costa de Marfil	68	Coleoptera, Diptera, Heteroptera y Odonata
Presente estudio.	Canal de Cuemanco, México.	24	Amphipoda yDiptera

Diversidad definió un patrón en el año de estudio, en el que los valores mínimos de ambas variables se registraron en los meses más fríos (Febrero–Abril); lo que sugiere que dicho patrón, en principio, está definido por el efecto de la temperatura. No obstante, no existe correlación significativa entre esta variable ambiental con estos atributos comunitarios. Así mismo, las plantas más pequeñas y los valores menores de biomasa de raíz de lirio acuático, también se registraron en estos meses. En estas condiciones, el volumen del sistema radicular decreció drásticamente y es probable que, estructuralmente disminuyera la complejidad del hábitat y como consecuencia, también la riqueza de táxones; ya que de acuerdo con Dibble y Thomaz (2006), la arquitectura de la planta puede influir directamente en la colonización y en la composición de los ensamblajes de invertebrados epífitos. Por otra parte, los patrones temporales de densidades de invertebrados están definidos por los pulsos reproductivos (Levin *et al.*, 2001), también pueden ayudar a explicar este patrón.

En contraste, el patrón de variación de la densidad promedio mensual, está relacionado con las temporadas explicadas por el análisis de EMNM, en donde la temporada de estiaje frío presentó las densidades mayores del año, cuyos valores están en función de las fluctuaciones poblacionales del anfípodo *H. azteca* y del díptero *C. plumosus*, que fueron las especies con valores de importancia mayor (0.61 y 0.35% respectivamente) en los ensamblajes de invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático.

En otras localidades los ensamblajes de invertebrados están dominados por diferentes grupos taxonómicos (Tabla 3); en general su composición depende de la

profundidad, movimiento del agua y de las condiciones fisicoquímicas del sitio, la densidad y longitud de la raíz de la planta, presencia de otras macrofitas acuáticas, el intercambio de fauna raíz-bentos y raíz-plancton, presencia de diferentes grupos funcionales, principalmente.

Diversos estudios han documentado la relación de la densidad con alguna variable; por ejemplo, Crowder y William (1982) con el área superficial de la vegetación flotante; De Marco *et al.* (2001) temperatura, conductividad y pH; Kouamé *et al.* (2010) con la conductividad, temperatura, concentración de amonio y oxígeno disuelto; Poi de Neiff y Carignan (1997), concentración de oxígeno disuelto y negativamente con la turbidez Rocha-Ramírez *et al.* (2007) con la salinidad, concentración de oxígeno disuelto y turbidez. En este estudio, la conductividad, pH, Alcalinidad, Dureza y la concentración de Ortofosfatos son las variables ambientales que están relacionadas con la variación de la densidad de invertebrados asociados a la raíz del lirio acuático en el Canal de Cuemanco.

CONCLUSIONES

*Los ensamblajes de invertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* (Mart) Soloms en el canal de Cuemanco, lago de Xochimilco D.F., están compuestos por 24 taxones, pertenecientes a 22 familias y 14 ordenes.

*El canal de Cuemanco presenta una riqueza baja de taxones.

*La riqueza, densidad total y diversidad no presentan diferencias significativas entre los sitios de colecta.

*La riqueza y diversidad presentan un patrón anual donde la variación temporal provoca que ambas se incrementen en la temporada lluviosa cálida y decrezcan en temporada estiaje frío.

*Los taxones dominantes son: *Hyalella azteca* (Saussure, 1858) con 0.61 de importancia, *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758) con 0.35 de importancia e *Ischnura denticollis* (Burmeister, 1839) con 0.04 de importancia

*La densidad promedio se incrementa en la temporada de estiaje-frío y decrece a en la temporada lluviosa cálida.

*Las variaciones en la densidad de organismos, están relacionadas con la conductividad, pH, alcalinidad, dureza y ortofosfatos presentes en el agua.

*CO, pH, AT, DC y OF son las variables ambientales que explican la variación en la densidad de los taxones de invertebrados.

*Las características físico-químicas del canal de Cuemanco, no presentan variaciones significativas entre los sitios de colecta.

*La oscilación temporal de los parámetros físico-químicos está definida en dos periodos al año, estiaje frío y lluviosa-cálida, determinados por la temperatura y la cantidad de precipitación pluvial.

LITERATURA CITADA

- ABU-GIDEIRI, Y. B. Y A. M. YOUSIF. 1974. The influence of *Eichhornia crassipes* Solms on planktonic development in the Withe Nile. *Archives Für Hydrobiologie*. 74(4): 463-467.
- ALBERTONI, E. F. 2001. Macroinvertebrates associated with *Chara* in a tropical coastal lagoon (Imboassica Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil). *Hydrobiologia*. 457: 215-234.
- ALCOCER, J. 1988. Caracterización hidrológica de los lagos de Chapultepec, México. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 86p.
- ALI, M., K. J. MURPHY Y V. J. ABERNETHY. 1999. Macrophyte functional variables versus species assemblages as predictors of trophic status in flowing waters. *Hydrobiologia*. 415: 131-138.
- BAILEY, R. G. Y M. R. LITTERICK. 1993. The macroinvertebrate fauna of water hyacinth fringes in the Sudd swamps (River Nile, southern Sudan). *Hydrobiologia*. 250:97-103.
- BARTODZIEJ, W. 1992. Amphipod contribution to water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms.). *Florida Scientist*. 55:103-111.
- BARTODZIEJ, W. Y G. WEYMOUTH. 1995. Waterbird abundance and activity on water hyacinth and *Egeria* in the St. Marks River, Florida. *Journal of Aquatic Plant Management*. 33: 19-22.

- BARTODZIEJ, W. Y A. J. LESLIE. 1998. The aquatic ecology and water quality of the St. Marks River, Wakulla County, Florida, with emphasis on the role of water-hyacinth: 1989-1995 Studies. FL Department of Environmental Protection, Bureau of Invasive Plant Management, Tallahassee. TSS-98-100.
- BECHARA, J. A. AND N. L. ANDREANI. 1989. El macrobentos de una laguna cubierta por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del Río Paraná, Argentina. *Tropical Ecology*. 30(1):142-155.
- BRENDONCK, L., J. MAES, W. ROMMENS, N. DEKEZAS, T. NHIWATIWA, B. MAXWELL, V. CALLEBAUT, C. PHIRI, K. MOREAU, B. GRATWICKES, M. STEVENS, N. ALYN, E. HOLSTERS, F. OLLEVIER, B. MARSHALL. 2003. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). II. Species diversity. *Archives Für Hydrobiologie*. 158(3): 389-405.
- BURCH, J. BY A. CRUZ. 1987. Clave genérica para la identificación de gastrópodos de agua dulce en México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. 46p.
- CENTER, T. D. 1994. Biological control of weeds: Water hyacinth and waterlettuce. Pp. 481-521. In: Pest Management in the Subtropics: Biological Control --Florida Perspective. Rosen, D., F. D. Bennett, y J. L. Capinera (Eds), Intercept Publ. Co., Andover, U.K. 737p.
- CLARKE, K. R. Y R. M. WARWICK. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratory, NERC, UK. 144p.

- CROWDER, L. B. Y E. C. WILLIAM. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*. 63 (6). 1802–1813.
- DE MARCO, P., M. A. ARAUJO, M. K. BARCELOS Y M. B. DOS SANTOS. 2001. Aquatic invertebrates associated with the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 36(1):73–80.
- DIBBLE, E. D. Y S. M. THOMAZ. 2006. A Simple Method to Estimate Spatial Complexity in Aquatic Plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(3):421–428.
- ELÍAS–GUTIÉRREZ, M., E. SUÁREZ–MORALAES, M. GUTIÉRREZ–AGUIRRE, M. SILVA–BRIANO, J. G. GRANADOS–RAMÍREZ Y T. GARFIAS–ESPEJO. 2008. Guía ilustrada de los microcrustáceos (Cladocera y Copepoda) de las aguas continentales de México. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 367p.
- ESTACIÓN METEOROLÓGICA DEL AEROPUERTO DE LA CIUDAD DE MÉXICO. Disponible en línea: <http://www.wunderground.com/history/airport/MMMX/2009>. Fecha de acceso 20 agosto 2010.
- GIBBONS, M., H. GIBBONS JR., Y M. SYTSMA. 1994. A citizen's manual for developing integrated aquatic vegetation management plans. In *Water Environmental Services*. Disponible en: <http://www.ecy.wa.gov/programs/wa/plants/management/manual/index.html>. Fecha de acceso: 10 de agosto 2010.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. *A treatise on limnology, V. I. Geography, Physics and Chemistry*. Wiley. 1015p.
- KOUAMÉ, M. K., M. Y DIÉTOA, S. K. DA COSTA, E. O. EDIA, A. OUATTARA Y G. GOURÈNE. 2010. Aquatic macroinvertebrate assemblages associated with root masses of water

- hyacinths, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms–Laubach, 1883 (Commelinales: Pontederiaceae) in Taabo Lake, Ivory Coas. *Journal of Natural History*. 44(5): 257–278.
- KREBS, J. C. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers. USA. 654p.
- Levin, L.A., D. F. Orsch, A. Covich, C. Dahm, C. Erseus, K. C. Ewel, R. T. Kneib, A. Moldenke, M. A. Palmer, P. Snelgrove, D. Strayer y J. M. Weslawski. 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*. 4:430–540.
- LÓPEZ–ANAYA, D. 2002. Invertebrados asociados al sistema radicular de *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms en el sistema lagunar de Alvarado Veracruz durante la época de lluvias. Tesis de licenciatura (Biólogo). Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. 48p.
- LOT, A., Y A. NOVELO. 2005. Iconografía y estudio de plantas acuáticas de la Ciudad de México y sus alrededores. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de biología. 206p.
- MARÇAL, S. F. Y C. T. CALLIL. 2008. Structure of invertebrates community associated with *Eichhornia crassipes* Mart. (Solms–Laubach) after the introduction of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Upper Paraguay River, MT, Brazil. *Acta Limnológica Brasiliensia*. 20(4): 359–371.
- MANGAS–RAMÍREZ, E. Y M. ELÍAS–GUTIÉRREZ. 2004. Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities in–Mexican reservoir. *Journal of Aquatic Health and Management*. 7(1): 161–168.

- MARTÍNEZ-CRUZ, P., A. HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, R. SOTO-CASTOR Y J. RANGEL-LEVARIO. 2006. Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at Xochimilco, Mexico. *Hidrobiológica* .16(3): 211–219.
- MASIFWA, W. F., T. TWONGO, Y P. DENNY. 2001. The impact of water hyacinth. *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia*, 452:79–88.
- MAZARI, M., E. CIFUENTES, E. VELÁSQUEZ Y J. CALVA. 2000. Microbiological groundwater quality and health indicators in México City. *Urban Ecosystems*. 4(2):91–103.
- MITCHELL, D. S. 1985. Surface-floating aquatic macrophytes. In: The Ecology and Management of African Wetland Vegetation (Eds P. Denny), pp. 109–124. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- MONTOYA, J. V. 2003. Freshwater shrimps of the genus *Macrobrachium* associated with roots of *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) in the Orinoco Delta (Venezuela). *Caribbean Journal of Science*. 39:155–159.
- NANDINI, S., P. RAMÍREZ-GARCÍA Y S. S. S. SARMA. 2005. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*. 20(2): 287–294.
- NCSS SOFTWARE, CRUNCHER STATISTICAL SYSTEMS. 2007. Kayseville–Utah, USA.
- NEIFF, J. J., POI DE NEIFF, A. Y S. CASCO. 2001. The effect of prolonged floods on *Eichhornia crassipes* growth in Parana River floodplain lakes. *Acta Limnológica Brasiliensia*. 13(1): 51–60.

- NISBET, M. Y J. VERNEAUX. 1970. Composants chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*. 6: 161–190.
- OLIVA–MARTÍNEZ, M. G., A. RODRÍGUEZ–ROCHA, A. LUGO–VÁZQUEZ Y M. R. SÁNCHEZ RODRÍGUEZ. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*. 18 (1 Suplemento): 1–13.
- PAPORELLO DE AMSLER, G. 1983. Fauna asociada al Río Correntoso (Prov. de Santa Fe): estudio preliminar. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*. 14(2):133–147.
- PAPORELLO DE AMSLER, G. 1987. Fauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes* en causes secundarios y tributarios del Río Paraná en el tramo Goya–Diamante. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*. 18(1):37–50.
- PEDROZA, P. R. (2007). Productividad primaria y diversidad microbiana fotalitoautotrofica en los canales de Xochimilco. Tesis licenciatura (Químico Biólogo Parasitólogo) Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. México D.F. 60p.
- PENNAK, W. R. 1991. Freshwater Invertebrates of the United States (Protozoa to Mollusca), 3rd edn. John Wiley and Sons, Inc., New York. 506p.
- POI DE NEIFF, A. Y R. CARIGNAN. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Parana River floodplain. *Hydrobiologia*. 345: 185–196.
- POI DE NEIFF, A, Y J. J. NEIFF. 1984. Dinámica de la vegetación acuática y su fauna. *Physis*. 42:53–67.

- POI DE NEIFF, A. Y J. NEIFF. 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná (Argentina). *Interciencia*. 31(3): 220–225.
- POLHEMUS, S.T. 1984. Aquatic and semiaquatic Hemiptera. In: Merritt, R. W y K. W. Cummins (Eds), An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa, pp 231–260.
- QUIROZ–FLORES, A., M. MIRANDA–ARCE Y A. LOT–HELGUERAS. 2008. Estudio comparativo de algunas variables físico químicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms–Laubach. *Polibotánica*. 25: 127–133.
- RAHEL, F. J. Y J. D. OLDEN. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*. 22: 521–533.
- RAMÍREZ–ROJAS, A. 2002. “Invertebrados asociados al sistema radicular de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, durante la temporada de nortes (Octubre 2000–Marzo 2001) en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México. Tesis de licenciatura (Biólogo). Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. 37p.
- ROCHA, R. A., R. ROMAN Y S. CHAZARO. 2002. Population Biology of *Anopsilana oaxaca* Carvacho & Haasmann, 1984 (Isopoda: Cirolanidae) of the Pacific coast of Mexico. *Crustaceana*. 75(2):97–109.
- ROCHA–RAMÍREZ, A., A. RAMÍREZ–ROJAS, R. CHÁVEZ–LÓPEZ Y J. ALCOCER. 2007. Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.)

- Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology*. 41:319-333.
- SALCEDO S. V. (1978). Fluctuación de las poblaciones de la fauna asociada al lirio acuático *Eichhornia crassipes* (Kunth) y su relación con la contaminación en el lago de Xochimilco. Tesis licenciatura. (Biólogo). Facultad de ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 53p.
- SHARITZ, R. R., Y D. P. BATZER. 1999. An Introduction to Freshwater Wetlands in North American and Their Invertebrates. In: D. P. Batzer, R. B. Rader, and S. A. Wissinger, (Eds.), *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North American: Ecology and Management*. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 1-22.
- TER BRAAK C. J. F, Y P. SMILAUER. 1998. CANOCO reference manual and User's guide to CANOCO for Windows, software for Canonical Community Ordination version 4. Microcomputer Power, Ithaca.
- TOFT, D., C. SIMENSTAD Y J. CORDELL. 2003. The effects of introduced water hyacinth on habitat structure, invertebrate assemblages, and fish diets. *Estuaries*. 26: 746-758.
- THORP, J. H. Y A. P. COVICH. 1991. Ecology and classification of North American of freshwater invertebrates. Academic Press, Inc., New York, USA. 911p.
- UEKI, K. Y OKI. (1979). Seed production and germination of *Eichhornia crassipes* in Japan. Proceedings of the Seventh Asian Pacific Weed Science Society Conference, 257-260.
- WILSON, J. R., N. HOLST Y M. REES. 2005. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany*. 81: 51-67.