



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

“ESTUDIO EXPERIMENTAL DEL IMPACTO DE
Poecilia reticulata (GUPPY) Y DE LAS
CONDICIONES AMBIENTALES SOBRE EL
ENSAMBLADO DE ROTÍFEROS EN EL LAGO
URBANO TEZOZÓMOC.”

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
B I Ó L O G O
P R E S E N T A :
SILVIANO GABRIEL LÓPEZ SÁNCHEZ

DIRECTOR DE TESIS
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ



Tlalnepantla Edo. De México

2012



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.

Índice

Resumen	1
Introducción	2
Antecedentes	5
Objetivo General	7
Objetivo Particular	7
Material y Métodos	8
Diseño Experimental	8
Análisis de los Datos	11
Área de Estudio	12
Resultados	14
Parámetros Ambientales	14
Profundidad del Disco de Secchi	18
Nutrimentos	19
Fósforo Total	19
Nitrógeno Total	20
Clorofila <i>a</i>	21
Rotíferos	23
Dominancia de Especies	24
Especies	29
Peces	30
Correlación	31
Discusión	33
Lago	33
Tratamientos	35
Disco de Secchi	36
Nutrimentos	37
Fósforo Total	37
Nitrógeno Total	37
Clorofila <i>a</i>	38
Rotíferos	39
Efecto de los Peces	39
Efecto del Sedimento	41
Correlación	42
Conclusiones	44
Referencias Bibliográficas	46

El presente trabajo se realizó en el laboratorio de Limnología Tropical de la Unidad de Investigación Interdisciplinaria en Ciencias de la Salud y la Educación de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala.

Fue dirigido por el Dr. Alfonso Lugo Vázquez

Fue revisado por el jurado siguiente:

Dra. Ma. Del Rosario Sánchez Rodríguez

Dr. José Luis Gama Flores

Dr. Alfonso Lugo Vázquez

M en C. Laura Peralta Soriano

Biol. José Luis Tello Musi

Para la realización de esta Tesis se conto con el apoyo del:

Proyecto PAPCA 2009–2010. Los peces omnívoros de talla pequeña como factor de la estructura del plancton en un lago hipertrófico.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, por la oportunidad de ser estudiante de la mejor universidad y por brindarme lo necesario para lograr un logro importante en mi vida.

A mi director de tesis el Dr. Lugo por darme la oportunidad de desarrollarme académicamente y sobre todo por la paciencia de aclararme las dudas que se presentaron durante el proyecto.

A mis asesores Dra. Rosario, M en C. Laura, Dr. Gama y Biol. Tello por su paciencia y sus comentarios a lo largo de todo el proyecto.

DEDICATORIAS

A mi familia

Por toda su paciencia... "que debe ser mucha"

A mi mamá

Gracias por apoyarme en los buenos y no tan buenos tiempos, por confiar en mí
Te quiero jefaza.

A papá Silviano y mamá Tere

Son los mejores siempre los voy a querer, gracias por cuidarme, educarme y
sobre todo por darme todo su cariño.

A Teresita y Tío Fabian

Más que tíos son también mis papas, su apoyo y cariño es lo mejor que me han
dado.

A Silvia

Que te digo, eres mi hermana, gracias por estar conmigo y soportarme te
quiero.

A Marco, Edith y Ale

A Bianca

Fue único como te conocí y sigo aturdido por eso, gracias por tener mucha paciencia y amor. –Siempre–

A mis amigos

Jesús, Gaby, Miguel, Carmen, que relajo somos, Fernando, Francisco por su ayuda y por hacer las practicas más amenas.

A pelusa

Por decorar y comerte mis tareas, despertarme puntualmente y hacerme feliz.

Resumen

En los lagos tropicales someros son muy frecuentes las especies de peces de talla pequeña. Muchas de estas especies presentan alimentación omnívora, pudiendo afectar a diversos niveles tróficos, como son los productores primarios y al zooplancton. El efecto de este tipo de peces en lagos hipertróficos ha sido poco estudiado y el conocimiento de sus posibles efectos sobre el plancton y sobre el mantenimiento de las condiciones eutróficas son escasamente conocidos. Los sedimentos son también otro factor de gran importancia en el mantenimiento de las condiciones eutróficas por su aporte elevado de nutrientes. En estos lagos altamente productivos, los grupos de organismos filtradores dominantes son los de tamaño pequeño, especialmente ciliados y rotíferos.

En el presente estudio se planteó establecer el efecto de una especie de pez omnívoro de talla pequeña (*Poecilia reticulata*, Peters 1859) sobre el ensamblado de rotíferos de un lago urbano hipertrófico somero, en condiciones de aislamiento de los sedimentos y en contacto con los sedimentos. Para este fin se utilizaron mesocosmos colocados *in situ* en la zona pelágica del lago y se realizaron muestreos semanales a lo largo de un mes. Se midieron la temperatura, O.D., pH, K_{25} las concentraciones de clorofila a, además de nitrógeno y fósforo totales. También se obtuvieron muestras para la evaluación de las poblaciones de rotíferos. A lo largo del presente experimento se encontraron trece especies de rotíferos, de las cuales *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *B. caudatus*, *P. vulgaris* y *T. pusilla* fueron las especies que presentaron una mayor frecuencia y abundancia con respecto a las demás, así como entre los cuatro tratamientos y el lago.

La presencia del sedimento, no se presentó ningún efecto significativo sobre el crecimiento de las poblaciones de rotíferos. Los tratamientos con presencia de peces mostraron un aumento en las densidades de rotíferos, indicando un efecto positivo de los peces omnívoros de talla pequeña al consumir a los competidores (cladóceros) o depredadores (copépodos) de los rotíferos.

Introducción

Los lagos urbanos se han convertido, debido al crecimiento mundial de la población de las ciudades, en los cuerpos de agua que mayor número de personas conoce, utiliza, visita y donde se realizan actividades como: deportes acuáticos, pesca, recreación, entre otras. En algunos casos sirven para abastecer de agua para el consumo humano, así como también para el control de inundaciones (Schueler y Simpson, 2003).

Los lagos urbanos, se definen considerando su tamaño, profundidad, origen del agua (residual), tipo de cuenca de depósito y usos: recreativo, abastecimiento de agua, contenedores de lluvia o cualquier otro relacionado con actividades antropogénicas (Schueler y Simpson, 2003). Son lugares de gran diversidad biológica, donde habitan organismos acuáticos, semiacuáticos y terrestres, los cuales desempeñan papeles fundamentales en el funcionamiento del ecosistema. Todos estos ecosistemas se han visto afectados y sufren desequilibrios (Birch y MacCaskie, 1999), que alteran sus características físicas, químicas y biológicas. Entre los factores de perturbación se encuentran la presencia de contaminantes, de grandes cantidades de basura y las actividades humanas, que contribuyen a incrementar la carga de nutrientes de los sistemas acuáticos provocando el muy común problema de la eutrofización.

La contaminación del agua determina un descenso de la diversidad, estableciendo condiciones rigurosas que escasas especies pueden resistir y estimula el fuerte desarrollo de unas cuantas especies resistentes, debido a un ambiente altamente fluctuante e inestable. La eutrofización es una forma de contaminación intensa que genera grandes cantidades de materia orgánica causada por un exceso de producción primaria. La posterior descomposición de esta materia causa una fuerte demanda de oxígeno, que puede producir condiciones anaerobias severas (Margalef, 1983).

En condiciones eutróficas, el zooplancton dominado por organismos filtradores de tamaño pequeño, tales como ciliados y rotíferos (Jurgens, 1994), disminuyen la cantidad de fitoplancton por consumo. Los rotíferos, debido a su rápida maduración y

desarrollo, además de su crecimiento poblacional en un tiempo corto, pueden llegar a aportar del 10 al 40% de la producción secundaria total del zooplancton. Los rotíferos ocupan rápidamente los nichos disponibles en estanques y lagos, ayudando a transferir eficientemente la energía desde los productores primarios a los consumidores secundarios (Sarma, *et al.* 2008); son también muy importantes en el reciclado de nutrimentos (Bogdan y Gilbert, 1982, Conde, *et al.* 2004)

Entre los factores que afectan el crecimiento de las poblaciones de rotíferos se han señalado la cantidad y calidad del alimento, la competencia, la depredación y el parasitismo, además de otros factores ambientales como son la temperatura, la concentración de oxígeno, la cantidad de radiación solar y el pH (Stemberger y Gilbert, 1985). En las abundancias de rotíferos también influyen el consumo realizado por los peces planctívoros y por los invertebrados depredadores (Songbo, *et al.* 2010).

Los peces del Orden *Cyprinodontiformes* son organismos comunes en cuerpos de agua tropicales; se trata de peces cosmopolitas en latitudes templadas y tropicales, capaces de vivir en aguas dulces y hábitat salinos. Podemos encontrar dentro de este orden a la familia, *Poeciliidae*, integrada por pequeños peces vivíparos de longitudes que van de 1.2–1.4 cm (juveniles), de 4.4–4.6 cm (adultos) con una longitud máxima de (6.1 cm) que viven en una amplia variedad de ambientes; sus hábitos alimenticios son diversos, ya que hay especies piscívoras, omnívoras o herbívoras; algunas son selectivas, mientras que en otras son oportunistas (Arzate, 2002).

Dentro de esta familia podemos encontrar a los peces llamados guppys (*Poecilia reticulata* Peters 1859), que es una especie introducida en varios lagos mexicanos y muy común en los acuarios. Toleran bajas concentraciones de oxígeno disuelto, típicamente habitan pequeños cuerpos de agua someros o áreas marginales de los lagos y ríos, además de que tienen la capacidad de colonizar una gran variedad de ambientes (Arzate, 2002).

En cuanto a sus hábitos alimenticios, algunos estudios han mostrado que los alevines de *P. reticulata* son capaces de consumir grandes cantidades de rotíferos (Lair, *et al.* 1994; Quezada, 2011). Este tipo de peces de alimentación omnívora son muy comunes en los lagos de zonas tropicales y pueden tener un papel de gran relevancia sobre la estructura del plancton (Jeppesen, *et al.* 2005). Pueden tener un efecto positivo sobre los rotíferos al consumir a otros organismos del zooplancton y así disminuir la depredación o la competencia por el alimento. Sin embargo, también ejercen efectos negativos mediante el consumo de fitoplancton, que disminuye la disponibilidad de alimento, o a través de la depredación directa, ejercida principalmente por los alevines, sobre los rotíferos (Blanco, *et al.* 2003)

Antecedentes

No existen muchos trabajos sobre el efecto de los poecílicos sobre los rotíferos, pero en 1994 Lair, *et al.* demostraron que los alevines de *Poecilia reticulata* (citada como *Lebistes reticulata* en el artículo) pueden consumir elevadas cantidades de ciliados y también de rotíferos.

En el lago Tezozomoc existen trabajos sobre la alimentación de *P. reticulata*, como el realizado por Arzate en el 2002 quien realizó un estudio del contenido estomacal de esta especie encontrando que el espectro trófico que incluye 40 tipos de organismos; principalmente Cianobacterias y Clorofitas, además rotíferos, cladóceros, coríxidos y la diatomea *Cyclotella*.

Solano (2002) y Fernández (2004), realizaron estudios sobre la variación en la abundancia y biomasa de *P. reticulata*, encontrando cuatro clases de edad con una longitud máxima de 61.6 mm.

Finalmente, en el 2011 Quezada realizó un trabajo experimental sobre el consumo de alimento por alevines de guppy procedentes del Lago Tezozomoc. Observó que los alevines consumieron cantidades importantes del rotífero *Brachionus calyciflorus*, especie que también habita en el mismo lago.

Para el caso específico de los rotíferos, existe el trabajo de Sarma y Martínez (2000) quienes realizaron el análisis de la diversidad de rotíferos en el Tezozomoc, encontrando 19 especies, entre ellas *Filinia cornuta* la cual a sido poco reportada en sistemas acuáticos mexicanos.

Verver y Vargas (2005), realizó un estudio sobre la dinámica espacio-temporal de los parámetros físico-químicos y su relación con la clorofila *a*, concluyendo que el lago del parque Tezozómoc es un sistema hipertrófico con elevadas concentraciones de fósforo y nitrógeno y con una dinámica influenciada por la ausencia o presencia de lluvias.

En el 2006, Castro estudió el efecto de los rotíferos sobre la trama trófica microbiana del lago, encontrando que las especies *Brachionus angularis*, *Brachionus bidentata* y *Trichocerca pusilla* tuvieron un efecto diferencial sobre la red trófica microbiana encontrando también que la ingestión es especie-dependiente.

Oliva, *et al* (2008), encontraron que el lago presentó un patrón de variación temporal de las especies del fitoplancton, que comparten características con otros ambientes hipertróficos, pero también presenta condiciones particulares, probablemente asociadas a su ubicación geográfica y las condiciones climáticas locales.

Morlán en el 2010, realizó un estudio sobre la producción primaria del fitoplancton en el lago durante la época de sequía. Donde la tasa de producción primaria en el lago fue muy variable y en ocasiones alcanzando valores extremadamente elevados.

El conocimiento particular de los hábitos alimenticios y el papel que juega dentro de la trama trófica de *P. reticulata*, ha sido poco estudiado. En el presente estudio se plantea establecer el efecto de los peces omnívoros (*P. reticulata*) sobre el ensamblado de rotíferos de un lago hipertrófico somero, en condiciones de aislamiento de los sedimentos y en contacto con los sedimentos.

Objetivo General:

- Evaluar experimentalmente el efecto que tienen los peces *Poecilia reticulata* (Guppy) y el aporte de nutrimentos de Fósforo y Nitrógeno por los sedimentos sobre las poblaciones de rotíferos.

Objetivos Particulares

- Cuantificar los parámetros ambientales en los mesocosmos.
- Determinar la abundancia de los rotíferos en los mesocosmos con y sin *P. reticulata*.
- Determinar la abundancia de los rotíferos en los mesocosmos en contacto y en aislamiento del sedimento.
- Establecer el efecto de los peces sobre los rotíferos.
- Establecer el efecto del sedimento sobre los rotíferos.
- Establecer la relación de los parámetros ambientales con los rotíferos

Material y Métodos

Diseño Experimental

La investigación se llevó a cabo del 31 de agosto al 28 de septiembre del 2010 en el lago del parque Tezozómoc. Se usaron mesocosmos con una capacidad aproximada de 80 L de volumen; cada uno fue construido mediante bolsas de polietileno transparente, de calibre grueso, con una longitud de 1.6 m y un diámetro de 50 cm. Cada bolsa fue fijada a una estructura metálica cilíndrica abierta de 1.30 m de altura. Se establecieron cuatro tratamientos:

- 1) con peces (*P. reticulata*) y sin contacto con el fondo (PC);
- 2) sin peces y sin contacto con el fondo (SC);
- 3) con peces y en contacto con el fondo (PA) y
- 4) sin peces y con contacto con el fondo (SA).

Cada tratamiento se realizó por triplicado, teniendo un total de doce mesocosmos. En cada réplica de los tratamientos con peces se colocaron 10 guppies adultos entre 4.0-6.0 cm (*P. reticulata*), 5 hembras y 5 machos, que se obtuvieron previamente del lago, para la obtención de mayor número de ejemplares manteniéndolos en el laboratorio en condiciones similares al lago. Cada muestreo se realizó semanalmente y el experimento tuvo una duración de 5 semanas.

Los mesocosmos se colocaron en la zona limnética del lago (Figura 1), posteriormente se llenaron con agua del lago Tezozómoc. Se midieron a cada veinte centímetros a lo largo de la columna de agua *in situ* a cada uno de los mesocosmos y en el lago los parámetros ambientales de: temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg L^{-1}), pH (unidades de pH), conductividad específica a 25 °C (K_{25} , $\mu\text{S/cm}$) y profundidad de visibilidad del disco de Secchi (cm). Se utilizó un equipo multisensor marca YSI Modelo 85; el pH se obtuvo con un potenciómetro de campo marca Digisense modelo pH10 previamente calibrado; para la transparencia del agua se utilizó un disco de Secchi de 0.2 m de diámetro.

De cada mesocosmos se obtuvo una muestra (entre las 10 y las 14 hrs.) integrada de la columna de agua utilizando un tubo muestreador de acrílico con un diámetro de 26 mm. Se tomaron 250 mL para el análisis de los nutrientes y la clorofila *a*. Las muestras se colocaron en botellas de plástico previamente lavadas con detergente libre de fosfatos al 2% y enjuagadas con agua desionizada. Para el análisis del zooplancton se utilizó una muestra de 500 mL.

Una vez en el laboratorio, a las muestras de 250 ml se les midió la concentración de *clorofila a in vivo* utilizando un fluorómetro marca Turner Designs modelo Aquafluor. Para la determinación de fósforo y nitrógeno totales, se tomaron de cada muestra 50 ml y se realizó la digestión química de la materia orgánica presente con persulfato de potasio en condiciones básicas. Las muestras fueron introducidas a la autoclave durante 45 min a una temperatura de 115 °C para completar la digestión (Valderrama 1981). Una vez enfriadas las muestras se procedió al análisis del nitrógeno y el fósforo; el primero se determinó en forma de N-NO₃ en mg L⁻¹ y el fósforo en forma de P-PO₄, en mg L⁻¹ respectivamente con los métodos espectrofotométricos de reducción de cadmio (Nitruver 5) y del ácido ascórbico (Phosver 5) utilizando un laboratorio portátil de calidad de agua marca HACH modelo DREL/2000.

Las muestras *in vivo* de 500 mL para el análisis de zooplancton, se llevaron al laboratorio para observaciones de rotíferos *in vivo*, utilizando microscopía de campo claro, contraste de fases y campo oscuro en un microscopio marca Zeiss Modelo K7. Después se concentraron las muestras a través de una malla de 40 µm de abertura hasta reducirla a un volumen de 200 ml, para posteriormente fijarlas con formol hasta una concentración del 4%(Wetzel y likens, 2001).

Para la cuantificación de abundancia y densidad de los rotíferos se colocó un volumen de 12 ml de la muestra fijada en cámaras de sedimentación de Utermöhl modificadas (12.5 ml de capacidad) y después de un período de sedimentación de 30 min se observó en un microscopio invertido marca Leica modelo DMILL a 10X y 40X. La

identificación de las especies se realizó utilizando las claves de Koste (1978) y Ruttner-Kolisko (1975). Se contó un mínimo de 100 individuos de la especie más abundante para alcanzar un intervalo de confianza para la estimación de la media de $\pm 20\%$ (Wetzel y Likens, 2001).

Análisis de los Datos

Los análisis estadísticos de los datos y de los gráficos fueron realizados con ayuda de los programas Microsoft Office Excel (2003) y SPSS versión 18.0.

Debido a que los datos de las densidades de los organismos no se distribuyen normalmente, se procedió a transformarlos a logaritmos base 10 con la intención de normalizarlos. Ya transformados se procedió a realizar los análisis estadísticos.

Para la comparación de los resultados se realizaron gráficas de caja y bigote para una exploración general de los datos de cada una de las repeticiones, posteriormente se realizaron análisis de varianza para comprobar la similitud de los valores entre las repeticiones. Cuando los datos no cumplieron con los supuestos para el análisis de varianza (normalidad de los datos y homogeneidad de varianzas) se usó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis. Si no se observaron diferencias significativas entre las repeticiones, se usaron los valores promedio de las réplicas para la comparación entre los tratamientos. Para conocer la relación entre las variables ambientales y las densidades de rotíferos se usó el coeficiente de correlación lineal de Pearson (Daniel, 2002).

Para establecer la importancia de cada una de las especies en el lago, así como en los mesocosmos, se utilizaron los diagramas bivariados de Frecuencia vs Abundancia (García de León, 1988). Mediante estas gráficas se separaron las especies en cuatro categorías las cuales son: dominantes, constantes, temporales y raras.

Área de Estudio

El parque Tezozómoc se ubica entre las coordenadas $19^{\circ} 29' 05''$ de latitud Norte y $99^{\circ} 12' 36''$ de longitud Oeste, se encuentra a una altura de 2250 msnm y con una extensión de 27 ha (Villafranco, 2000). Se encuentra en el norte del Distrito Federal, al noroeste de la Delegación Azcapotzalco, la cual colinda en dirección norte y noreste con el municipio de Tlalnepantla y en dirección oeste con Naucalpan (D.D.F., 1998). De acuerdo con la regionalización ecológica del territorio se encuentra en la zona de Lagos y Volcanes de Anáhuac correspondiente al Sistema Ecogeográfico Chichinautzin, en la Provincia ecológica No. 57 clave 2T (SEDESOL, 1993).



Figura 1. Ubicación de los mesocosmos en el lago del Parque Tezozomoc
M=representa a los mesocosmos.

La zona donde se encuentra el parque Tezozomoc tiene un clima de tipo Cb (w1) (w) (i') g, que es templado subhúmedo con verano fresco largo, con lluvias y poca oscilación de temperatura, con el mes más cálido en verano (García, 2004). La temperatura media anual oscila entre 12°C y 16°C, la temperatura más cálida se presenta en mayo entre 18°C y 19°C y la más fría en diciembre y enero 11°C y 12°C, la precipitación pluvial es de 500 a 800 mm al año, con lluvia invernal menor al 5% y una frecuencia de 13 días helados anualmente (Villafranco, 2000).

Tezozómoc significa “piedra que zumba”; este parque fue diseñado por el arquitecto Mario Schjetnan de Garduño en 1978 y abrió sus puertas al público el 21 de marzo de 1982. El parque es un relieve a escala del antiguo Valle de México, con un lago artificial y una serie de montículos que representan los sistemas montañosos del Valle de Anáhuac y los Valles de Toluca y Tlaxcala (D.D.F., 1998).

El lago se ubica en la parte central del parque, tiene una superficie de 17 000 m² y una capacidad de 38 000 m³. La profundidad mínima es de 50 cm, la máxima de 2.10 m y el promedio de 1 m (Solano, 2002). El agua que abastece el lago proviene de la Planta de Tratamiento “El Rosario” y recibe un tratamiento de tipo secundario, el suministro es constante para evitar que el nivel de agua disminuya, aunque por cuestiones de demanda y por la poca precipitación característica de la época de sequías, el volumen es menor (Morlan, 2010).

Resultados

Parámetros Ambientales

Las condiciones ambientales a lo largo de la columna de agua del lago al inicio del experimento fueron: temperatura entre 19.3 y 19.5 °C; conductividad de 815 a 854 $\mu\text{S cm}^{-1}$, oxígeno disuelto de 0.50 a 8.98 mg L^{-1} y pH de 8.95 a 9.25. Los nutrientes mostraron valores de 1.875 mg L^{-1} de fósforo total (como P- PO_4) y de 10.25 mg L^{-1} de nitrógeno total (como N- NO_3); para la clorofila a la concentración fue de 135.1 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Los parámetros ambientales de los tratamientos que permanecieron abiertos (PA y SA) fueron diferentes a los cerrados (PC y SC) para todas las variables físicas y químicas, con excepción de la temperatura, que presentó valores muy similares entre los tratamientos y el lago a lo largo de la columna de agua (Figura. 2); el resultado del ANDEVA no mostró diferencia significativa entre los tratamientos y lago ($F=1.582$ $P=0.191$). Los valores máximos en el nivel superficial de los tratamientos oscilaron entre 21.2–22.9° C y como mínimo de 18.7–19 °C. En la zona profunda los valores máximos fluctuaron entre 19.9–20.1 ° C y como mínimo de 18.6–18.7 ° C (Tabla 1). Tampoco las concentraciones de nitrógeno total presentaron diferencias significativas ni entre los tratamientos ni con el lago.

La conductividad específica a 25 °C (K_{25}) en los tratamientos PA y SA presentó valores entre 829–965 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la superficie y de 815–967 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona profunda; los tratamientos cerrados tuvieron valores menores que variaron entre 815–870 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la superficie y entre 810–863 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona profunda; el ANDEVA señaló que los tratamientos cerrados fueron significativamente diferentes de los abiertos (Tabla 2). El lago se comportó de forma similar a los tratamientos abiertos (Fig. 3).

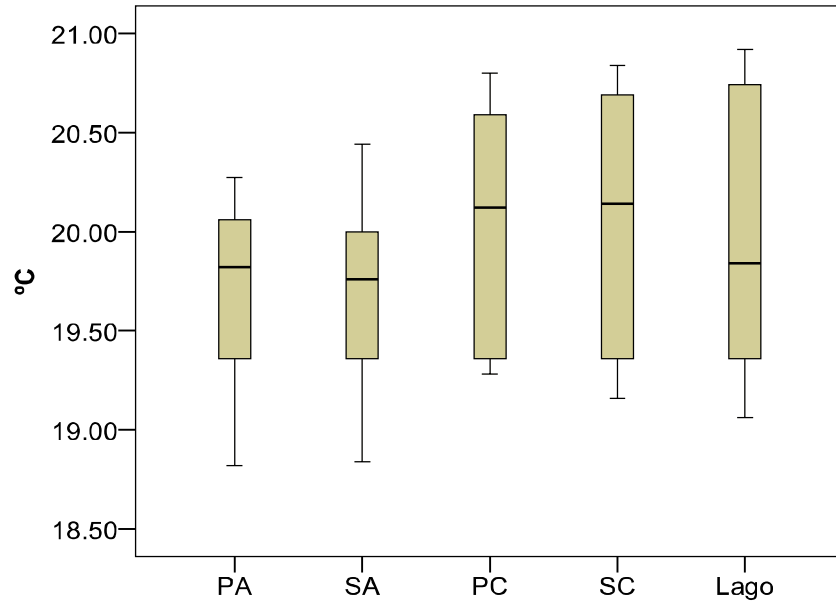


Figura 2. Diagrama de caja y bigote de las temperaturas a lo largo de la columna de agua en los tratamientos y el lago. Clave: PA: con peces y abierto; PC: con peces y cerrado en el fondo; SA: sin peces y abierto; SC: sin peces y cerrado en el fondo.

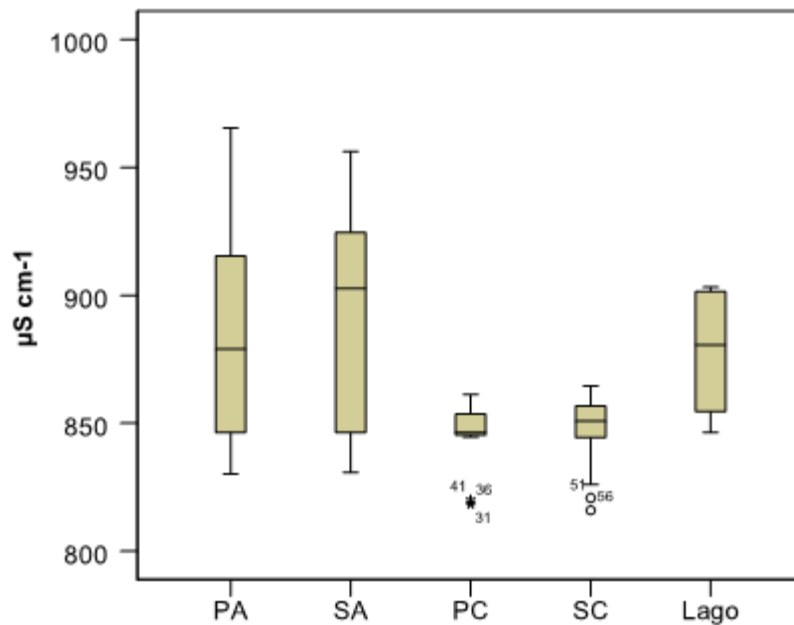


Figura 3. Diagramas de caja y bigote para los datos de Conductividad específica a 25 °C en cada uno de los tratamientos y en el lago. ° *representan datos extremos.

Para el oxígeno disuelto (O.D.) las concentraciones variaron de 2.12 a 12.10 mg L⁻¹ en la superficie y de 0.10 a 10.90 mg L⁻¹ en la zona profunda en los tratamientos abiertos; en cambio, en los cerrados el intervalo de variación fue de entre 8.20 y 18.50 mg L⁻¹ en la superficie y entre 0.20 y 11.90 mg L⁻¹ en la zona profunda. El ANDEVA confirmó (Tabla 2) que PA y SA mostraron diferencia significativa con PC y SC, pues los valores de los tratamientos abiertos fueron menores que en los cerrados. Los valores en el lago fueron similares a los tratamientos cerrados y también diferentes de los abiertos (Figura. 4)

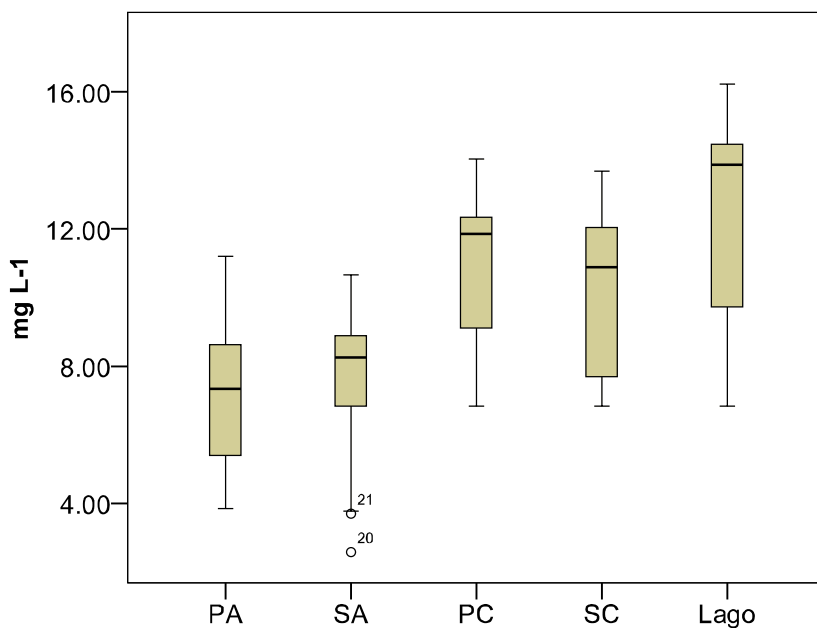


Figura 4. Diagramas de caja y bigote para los datos de concentración de Oxígeno Disuelto en el lago y en los tratamientos. ° *representan datos extremos.

El pH fluctuó entre 8.58 a 9.59 en la superficie y de 8.53 a 9.26 en la parte del fondo en los mesocosmos abiertos, y desde 9.10 a 9.81 en la superficie y de 7.80 a 9.73 en la parte profunda en los tratamientos cerrados (Tabla 2). Los valores de pH en los tratamientos abiertos fueron significativamente menores que en los cerrados y también con el lago, en donde la variación fue de 9.26 a 9.74 en superficie y en la zona profunda de 8.63 a 9.52 (Tabla 2); también los tratamientos cerrados fueron significativamente diferentes entre ellos (Tabla 2), siendo PC el de los valores más elevados (Figura. 5).

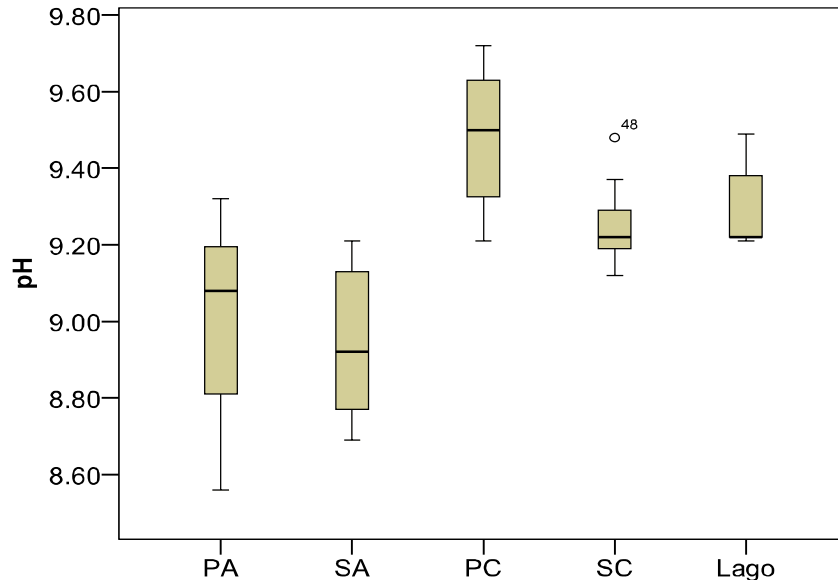


Figura 5. Diagramas de caja y bigote con los datos de pH en el lago y en los tratamientos ° *representan datos extremos.

		Temperatura °C		Lago	PA	SA	PC	SC
Profundidad	Superficie	Máximo		22.6	21.7	21.2	22.6	22.9
	0-0.4m	Mínimo		18.8	18.7	19	19	18.9
Fondo >0.4-1m	Máximo		20	19.9	20.1	20	20.1	
	Mínimo		18.6	18.6	18.6	18.7	18.6	

		Conductividad μS cm ⁻¹		Lago	PA	SA	PC	SC
Profundidad	Superficie	Máximo		911	965	954	868	870
	0-0.4m	Mínimo		853	830	829	816	815
Fondo >0.4-1m	Máximo		904	966	967	860	863	
	Mínimo		815	815	815	814	810	

		O.D. mg L ⁻¹		Lago	PA	SA	PC	SC
Profundidad	Superficie	Máximo		20.69	12.10	11.90	18.50	17.39
	0-0.4m	Mínimo		8.30	2.90	2.12	8.30	8.20
Fondo >0.4-1m	Máximo		14	10.90	10.68	11.90	11.80	
	Mínimo		0.20	0.10	0.20	0.20	0.20	

		pH		Lago	PA	SA	PC	SC
Profundidad	Superficie	Máximo		9.74	9.59	9.29	9.79	9.81
	0-0.4m	Mínimo		9.26	8.58	8.65	9.26	9.10
Fondo >0.4-1m	Máximo		9.52	9.26	9.26	9.72	9.73	
	Mínimo		8.63	8.53	8.55	9.26	7.80	

Tabla 1 Registro de parámetros ambientales mínimos y máximos a lo largo de la columna de agua.

Profundidad del Disco de Secchi

La profundidad del disco de Secchi medida al inicio del experimento fue de 12 cm, aunque los cuatro tratamientos manifestaron un aumento a lo largo del tiempo en la profundidad del disco (Figura. 6); el análisis de Kruskal-Wallis sólo mostró diferencia entre los tratamientos abiertos y el lago, presentando valores de mediana de 34 cm para PA y para SA de 40 cm (Tabla 2), mostrando una mayor profundidad que los tratamientos PC con 23 cm, SC 25 cm y el lago con 12.5 cm (Fig. 7).

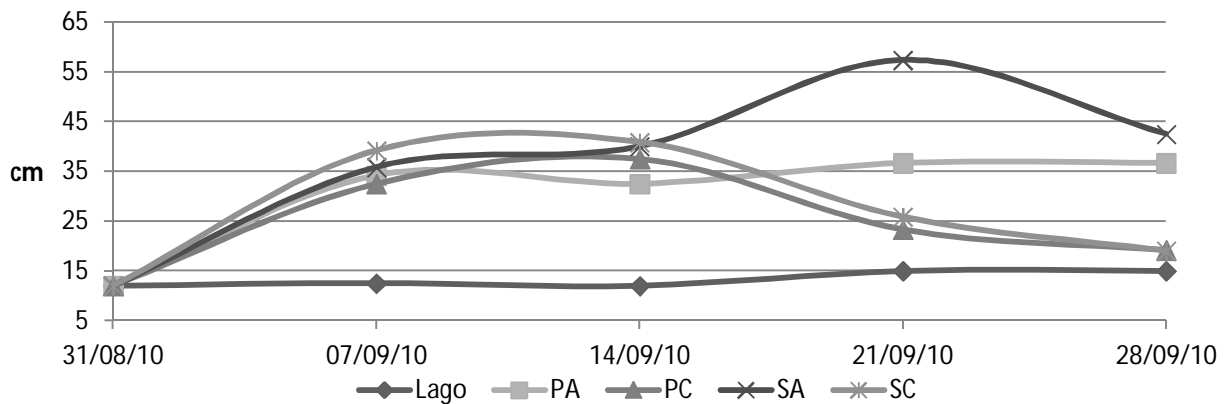


Figura 6. Variación del promedio de la profundidad de visibilidad del disco de Secchi en el lago y en los tratamientos a lo largo de la experimentación.

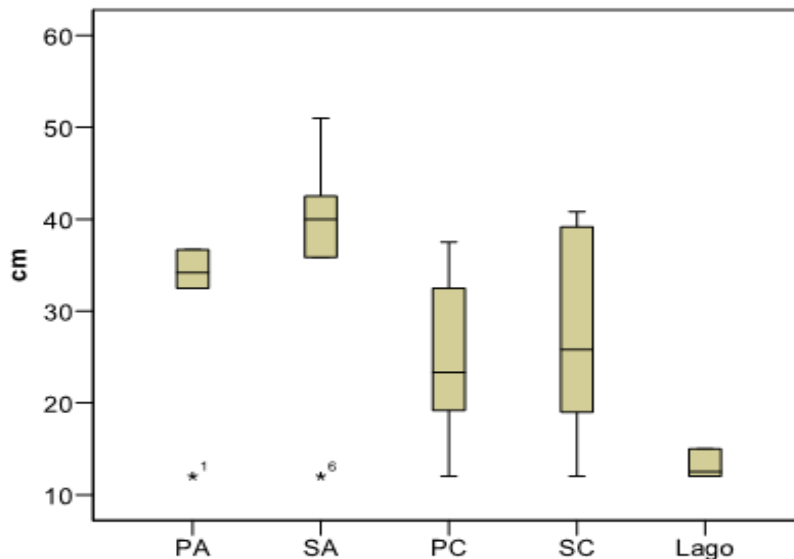


Figura 7. Diagramas de caja y bigote de los datos de profundidad de visibilidad del disco de Secchi para el lago y los tratamientos ° *representan datos extremos.

Nutrimentos

Fósforo Total

Las concentraciones de fósforo total obtenidas durante la experimentación mostraron que los tratamientos de mesocosmos abiertos (1.35 a 2.70 mg L⁻¹ para PA y 1.50 a 3.05 mg L⁻¹ para SA) y los tratamientos de mesocosmos cerrados (0.95 a 1.88 mg L⁻¹ para PC y 1 a 3.17 mg L⁻¹ para SC) tuvieron diferencias significativas (F=11.866, P=0.000) (Tabla 2). Los valores del tratamiento PC fueron significativamente menores (F=11.866, P=0.009) con relación a las concentraciones del lago (1.85 mg L⁻¹ a 2.00 mg L⁻¹) (Figura. 8).

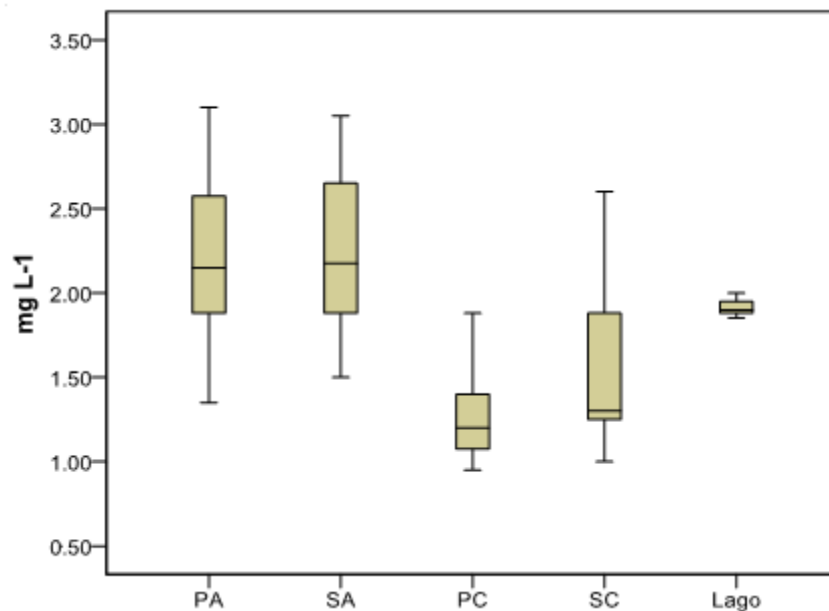


Figura 8. Diagramas de caja-bigote de los datos de Fósforo total medido en el lago y tratamientos

Nitrógeno Total

Los tratamientos no tuvieron diferencias entre ellos, sin embargo el lago fue significativamente diferente a los tratamientos PA con un intervalo de 3.91 a 10.25 mg L⁻¹ (F=2.665 P=0.010), SA de 3.06 a 10.25 mg L⁻¹ (F=2.665 P=0.004) y PC con 3.74 a 10.25 mg L⁻¹ (F=2.853 P=0.032); el tratamiento SC no mostró diferencia con el lago (Figura 9).

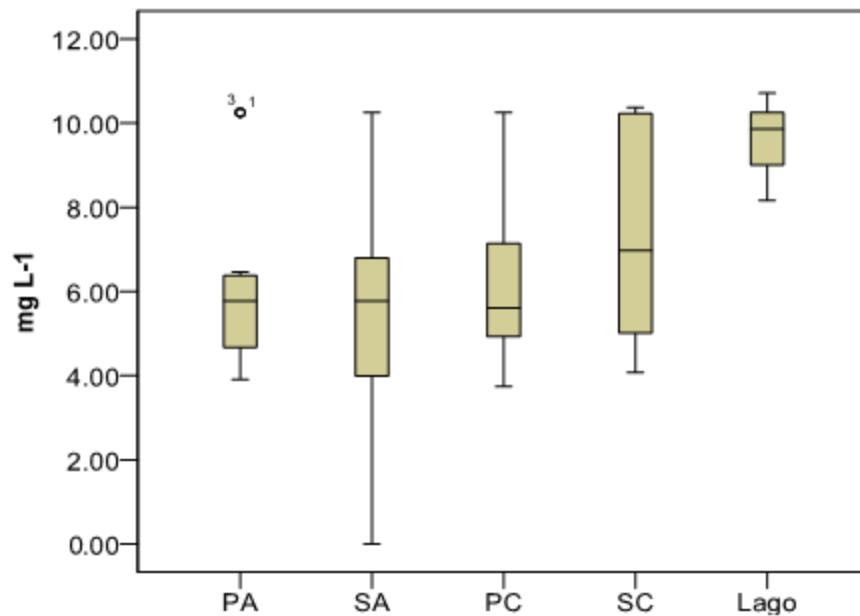


Figura 9. Diagrama de caja-bigote con los valores de Nitrógeno total medido en el lago y los tratamientos. ° *representan datos extremos.

Clorofila a

Los niveles promedio de clorofila a en el lago fueron de 117.8 a 135.1 $\mu\text{g L}^{-1}$. El análisis estadístico ANDEVA no mostró diferencias significativas entre tratamientos (Figura 10), pero sí con el lago, ya que los valores para los tratamientos oscilaron entre 11.6 a 135.1 $\mu\text{g L}^{-1}$ para PA (F=3.564, P=0.003), 15.2 a 135.1 $\mu\text{g L}^{-1}$ para PC (F=3.564, P=0.005), 8.11 a 135.1 $\mu\text{g L}^{-1}$ para SA (F=3.564, P=0.001) y 5.2 a 135.1 $\mu\text{g L}^{-1}$ para SC (F=3.564, P=0.031).

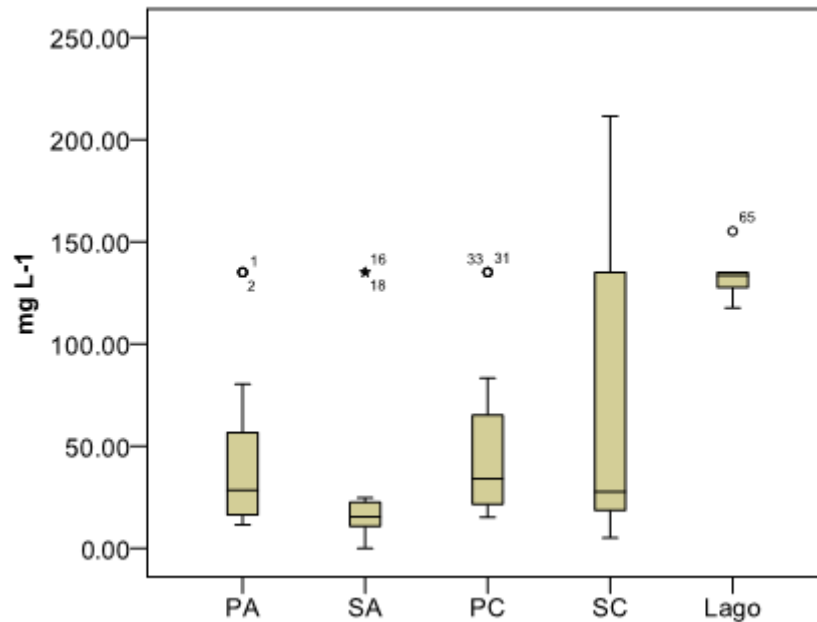


Figura 10. Diagrama de caja-bigote con valores de clorofila a medida en el lago y los tratamientos. ° *representan datos extremos.

	PA	SA	PC	SC	
Conductividad			F=6.316 P= 0.001	F=6.316 P=0.001	PA
			F=6.316 P=0.001	F=6.316 P=0.001	SA
	F=6.316 P=0.001	F=6.316 P=0.001			PC
	F=6.316 P=0.001	F=6.316 P=0.001			SC
					Lago
Oxígeno Disuelto			F=8.107 P=0.000	F=8.107 P=0.002	PA
			F=8.107 P=0.001	F=8.107 P=0.004	SA
	F=8.107 P=0.000	F=8.107 P=0.001			PC
	F=8.107 P=0.002	F=8.107 P=0.004			SC
	F=8.107 P=0.000	F=8.107 P=0.000			Lago
pH			F=19.050 P=0.000	F=19.050 P=0.000	PA
			F=19.050 P=0.000	F=19.050 P=0.000	SA
	F=19.050 P=0.000	F=19.050 P=0.000		F=19.050 P=0.004	PC
	F=19.050 P=0.000	F=19.050 P=0.000	F=19.050 P=0.004		SC
	F=19.050 P=0.003	F=19.050 P=0.001			Lago
Disco de Secchi					PA
					SA
					PC
					SC
	F=3.063 P=0.022	F= 3.063 P=0.003			Lago
Fósforo			F=11.866 P=0.000	F=11.866 P=0.000	PA
			F=11.866 P=0.000	F=11.866 P=0.000	SA
	F=11.866 P=0.000	F=11.866 P=0.000			PC
	F=11.866 P=0.000	F=11.866 P=0.000			SC
			F=11.866 P=0.009		Lago
Nitrógeno					PA
					SA
					PC
					SC
	F=2.665 P=0.010	F=2.665 P=0.004	F=2.665 P=0.013		Lago
Clorofila a					PA
					SA
					PC
					SC
	F=3.564 P=0.003	F=3.564 P=0.001	F=3.564 P=0.005	F=3.564 P=0.031	Lago

Tabla 2. Registro de diferencias estadísticamente significativas de cada uno de los parámetros ambientales y nutrimentales entre tratamientos y el lago con un nivel de confianza del 90%.

Rotíferos

Durante el presente estudio, se encontró un total de trece especies de rotíferos pertenecientes a siete familias, las cuales fueron Brachionidae [*Brachionus calyciflorus*, *B. angularis*, *B. caudatus*, *B. bidentatus*, *B. quadridentatus*]; Colurellidae [*Lepadella ovalis*]; Lecanidae [*Lecane closterocerca*]; Notommatidae [*Cephalodella catellina*]; Trichocercidae [*Trichocerca pusilla*, y *T. stylata*]; [Synchaetidae con *Polyarthra vulgaris*]; y Filinidae [*Filina longiseta* y *F. cornuta*].

Del total de especies encontradas durante el presente trabajo, diez especies estuvieron presentes durante todo el tiempo tanto en el lago como en los mesocosmos abiertos con y sin peces. En el caso de los tratamientos cerrados con y sin peces se presentaron las trece especies de rotíferos (Tabla 3).

Especie	Lago	PA	SA	PC	SC
<i>B. calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>B. angularis</i> (Gosse, 1851)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>B. caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>B. bidentatus</i> (Anderson, 1889)	x	✓	✓	✓	✓
<i>B. quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	x	x	x	✓	✓
<i>P. vulgaris</i> (Carlin, 1943)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>L. ovalis</i> (O. F. müller, 1786)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>T. pusilla</i> (Lauterborn, 1898)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>T. stylata</i> (Gosse, 1851)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>F. longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>C. catellina</i> (O. F. müller, 1796)	✓	✓	✓	✓	✓
<i>L. closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	x	x	x	✓	✓
<i>F. cornuta</i> (Weisse, 1847)	✓	x	x	✓	✓

Tabla 3. Presencia ✓ y ausencia x de especies de rotíferos encontradas en los tratamientos y en el lago urbano Tezozomoc.

Dominancia de Especies

Con base en los criterios de los diagramas bivariados de Frecuencia vs Abundancia (García de León, 1988), se encontraron nueve especies dominantes en los tratamientos y el lago; al menos cinco de las nueve especies de rotíferos dominantes se encontraron presentes al mismo tiempo en al menos tres de los tratamientos y el lago, siendo estas las especies con una mayor densidad promedio: *B. calyciflorus* (2132 ind L⁻¹), *B. angularis* (2005 ind L⁻¹), *B. caudatus* (915 ind L⁻¹), *P. vulgaris* (565 ind L⁻¹) y *T. pusilla* (1864 ind L⁻¹) (Figura 11). La especie *C. catellina* presentó una alta densidad a lo largo de la experimentación, sin embargo obtuvo una disminución abrupta en el lago y en los tratamientos (Figura 12) a lo largo del tiempo, mostrándose solamente como dominante en el lago y el tratamiento SC.

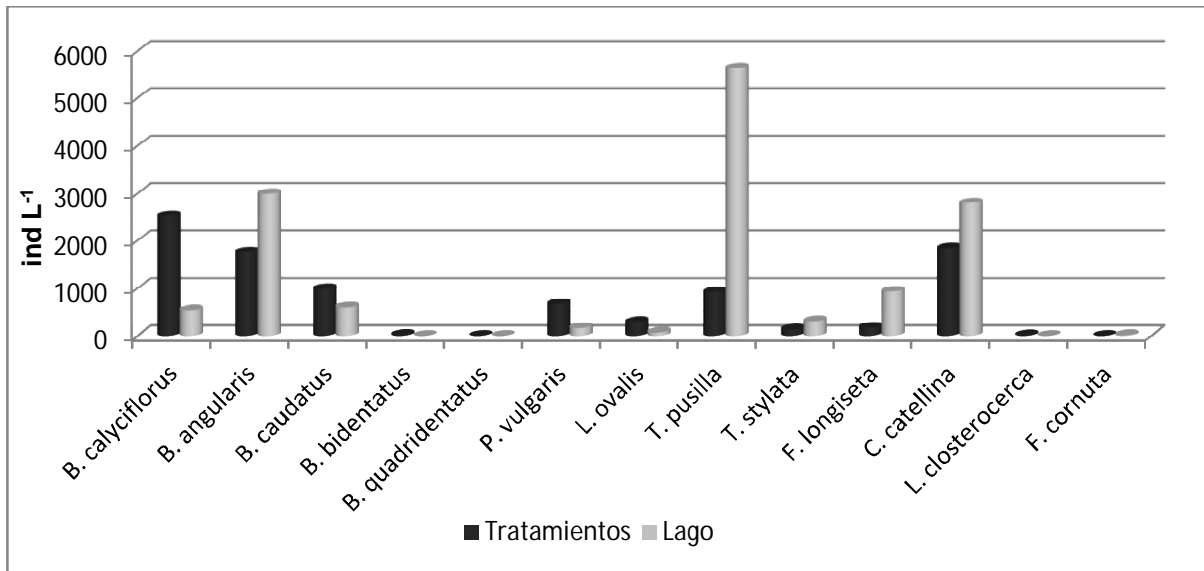


Figura 11. Densidad promedio las especies de rotíferos presentes en los tratamientos y en el lago.

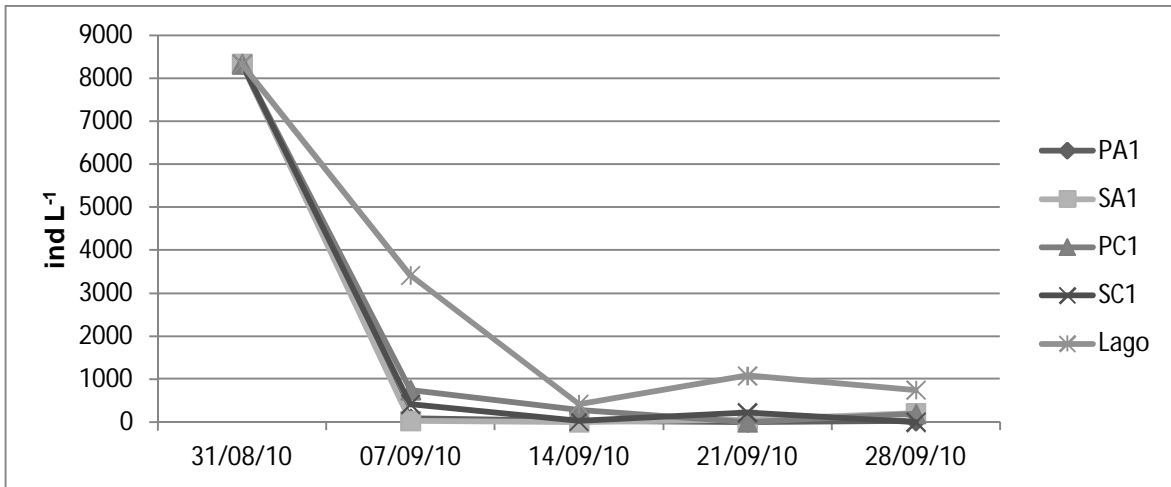


Figura 12. Densidad promedio de *C. catellina* durante la experimentación.

Las especies temporales sólo aparecieron en los tratamientos que no presentaron peces, siendo *B. caudatus* el único rotífero temporal que apareció en el tratamiento SA y SC y *L. ovalis* y *T. pusilla* se presentaron temporalmente sólo en SC. En el caso de las especies constantes, *L. ovalis* y *F. longiseta* únicamente se observaron en los tratamientos sin peces; el lago fue el que presentó una mayor cantidad de especies a lo largo de la experimentación. Se determinaron nueve especies raras, *F. cornuta* se observó únicamente en las muestras del lago; el resto de los tratamientos presentaron de dos a cuatro especies (Tabla 4).

Especie	Lago	PA	SA	PC	SC
Dominantes					
<i>B. calyciflorus</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>B. angularis</i>	✓	✓	✓	✓	✓
<i>B. caudatus</i>	✓	✓		✓	
<i>P. vulgaris</i>		✓	✓	✓	
<i>L. ovalis</i>				✓	
<i>T. pusilla</i>	✓	✓	✓	✓	
<i>T. stylata</i>			✓		
<i>F. longiseta</i>	✓		✓		
<i>C. catellina</i>	✓				✓
Temporales					
<i>B. caudatus</i>			✓		✓
<i>L. ovalis</i>					✓
<i>T. pusilla</i>					✓

Especie	Lago	PA	SA	PC	SC
Constantes					
<i>P. vulgaris</i>	✓				
<i>L. ovalis</i>	✓		✓		
<i>T. stylata</i>	✓				
<i>F. longiseta</i>					✓
Raras					
<i>B. bidentatus</i>		✓	✓	✓	
<i>B. quadridentatus</i>				✓	
<i>P. vulgaris</i>					✓
<i>L. ovalis</i>		✓			
<i>T. stylata</i>				✓	✓
<i>F. longiseta</i>		✓		✓	
<i>C. catellina</i>		✓	✓		
<i>L. closterocerca</i>				✓	✓
<i>F. cornuta</i>	✓				✓

Tabla 4 Especie de rotíferos dominantes, temporales, constantes y raras en el lago y en cada uno de los tratamientos con base en los análisis Frecuencia vs Abundancia.

Los análisis estadísticos realizados al total de especies mostraron, después de la normalización, una homogeneidad de varianzas con un nivel de $P=0.423$. El análisis ANDEVA mostró una diferencia significativa entre los tratamientos PA y PC ($F=2.616$ $P=0.072$) ya que es ligeramente superior, de igual manera el tratamiento PC (11139 ind L^{-1}) es significativamente diferente a los tratamientos sin peces ($F=2.616$ $P=0.011$ para SC y $F=2.616$ $P=0.095$ para SA) (Tabla 5). El lago con un promedio más elevado (14044 ind L^{-1}) fue diferente a los tratamientos PA ($F=2.616$ $P=0.075$), SA ($F=2.616$ $P=0.099$) y SC ($F=2.616$ $P=0.012$) (Figura 13).

Utilizando las cinco especies dominantes en los tratamientos y el lago (Figura 14), se realizó un análisis estadístico para conocer si estas especies son las que aportan diferencias entre los tratamientos. El análisis ANDEVA reveló que hay diferencia significativa entre el tratamiento SC (5083 ind L⁻¹) y PC ya que este presentó un promedio elevado de 8067 Ind L⁻¹ manifestando una F=4.444 y una P=0.004. Además el análisis estadístico (P<0.10) mostró diferencia entre PA de SC (F=4.444, P=0.058) y PC de SA (F=4.444, P=0.052), siendo los tratamientos sin peces los que presentaron valores promedio menores. El lago, con un promedio de 9928 ind L⁻¹, mostró diferencias significativas con los tratamientos SA (F=4.444, P=0.006) y SC (F=4.444, P=0.000) que presentaron un promedio de 5083 ind L⁻¹ y PA (F=4.444, P=0.064) con un promedio de 8289 ind L⁻¹ (Tabla 5).

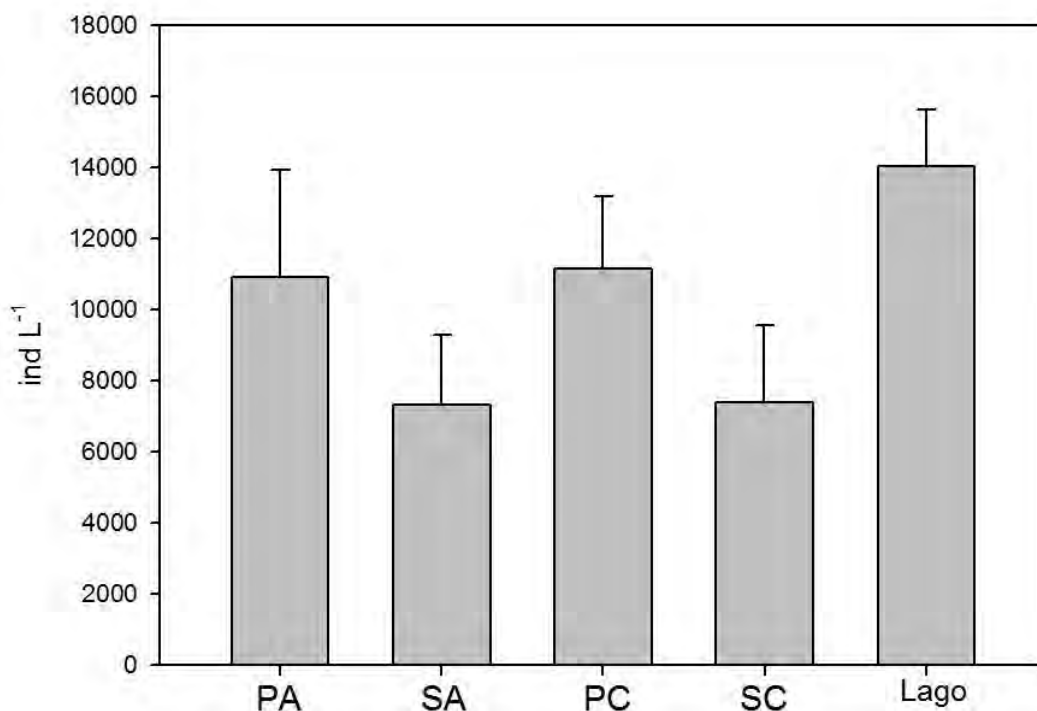


Figura 13. Valores promedio (\pm error estándar) de las densidades totales de rotíferos para cada tratamiento y el lago.

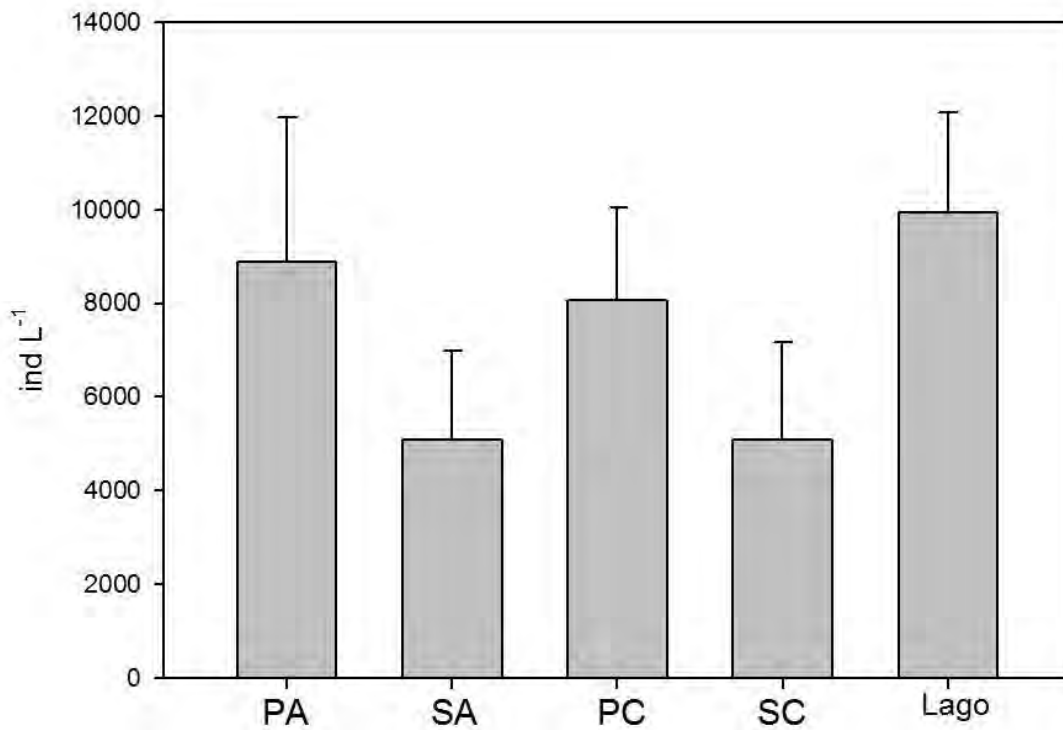


Figura 14. Valores promedio (\pm error estándar) de las densidades de las cinco especies más dominantes en los tratamientos y el lago

Tratamiento	Densidad promedio total de especies Ind L ⁻¹	Densidad promedio de las cinco especies dominantes Ind L ⁻¹
PA	10904	8289
SA	7851	5083
PC	11139	8067
SC	7394	5083
Lago	14044	9928

Tabla 5 Valores promedio de las densidades totales de rotíferos y de las cinco especies dominantes para el análisis ANDEVA de cada uno de los tratamientos y el lago

Especies

Las trece especies encontradas durante la experimentación se analizaron individualmente entre los tratamientos, encontrando que doce no presentaron diferencias significativas ni entre los tratamientos ni con el lago. Los datos de la especie *T. pusilla* (Figura 15) tuvieron varianzas no homogéneas ($P < 0.05$), por lo cual fueron analizados con estadística no paramétrica. El análisis de Kruskal-Wallis dió como resultado la existencia de diferencia significativa ($P < 0.05$) entre los tratamientos PA y SC con el lago.

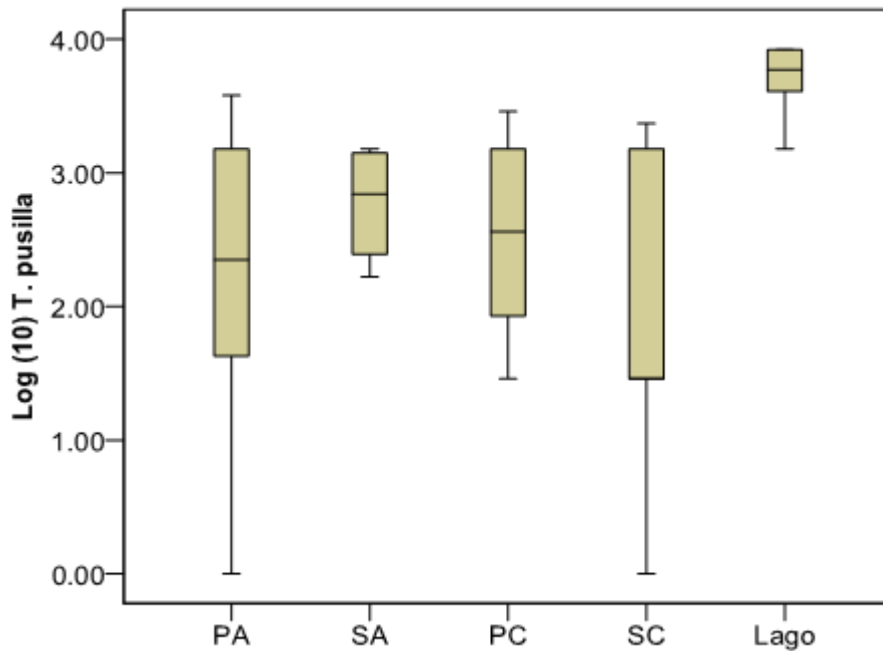


Figura 15. Diagramas de caja-bigote con la variación de *T.pusilla* en el lago y tratamientos

Peces

En la Tabla 6 se muestra la relación del número de peces encontrados en los tratamientos al final del experimento. La cantidad de machos y hembras se mantuvo en ambos tratamientos, sin embargo, encontró una cantidad variable de alevines para ambos tratamientos (Figura 16).

PA	Machos	Hembras	Alevines
Repetición 1	5	5	26
Repetición 2	3	5	14
Repetición 3	21	5	30
PC	Machos	Hembras	Alevines
Repetición 1	4	5	22
Repetición 2	5	2	22
Repetición 3	2	4	11

Tabla 6. Relación de peces machos, hembras y alevines

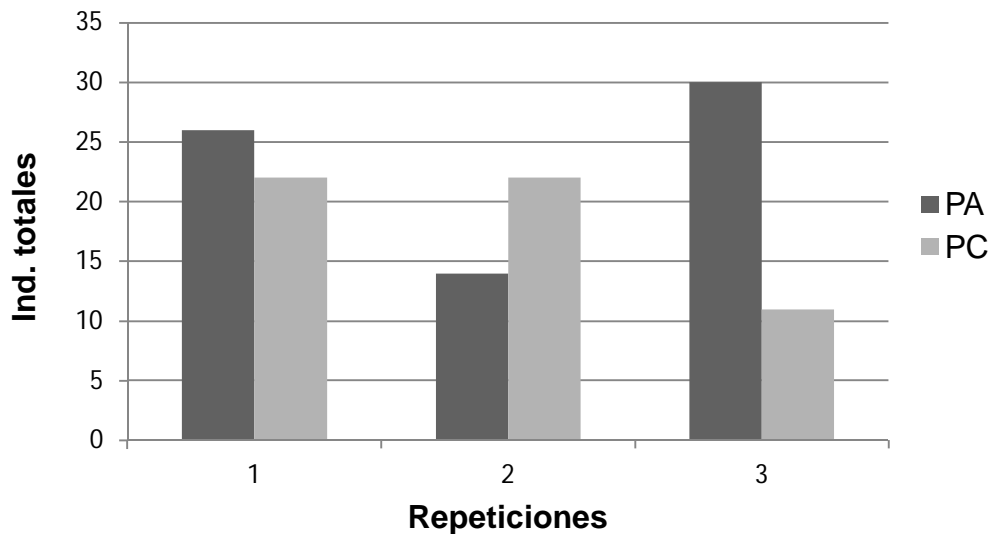


Figura 16. Cantidades totales de alevines encontrados al final del experimento en cada una de las repeticiones para los tratamientos abiertos y cerrados.

Correlación

Se realizaron correlaciones de Pearson entre las especies de rotíferos, los parámetros fisicoquímicos, nutrientes, clorofila *a* y las densidades totales de los cladóceros y copépodos (Larvas, Juveniles y Adultos) encontrados durante la experimentación (datos obtenidos por Morlán, com. pers.). Los cladóceros y copépodos se tomaron en cuenta en la correlación ya que presentan una gran importancia sobre el comportamiento de las densidades de rotíferos en la trama trófica. Se tomaron en cuenta sólo aquellas correlaciones que presentaron una r^2 mayor a 0.400 con un nivel de $P < 0.05$; encontrando que la especie *B. calyciflorus* presentó una correlación positiva con la temperatura ($r^2 = 0.425$), por otro lado la concentración de oxígeno mostró una correlación negativa con las especies *B. angularis* (-0.530), *B. caudatus* (-0.463), *P. vulgaris* (-0.480) y *L. ovalis* (-0.440); esta última especie (*L. ovalis*) mostró una correlación positiva ($r^2 = 0.401$) con el pH.

La correlación realizada con los nutrientes mostró que la densidad de rotíferos totales mostró una correlación positiva ($r^2 = 0.443$) con las concentraciones de nitrógeno total, en especial las especies *B. angularis*, *T. pusilla*, *F. longiseta*, *C. catelina* que fueron las que presentaron valores mayores a 0.400 en la correlación. Para el caso de la clorofila *a*, solo *C. catelina* ($r^2 = 0.626$) y las concentraciones de nitrógeno ($r^2 = 0.692$) manifestaron correlación positiva.

Las especies de Brachionus como *B. caudatus* mostraron correlación positiva con *B. calyciflorus* (0.408) y *B. angularis* (0.710), de la misma manera *B. angularis* y *B. caudatus* con las especies *P. vulgaris*, *T. pusilla*, *F. longiseta* y *C. catelina* (Tabla 7).

	<i>B. calyciflorus</i>	<i>B.angularis</i>	<i>B.caudatus</i>	<i>B. quadridentatus</i>	<i>T. pusilla</i>	<i>F. longiseta</i>
<i>B.caudatus</i>	0.408	0.710				
<i>P. vulgaris</i>		0.713	0.749			
<i>T. pusilla</i>		0.726	0.620			
<i>F. longiseta</i>		0.573	0.431		0.787	
<i>C. catelina</i>		0.473	0.493		0.521	0.433
<i>L. closterocerca</i>				0.424		

Tabla 7. Valores obtenidos del Coeficiente de Correlación de Pearson entre las especies encontradas durante la experimentación. Se muestran las correlaciones significativas con $P < 0.05$.

La densidad de rotíferos totales se correlacionó negativamente con los números de copépodos juveniles ($r^2 = -0.664$) y de adultos ($r^2 = -0.606$), así como también las especies *B. angularis*, *B. caudatus*, *P. vulgaris*, *T. pusilla*, *F. longiseta* y *C. catelina*; *B.angularis* y *B. caudatus* se relacionaron directamente con los cladóceros y de manera inversa con *C. catelina* y los niveles de clorofila *a*.

Discusión

Lago

Los valores de temperatura se mostraron homogéneos durante la experimentación. Trabajos como el de Arzate (2002), que menciona que la temperatura oscila entre 18.6 a 24 °C durante julio a diciembre del año 2000, Botello (2002) observó valores entre 18.3 a 23.9 °C de julio a diciembre del 2001; Verver y Vargas (2005), marca intervalos de variación entre 18.7 a 23.5 °C todos estos trabajos coinciden con el tiempo estacional del desarrollo del presente experimento.

Tomando en cuenta los intervalos de temperaturas anuales reportadas para el lago del parque Tezozómoc, de acuerdo con Hutchinson (1957) se puede ubicar al cuerpo de agua como subtropical, ya que considera intervalos de 20 a 30 °C como usuales para los lagos tropicales; sin embargo esta categoría no coincide con la temporada de noviembre a febrero ya que los valores de temperatura registrados están por debajo de este intervalo, por lo que deben considerarse factores como la ubicación geográfica, el régimen de precipitación, la altitud y la radiación solar ya que presentan una relevancia directa que causan esta variación de la temperatura en el lago (Lewis, 1996).

Los valores ambientales en el lago medidos en el presente experimento coinciden con lo reportado por Verver y Vargas, (2005) y Cabral, (2006) en donde la conductividad fue similar con valores de 600 a 1000 y 620 a 874 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente; la coincidencia se debe a que estos trabajos se realizaron también durante la época de lluvias, durante la cual se presenta una dilución de las sales disueltas

De igual manera, la variación de concentración de oxígeno disuelto que se presentó en el lago a lo largo de la columna de agua, es característica de lagos someros y con una alta productividad; este tipo de condiciones son similares en otros lagos altamente productivos como es el Huetzalin, en Xochimilco (Enríquez, 2004) que presenta una variación entre 1.6 y 12.4 mg L⁻¹. Trabajos previos en el lago, como el de Rodríguez,

(2006) mencionan que en el mes de agosto se registraron los valores más bajos (0.1 mg L^{-1}); Arzate, (2002) menciona una variación entre los 13.19 y 23.15 mg L^{-1} , Botello, (2002) determinó una variación entre 10 a 23.2 mg L^{-1} , estas medidas corresponden exclusivamente al nivel superficial y son debidas a la presencia de abundante fitoplancton realizando una intensa fotosíntesis (Wetzel, 2001). Es importante considerar que la hora de realización de los muestreos (entre las 10 y las 14 hrs.) es considerada una de las fases más fuertes de la producción diaria de oxígeno en el lago.

La variación del pH mostró que en el lago predominan las condiciones básicas; estos resultados son similares a los encontrados por Arzate (2002), que reporta valores de 7.9 a 10.06; Botello (2002), encontró oscilaciones entre 7.9 a 10, Rodríguez (2006) oscilaciones que van de los 6.6 a 10.3. Comparando con otros lagos urbanos, el lago del parque Tezozomoc fue similar con lo reportado en el lago de Chapultepec por Muro (1994) en donde midió variación de 8.7 a 9.7; Enriquez (2004) determinó valores de 7.93 a 10.52 en el lago Huetzalin en Xochimilco y Domínguez (2006) midió valores de 7.4 a 9.6 en la laguna de Zumpango. Todos estos cuerpos de agua, al igual que Tezozomoc, son muy productivos.

Tratamientos

La diferencia significativa en la conductividad que presentaron los tratamientos cerrados (PC y SC) de los que permanecieron abiertos (PA y SA) posiblemente se deba a que los tratamientos abiertos fueron susceptibles a posibles reabastecimientos de nutrientes gracias a las corrientes del mismo lago, esto aunado a que estos tratamientos estuvieron expuestos al sedimento que pudo aportar nutrimentos, especialmente fósforo, que favorecieron la producción algal ya que los valores obtenidos coinciden con los del lago. Caso contrario con los tratamientos cerrados, que al permanecer aislados del lago, no tuvieron un reabastecimiento de nutrientes, causando posiblemente que la disponibilidad de estos recursos disminuyera. Cabe mencionar que también el efecto que causa la lluvia, que provoca una dilución de los solutos del agua, posiblemente contribuyó a la disminución de la concentración de minerales en los tratamientos cerrados.

La concentración de oxígeno no fue afectada por la presencia de los peces ya que solo se presentaron diferencias entre los grupos cerrados y los abiertos. Lo anterior posiblemente se deba a que los tratamientos que permanecieron en contacto con el sedimento tuvieron una mayor demanda de oxígeno por la degradación bacteriana, ya que presentaron valores de 2.12 a 12.10 mg L⁻¹ en la zona superficial; en cambio, en la parte superficial de los tratamientos cerrados los valores de oxígeno disuelto fueron más altos, variando de 8.2 a 18.5 mg L⁻¹, efecto que pudo haber sido favorecido por una menor circulación del agua y porque no había contacto con el resto del lago, provocando una mayor concentración de oxígeno. Esta visión es apoyada también por los valores de pH que en los tratamientos cerrados fueron más elevados que en los abiertos, indicando la ocurrencia de una actividad fotosintética más intensa y un mayor consumo de CO₂ (Verver y Vargas, 2005), incrementando así el pH. En lo que respecta a la diferencia significativa entre PC y SC, posiblemente se deba al asentamiento de materia orgánica, ya que el tratamiento PC muestra una disminución en el pH en la zona profunda, asociada a procesos de degradación del fitoplancton sedimentado.

Disco de Secchi

La visibilidad del disco de Secchi nos da un idea aproximada de hasta qué profundidad puede existir la luz suficiente para que ocurra la fotosíntesis dentro del cuerpo de agua. A lo largo del experimento, las medidas en los tratamientos fueron mayores, aunque el ANDEVA mostró diferencia solamente entre los tratamientos abiertos (PA y SA) con el lago. El trabajo de Fernández (2004) menciona, profundidades de 23 a 71 cm en el mismo lago, y con respecto a otros lagos el trabajo de Lugo *et al.* (1998), presenta intervalos similares con el presente estudio, donde reporta profundidades que oscilan entre los 6 a 62 cm de profundidad, esto en los lagos Viejo, Mayor y Menor del parque de Chapultepec.

Estas variaciones entre los tratamientos abiertos, los cerrados y el lago posiblemente se deban a que los sistemas abiertos permanecían en constante resuspensión de la materia orgánica; de manera contraria, los tratamientos cerrados no presentaron corrientes que causaran resuspensión, permitiendo una mayor sedimentación y el aumento de la transparencia del agua.

Nutrientes

Fósforo total

El lago Tezozómoc presentó elevadas cantidades de fosforo, resultado similar al de otros trabajos realizados en el mismo lago como es el de Oliva, *et al* (2008), que presenta una concentración promedio de 2.21 mg L⁻¹ de fósforo reactivo disuelto. Hay que tomar en cuenta que los valores del presente estudio fueron un poco mayores debido a que en este caso se midió el fósforo total; con respecto a otros lagos urbanos los valores oscilaron entre 1.82 y 3.9 mg L⁻¹ en el lago Nabor Carrillo (Martínez, 1993), Enríquez (2004), en el lago Huetzalin en Xochimilco midió una concentración de 0.14 a 3 mg L⁻¹. Todos estos lagos coinciden con niveles altos de eutrofización, además una característica de este tipo de lagos es que el agua con que son llenados proviene del tratamiento secundario de aguas residuales (Sánchez, *et al.* 2011).

El grupo de tratamientos cerrados tuvo menores concentraciones de fósforo total, posiblemente debido a las condiciones de aislamiento, ya que el fósforo presenta un ciclo químico sedimentario, proporcionando al lago una gran reserva de fósforo en el sedimento; estas diferencias también pudieron deberse a las condiciones anaerobias que se presentaron en la zona profunda del lago y de los mesocosmos abiertos, ya que en estas condiciones el fósforo ligado al hierro puede ser liberado desde el sedimento y se vuelve a disolver en la columna de agua (Wetzel, 2001).

Nitrógeno Total

Las concentraciones presentes en el lago fueron superiores a en los tratamientos PA, SA y PC, estas diferencias pueden deberse a la fase gaseosa que presenta este elemento. Debido a que en la zona profunda de los tratamientos se presentaron concentraciones bajas de oxígeno, los nitratos presentes pudieron ser reducidos a nitrógeno gaseoso mediante el proceso de desnitrificación (Brönmark y Hansson, 2006). En lo que respecta al tratamiento SC, la variación de la concentración de nitrógeno total

fue mayor que en el resto de los tratamientos y esa puede ser la razón de que el análisis de ANDEVA lo ubicara como similar al lago, donde los valores fueron también altos. Trabajos como el de Verver y Vargas (2005), reportan oscilaciones en N-NO_3 de 0.5 a 5.86 mg L^{-1} , Jiménez (2007), que reporta concentraciones entre 1 a 3 mg L^{-1} en los canales del lago de Xochimilco, estas son más bajas que en el presente trabajo debido a que se trata de medidas de nitrógeno como nitratos mientras que los presentes datos son de nitrógeno total.

Clorofila a

Los valores de clorofila *a* entre tratamientos se comportaron de manera similar; aunque al inicio los valores fueron elevados, el resto de la experimento se pudo observar una disminución paulatina en la concentración; quizá el movimiento del agua dentro de los mesocosmos no fue suficiente para mantener en suspensión al fitoplancton y este se fue sedimentando o adhiriendo a las paredes de los mesocosmos. También puede asociarse al consumo por parte de los organismos del zooplancton, especialmente de rotíferos y cladóceros, el cual se confirmó a través de la correlación negativa de estos grupos con la concentración de clorofila *a*.

En lo que respecta al lago, las concentraciones de clorofila *a* se mantuvieron constantes; estos valores coinciden con el trabajo realizado por Morlán (2010), donde midió variaciones que fueron de 43 a $364.8 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$; aunque este trabajo fue realizado en la temporada de secas, nos muestra un panorama de las condiciones productivas que se encuentran el lago como resultado de las grandes cantidades de nutrientes presentes, y que a su vez, son las responsables de las condiciones superficiales sobresaturadas de oxígeno disuelto.

Rotíferos

Las especies encontradas en el lago durante el presente estudio coinciden con lo reportado por Sarma y Martínez (2000), Arzate (2002) y Castro (2006). Resulta evidente que, el número de especies de rotíferos en el lago Tezozomoc es bastante bajo, aunque las abundancias son muy elevadas. De acuerdo con Sommaruga (1995) los pequeños filtradores, como rotíferos y protistas ciliados, son numéricamente dominantes en el zooplancton de los lagos hipertóxicos, como se observó en el Tezozomoc. En otros sistemas acuáticos del Distrito Federal, casi todos eutróficos, la riqueza de especies de rotíferos es mucho mayor. En Xochimilco, Enríquez (2004), Nandini, *et al.* (2005) y Jiménez (2007), registraron un total de 79 especies de rotíferos pertenecientes a 17 familias.

Las especies encontradas en el Tezozomoc son típicas de ambientes enriquecidos, pues varias de ellas se encontraron también en Xochimilco, cuerpo de agua eutrófico (Nandini *et al.* 2005). Otros trabajos realizados por Christoffersen *et al.* (1993), Stephen, *et al.* (2004) y Wang, *et al.* (2010) en otras latitudes muestran la presencia de rotíferos como *P. vulgaris*, *T. pusilla*, *F. longiseta* y *B. angularis* en lagos productivos.

Efecto de los Peces

Se encontró que el total de especies determinadas y el total de las cinco especies dominantes de los tratamientos SC y SA, mostraron una menor densidad de rotíferos que el lago; esto posiblemente se debió a la presencia de macrozooplancton, como copépodos, que ejercieron presión de depredación sobre los rotíferos; las fases juveniles y adultas de *Acanthocyclops* del complejo *robustus-americanus-vernalis* tienen como su principal fuente de alimento a los rotíferos (Enríquez, *et al.* 2011); de acuerdo con Miracle, *et al.* (2007) la adición de nutrientes promovió el incremento de la biomasa de copépodos en mesocosmos ubicados en lagos subtropicales del Mediterráneo. En el caso del Lago Tezozomoc, el encierro de los mesocosmos favoreció la aparición y abundancia de copépodos (*Acanthocyclops* del complejo *robustus-americanus-vernalis*)

y cladóceros (*Moina macrocopa*). En las muestras obtenidas del lago los organismos de estos dos grupos prácticamente nunca se presentaron; en cambio, su abundancia fue mayor en los mesocosmos, especialmente en los tratamientos sin peces (Morlán, com. pers.)

Por otra parte el tratamiento SC fue significativamente diferente del tratamiento PC ya que este presentó una mayor densidad, esto también apoya la premisa de que la presencia de copépodos afectó la densidad de rotíferos. En el presente trabajo las densidades de rotíferos fueron mayores en presencia de *P. reticulata*, que en los que no tuvieron peces, por lo que se puede presumir que los peces, a través de su control descendente sobre los copépodos, favorecieron el incremento o mantenimiento de las densidades de rotíferos. Declerck, *et al.* (2003), Moss, *et al.* (2004), Van de Bund, *et al.* (2004) y Vakkilainen, *et al.* (2004) mencionan que el zooplancton pequeño se beneficia por la respuesta negativa que presentan los competidores de mayor tamaño (cladóceros) y depredadores (copépodos) por la presencia de peces.

En el ciclo vital de numerosas especies de peces, y en especial de *P. reticulata*, la alimentación durante los primeros días de vida incluye de manera muy importante a los rotíferos, como lo demuestran los trabajos de Arzate (2002) que encontró cantidades elevadas de rotíferos en el contenido estomacal de los individuos de menor talla de *P. reticulata* en el lago Tezozomoc; además, el estudio experimental realizado con alevines de *P. reticulata* del mismo lago reveló que sí hay consumo de cantidades importantes de rotíferos (Quezada, 2011); otros trabajos, como el de Lim y Wong (1997), muestran que las larvas de *Colisa lalia* (que llegan a medir 2.74 mm) no pueden ingerir el macrozooplancton, por lo que el uso de rotíferos en su alimentación mejoró el crecimiento y la supervivencia de las larvas durante la fase de 2-12 días después de la eclosión. Estos estudios demuestran que la depredación sobre los rotíferos por parte de los alevines de peces de talla pequeña únicamente ocurre durante un tiempo, ya que al crecer cambian su alimentación por organismos de mayor tamaño (Lim y Wong, 1997).

Efecto del Sedimento

Los rotíferos pueden ser muy susceptibles a la limitación de nutrientes, especialmente al fósforo (Ramos, y Conde, 2003) y sus tasas de crecimientos se ven afectadas. En el presente trabajo se observó que los niveles de fosforo total fueron mayores en los tratamientos abiertos. Sin embargo esta diferencia entre tratamientos no afectó a la abundancia de rotíferos, ya que como se puede observar en la Tabla 5, en donde hay una mayor abundancia es en presencia de los peces, tanto en los tratamientos abiertos como cerrados.

En los tratamientos cerrados el descenso más pronunciado en las densidades posiblemente estuvo asociado a la muerte y degradación del fitoplancton en los mesocosmos, y no se relacionó con una deficiencia de nutrimentos. Esto también se pudo deber a que en los tratamientos con peces, debido al efecto de eliminación de los grandes filtradores, hay un aumento en la clorofila *a* (Rejas, *et al.* 2005); caso contrario ocurrió en los tratamientos cerrados, en los que la presencia de estos filtradores provoca la disminución en la clorofila *a*. Otro posible factor pudo ser la dominancia de cianobacterias como *Microcystis*, cuya presencia ha sido reportada previamente en el lago (Oliva, *et al.* 2008); pues este tipo de alimento no favorece la abundancia de rotíferos en el Tezozomoc. Guzmán (2012) observó que la diversidad y abundancia de rotíferos en el lago Tezozomoc disminuyó significativamente con relación a otras temporadas, durante la época cálida-lluviosa del año 2008, cuando se presentó un gran crecimiento de *Microcystis*. Esta cianobacteria no es un alimento adecuado para muchos rotíferos y además puede producir toxinas que reducen la supervivencia del zooplancton (Stemberger y Gilbert, 1985, Stephen, *et al.* 2004)

Correlación

Las especies de rotíferos relacionadas positivamente con otras especies y con el nitrógeno y clorofila a, inclusive la relación positiva de cladóceros con *B. calyciflorus* y *B. caudatus* muestra que hubo un momento con recursos suficientes, ya que los cladóceros compiten fuertemente con los rotíferos por los mismos recursos, además que estos son mejores filtradores (Stephen, *et al.* 2004, Brönmark y Hansson, 2006). A pesar de lo anterior, los cladóceros (*Moina macrocopa*) y rotíferos (*B. calyciflorus*) pudieron coexistir durante algunos lapsos gracias a la abundancia de alimento, como lo indica la correlación positiva entre ellos.

La correlaciones negativas (Tabla 7) que presentaron los rotíferos con los niveles de oxígeno posiblemente se debió a que presenta en el fondo gran cantidad de materia orgánica en descomposición, esto provoca un consumo del oxígeno sobre todo en la zona profunda.

El presente trabajo realizado para establecer el efecto de la presencia y ausencia de los peces, así como también del sedimento sobre los rotíferos, muestra que hay un efecto positivo sobre los rotíferos en presencia de *P. reticulata*; esto coincide con numerosos trabajos ej. Declerk, *et al.* 2003, Fernández, *et al.* 2004, Vakkilainen, *et al.* 2004, Lars, *et al.* 2004, que plantean que la presencia de peces de talla pequeña puede beneficiar las densidades de rotíferos ya que los peces suprimen los efectos de competencia (cladóceros) y depredación (copépodos), dando la oportunidad de que los rotíferos puedan aprovechar los recursos presentes en el sistema y así aumentar sus densidades (Slusarczyk, 1997). El aumento en las densidades de rotíferos, aunque contribuye al control del fitoplancton en los lagos hipertróficos, no es suficiente para disminuir notablemente la densidad de las microalgas. Como se ha establecido, son los cladóceros, especialmente los de talla grande, el grupo que mejor puede consumir y controlar el exceso de fitoplancton (Irvine, *et al.* 1990, Jurgens, 1994).

Sin embargo esta relación positiva con los peces no ocurre todo el tiempo ya que durante la primera etapa de crecimiento de los peces, se alimentan principalmente de rotíferos. Esta etapa, aunque puede ser corta, puede causar disminución en las densidades de rotíferos. En el presente estudio, la reducción en las densidades por parte de los alevines no fue lo suficientemente elevada para causar diferencia significativa con los tratamientos que no tuvieron peces, por lo que esto permite deducir que posiblemente la competencia y depredación por parte del macrozooplancton es más efectiva que los alevines de peces en el control del crecimiento de los rotíferos (Fussmann, 1996).

Conclusiones

Los parámetros de temperatura, concentración de nitrógeno total y concentración de clorofila a no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos, aunque en el caso de los dos últimos se presentaron diferencias con el lago.

Los valores de oxígeno disuelto, pH, fósforo total y conductividad presentaron diferencias significativas entre los tratamientos cerrados y los abiertos. Para el caso de las tres primeras variables se observó además una diferencia significativa con el lago.

Se encontró diferencia significativa en las densidades de rotíferos entre los tratamientos con peces adultos y los que no tuvieron peces, indicando un efecto favorable de los peces sobre las densidades de rotíferos. La correlación significativa negativa entre las densidades de rotíferos y las de cladóceros y copépodos indica un posible efecto de cascada trófica de los peces sobre los rotíferos, a través del control descendente ejercido sobre los copépodos y cladóceros.

La presencia de alevines de *P. reticulata* en algunos de los tratamientos no afectó negativamente a las densidades de rotíferos; esto señala un bajo consumo de rotíferos por los alevines.

En los tratamientos abiertos la entrada de sedimento no fueron un factor que modificara las densidades de rotíferos.

Se encontró un total de trece especies de rotíferos, de las cuales *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *B. caudatus*, *P. vulgaris* y *T. pusilla* fueron las especies dominantes. La amplia mayoría de las especies encontradas fueron características de sistemas eutróficos e hipertróficos.

La correlación significativa negativa entre las densidades de copépodos adultos y las especies del género *Brachionus* confirmó el punto de vista de que los copépodos ciclopoideos (en este caso *Acanthocyclops* del complejo *americanus-robustus-vernalis*) son importantes depredadores de rotíferos, especialmente de los del género *Brachionus*.

Los resultados del presente estudio demuestran que los peces omnívoros de talla pequeña no tienen un efecto negativo directo sobre las poblaciones de rotíferos. Sin embargo, hay un control que ejercen sobre competidores (cladóceros) y depredadores (copépodos ciclopoideos) de los rotíferos, permitiendo que las poblaciones de éstos organismos proliferen en condiciones de elevada producción primaria.

Referencias Bibliográficas

- Arzate, G. K. M. 2002. Contribución al estudio de la alimentación de *Poecilia reticulata* y su relación con algunos parámetros ambientales en el lago del parque Tezozómoc de julio a diciembre del 2000. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.
- Birch, S. y MacCaskie, J. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia* 395/396: 365–377.
- Blanco, S., Romo, S., Villena, M. and Martínez, S. 2003. Fish communities and food web interactions in some shallow Mediterranean lakes. *Hydrobiologia* 506-509: 473-480.
- Bogdan, K. G. y Gilbert, J. J. 1982. Seasonal patterns of feeding by natural populations of *Keratella*, *Polyarthra*, and *Bosmina*: Clearance rates, selectivities, and contributions to community grazing. *Limnol. Oceanogr.* 27: 918-934
- Botello, A. C. 2002. Estudio de algunos aspectos reproductivos de *Poecilia reticulata* (Pises: Poeciliidae) del lago del parque Tezozómoc, Azcapotzalco. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 83 pp.
- Brönmark, C. y Hansson, L. A. 2006. The Biology of Lake and Ponds. Ed. Oxford. 285 pp
- Cabral, D. C. 2006. variación espacio temporal de los protozoos (phylum ciliophora) del lago urbano Tezozómoc. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 33 pp.
- Castro, H. 2006. Efecto de los rotíferos sobre la estructura de los componentes de la trama trófica microbiana de un lago urbano eutrófico. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Christoffersen, K., Riemann, B., Klynsner, A., Sondergaard, M. 1993. Potential role of fish predation and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water. *Limnol. Oceanogr.* 38:561-573.
- Conde, P. J. M., Ramos, R. E., Morales, B. R. 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas.* 13: 23-29.
- Daniel, W. 2002. *Bioestadística: base para el análisis de las ciencias de la salud.* 4a edición. Limusa. México, D.F. 755 pp.

- D.D.F. 1998. Departamento de Parques y jardines. Parque Tezozómoc Azcapotzalco. Folleto informativo. 4 pp.
- Declerck, S., Geenens, V., Podoor, N., Conde, P. J. M. y De Meester, L. 2003. Intraespecific density dependence in the dynamics of zooplankton under hypertrophic conditions. *Can. J. Fish. Aquat.* 60:919-928.
- Domínguez, P. 2006. Estudio de la diversidad de zooplancton y fitoplancton de la laguna de Zumpango (Estado de México) para uso de manipulación. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. 69 pp.
- Enriquez, G. C. 2004. estudio de campo y laboratorio de la dinámica poblacional de los rotíferos y cladóceros de la zona litoral del lago Huetzaln, Xochimilco. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. 84 pp.
- Enríquez, G. C., Nandini, S. y Sarma, S. S. S. 2011. Demographic characteristics of the copepod *Acanthocyclops americanus* (Sars, 1863) (Copepoda: Cyclopoida) fed mixed algal (*Scenedesmus acutus*)-rotifer (*Brachionus habanaensis*) diet. *Hydrobiologia.* 666:59-69.
- Fernández, A. M., Fernández, A. C., Bécares, E., Valentín, M., Goma, J. y Castrillo, P. 2004. A 2-year experimental study on nutrient and predator influences on food web constituents in a shallow lake of north-west Spain. *Freshwater Biology.* 49:1574-1592.
- Fernández, G. J. L. 2004. Variación en la abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) y su relación con algunos parámetros ambientales en el lago del parque Tezozómoc, Cd. de México, durante un ciclo anual. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 56 pp.
- Fussmann, G. 1996. The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities: an enclosure study. *Journal of Plankton Research.* 18:1897-1915.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM. Serie Libros No. 6. México, D.F. 90 pp.
- García de León, A. 1988. Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales. Divulgación Geográfica, Instituto de Geografía, UNAM. México. 29 pp.

- Guzmán, O. 2012. Efecto de los nutrientes sobre el crecimiento y composición de los rotíferos planctónicos del lago Tezozomoc, México, D.F. Tesis de Licenciatura (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hutchinson, G. E. 1957. A treatise on limnology. Geography, Physics and Chemistry of Lakes. Vol. 1. John Wiley & Sons, Nueva York. 1015 pp.
- INEGI. 1981. Síntesis Geográfica y anexo cartográfico del Estado de México. 12 pp.
- Irvine, K., Moss, B. y Stansfield, J. 1990. The potential of artificial refugia for maintaining a community of large-bodied cladocera against fish predation in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 200/201:379-389.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huizar, V. y Scasso, F. 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. En: Vikram Reddy, M. (ed.). *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes*. Science Publisher, New Hampshire. 342-359
- Jiménez, J. 2007. Diversidad y densidad de rotíferos monogonontos en algunos canales del lago de Xochimilco. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 66 pp.
- Jurgens, K. 1994. Impact of *Daphnia* on planktonic microbial food webs a review-. *Mar. Microb. Food Webs* 8: 295-324
- Koste, W. 1978. Rotatoria Borntraeger Berlín. 673 pp.
- Lair, N., J.C. Leveille, P. Reyes-Marchant & H. Taleb.1994. The feeding of a larval fish, *Lebistes reticulatus*, on ciliates and rotifers. *Mar. Microb. Food Webs*. 8: 337-345.
- Lars, A. H., Gyllström, M., Stahl, D. A., Svensson, M. 2004. Responses to fish predation and nutrients by plankton at different levels of taxonomic resolution. *Freshwater Biology*. 49:1538-1550.
- Lewis, W. M. 1996. Tropical lakes: how latitude make a difference. *Perspectives in Tropical Limnology*. 43-64.
- Lim, L. C. y Wong, C. C. 1997. Use of the rotifer, *Brachionus calyciflorus* Pallas, in freshwater ornamental fish larviculture. *Hydrobiologia*. 358:269-273.

- Lugo, A., Sánchez, M. R., González, Ma. E. y Alcocer, J. 1998. Temporal patterns of planktonic ciliates abundance in three eutrophic urban lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1626-1630
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona, España. 767 pp.
- Martínez, T. B. B. 1993. Contribución de Cladóceros y Copépodos del Lago de Nabor Carrillo, Estado de México. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 72 pp
- Miracle, M. R., Alfonso, M. T., Vicente, E. 2007. Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a mediterranean shallow lake: a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*. 593:77-94.
- Morlán, J. 2010. Producción primaria del fitoplancton en un lago hipertrófico durante la época de sequía. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 61 pp.
- Moss, B., Stephen, D., Balayla, D. M., Becares, E., Collings, S. E., Fernandez, A. M., Fernandez, A. C., Ferriol, C. García, P., Gomá, J., Gyllström, M., Hansson, L. A., Hietala, J., Kairesalo, T., Miracle, M. R., Romo, S., Rueda, J., Russell, V., Stahl, D. A., Svensson, M., Vakkilainen, K., Valentín, M., Van De Bund, W. J., Van Donk, E., Vicente, E. y Villena, M. J. 2004. Continental scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan european mesocosm experiment. *Freshwater Biology*. 49:1633-1649.
- Muro, C. G. 1994. Contribución al conocimiento de la distribución y abundancia de los cladóceros en los tres lagos de Chapultepec. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 88 pp.
- Nandini, S. P., Ramirez, G. P. y Sarma, S. S. S. 2005. Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in lake Xochimilco, México. *Journal Freshwater Ecology*. 20:287-294.
- Oliva, M. M. G., Rodríguez, R. A., Lugo, V. A y Sánchez, R.M.R. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18: 1-13.
- Quezada, L. A. P. 2011. Interacciones Tróficas del pequeño pez omnívoro *Poecilia reticulata* en lago somero hipertrófico. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 32 pp.
- Ramos, R. E. y Conde J. M. P. 2003. Nutrient limitation on a planktonic rotifer: Life history consequences and starvation resistance. *Limnol. Oceanogr.* 48:933-938.

- Rejas, D., Declerck, S., Auwerkerken, J., Tak, P. y De Meester, L. 2005. Plankton dynamics in a tropical floodplain lake: fish, nutrients, and the relative importance of bottom-up and top-down control. *Freshwater Biology*. 50:52-69.
- Rodríguez, R. A. 2006. Variación espacio-temporal del fitoplancton en el lago Tezozómoc, Azcapotzalco, Distrito Federal. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 47 pp.
- Ruttner-Kolisko, A. 1975. Planktonic rotifers. Biology and taxonomy. *Die binnengewässer*. 1-146.
- Sánchez, R. M. R., Lugo, V. A., Oliva, M. M. G., Verver y Vargas, G. J., Rodríguez, R. A. y Peralta, S. L. 2011. Ciliates in a hypertrophic lake: functional role and importance. *Jour. of Env. Biol.* 32: 497-503
- Sarma S.S.S., Franco. J. L. T, Nandini. S. 2008. Effect of algal food (*Chlorella vulgaris*) concentration and inoculation density on the competition among three planktonic Brachionidae (Rotifera: Monogononta). *Hidrobiológica* 18: 123-132.
- Sarma S.S.S. y Martínez, F. J. 2000. Morfometría de *Filinia cornuta* (Weisse, 1847) (Rotifera: Filiniidae) en el estanque del parque Tezozómoc (México). *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*. 3: 75-78.
- Schueler, T. y Simpson, J. 2003. Why Urban Lakes Are Different? Watershed. *Prof. Tech.* 3:747-750.
- SEDESOL. 1993. Ordenamiento ecológico general del territorio nacional. INE. Resumen ejecutivo. Cavallari Impresores y Editores. S.A de C.V México D.F. 54 pp.
- Slusarczyk, M. 1997. Impact of fish predation on a small bodied cladoceran: limitation or stimulation? *Hydrobiologia* 342/343:215-221.
- Songbo, W., Ping, X., Hong, G. 2010. The relative importance of physicochemical factors and crustacean zooplankton as determinants of rotifer density and species distribution in lakes adjacent to the Yangtze River, China. *Limnologica* 40: 1–7.
- Solano, B. N. 2002. Aspectos reproductivos de *Poecilia reticulata* (Pisces; Poeciliidae) en el lago del parque Tezozómoc, Azcapotzalco de enero a junio del 2001. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.
- Sommaruga, R. 1995, Microbial and classical food webs: A visit to hypertrophic lake. *FEMS Microbiology Ecology*. 17: 257-270.

- Stemberger, R. S y Gilbert J. J. 1985. Body size, food concentration, and population growth in planktonic rotifers. *Ecology*. 66: 1151-1159.
- Stephen, D., Balayla, D. M., Collings, S.E. y Moss, B. 2004. Two mesocosm experiments investigating the control of summer phytoplankton growth in a small shallow lake. *Freshwater Biology*. 49:1551-1564.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122
- Vakkilainen, K., kairesalo, T., Hietala, J., Balayla, D. M., Bécares, E., Van de Bund, W. J., Van Donk, E., Fernández, A. M., Gyllström, M., Hansson, L. A., Miracle, M. R., Moss, B., Romo, S., Rueda, J. y Stephen, D. 2004. Response of zooplankton to nutrient enrichment and fish in shallow lakes: a pan european mesocosm experiment. *Freshwater Biology*. 49:1619-1632.
- Van de Bund, W. J. y Van Donk, E. 2004. Effects of fish and nutrient additions on food web stability in a charophyte dominated lake. *Freshwater Biology* 49: 1565–1573
- Verver y Vargas, G.J. 2005. Dinámica espacio-temporal de los parámetros físicos y químicos y su relación con la clorofila *a* en un lago urbano eutrófico. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 64 pp.
- Villafranco, C. A. J. 2000. Avifauna del Parque Tezozómoc Azcapotzalco. México, D.F. Tesis de Licenciatura. (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. 63 pp.
- Wang, S., Xie, P., Geng, H. 2010. The relative importance of physicochemical factors and crustacean zooplankton as determinants of rotifer density and species distribution in lakes adjacent to the Yangtza river, China. *Limnologica*. 40: 1-7.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic press. United States of America. 1006 pp.
- Wetzel, R.G. y Likens, G.E. 2001. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag. Nueva York. 679 pp.