



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

**“ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DEL ZOOPLANCTON (ROTÍFEROS,
CLADÓCEROS Y COPÉPODOS) EN LA ZONA LITORAL DE LA PRESA ITURBIDE,
ESTADO DE MÉXICO”.**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

BIOL. CLAUDIA ROMINA AGUILAR ACOSTA

TUTOR PRINCIPAL:

Dr. S. S. S. SARMA, F. E. S. IZTACALA

COMITÉ TUTOR:

DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ, F. E. S. IZTACALA

DRA. ELIZABETH ORTEGA MAYAGOITIA, F. E. S. IZTACALA

DR. MANUEL ELÍAS GUTIÉRREZ, ECOSUR

DR. MARCELO SILVA BRIANO, UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES

MÉXICO, D. F., ABRIL DEL 2013.



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.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología perteneciente a la máxima casa de estudios, la Universidad Nacional Autónoma de México por la formación académica y el apoyo para la realización de este trabajo.

A mi tutor el **Dr. S. S. S. Sarma** por la oportunidad de seguir en el laboratorio de Zoología acuática y dirigir este trabajo. Por sus consejos, motivación, apoyo, pero sobretodo por todos los conocimientos que ha compartido, que fueron parte fundamental para este proyecto y mi preparación, que junto a la **Dra. Nandini Sarma** han impulsado a sus estudiantes a tener una excelente formación académica y es por ello que los respeto, admiro y estimo mucho.

A mi comité tutorial integrado por la **Dra. Elizabeth Ortega** (FES Iztacala), **Dr. Alfonso Lugo** (FES Iztacala), **Dr. Marcelo Silva** (IAA) y el **Dr. Manuel Elías** (ECOSUR), que gracias a su tiempo, dedicación y acertadas aportaciones en el área de ecología, limnología, taxonomía, análisis estadísticos, redacción, hicieron la mejor versión de este escrito y enriquecieron mis conocimientos. Fue un privilegio haber tenido la oportunidad de aprender con ustedes.

Al apoyo económico otorgado por el **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología** para estudiantes de maestría (CONACyT No. 245194).

A todo el equipo que conforman el Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología: Coordinación (**Dra. Gloria Vilaclara**) y Comité Académico por los apoyos otorgados para la participación en congresos; servicios escolares (**Lupita Godoy** y **Chantal Ruíz**),

becas y apoyos (Gaby Almaraz) y secretaria técnica (Diana Juárez) por cada trámite que hicieron a mi nombre pero sobretodo agradezco la paciencia y atención.

Al Dr. **Alfonso Lugo** que me permitió cuantificar clorofila en su laboratorio y me dejó en manos de la experta en esa técnica, la M. en C. **Laura Peralta**, muchísimas gracias por el tiempo, paciencia y atención invertido en la asesoría. Fue mi segundo laboratorio, donde en conjunto con la **Dra. Rosario Sánchez** me han consentido, apoyado en cualquier momento pero sobretodo me permitieron tener una grata amistad. ¡Los aprecio mucho!

Al laboratorio de Ecología de la **Universidad Autónoma de Aguascalientes** dirigidos por el Dr. Marcelo Silva y la Profa. Araceli Adabache que me apoyaron en la taxonomía y fotografía de mis ejemplares, que junto a su equipo (Ramsés, Joane Montserrat, Zyanya, Citlali, Alondra, Roberto) me permitieron tener una agradable estancia.

A los que me ayudaron en alguna etapa de este trabajo: René Ibarra, **Cristian Espinosa**, **Ligia Rivera** y Diego Chaparro por el apoyo en el traslado y realización de los muestreos, a **Jorge Jiménez** en la identificación de rotíferos y **Ramsés Nuñez** en la edición de fotos de los organismos.

A todos los que son parte del laboratorio de Zoología acuática (F. E. S. Iztacala), especialmente a Auro, Gis, Cristian, Ligia, Alfredo, Esme, Meetz, Manuel, Saida, Gladis, Jorge, Michael por su compañerismo y amistad.

Y a todos aquellos que fueron parte de esta gran etapa, los cuales compartieron experiencias y momentos inolvidables, ¡GRACIAS!

INDICE

I.	RESUMEN	1
II.	INTRODUCCIÓN	2
III.	ANTECEDENTES	9
IV.	JUSTIFICACIÓN	12
V.	OBJETIVOS	13
VI.	ÁREA DE ESTUDIO	14
VII.	MATERIALES Y MÉTODOS	17
VIII.	RESULTADOS	21
	Parámetros físicos, químicos y nutrientes	21
	Riqueza específica	25
	Dominancia de especies	25
	Densidad poblacional	32
	Proporción de los grupos del zooplancton	35
	Diversidad	37
	Talla del zooplancton	38
	Estado trófico	43
	Análisis de componentes principales	45
IX.	DISCUSIÓN	49
	a) Variables ambientales	49
	b) Variables biológicas	52
X.	CONCLUSIONES	60
XI.	LITERATURA CITADA	62
XII.	ANEXOS	71
	Anexo 1	71
	Anexo 2	72
	Anexo 3	73

I. RESUMEN

El zooplancton, por ser de los componentes principales de un ecosistema acuático, es afectado por los factores abióticos y bióticos los que causan cambios importantes en su composición y comunidad. Estos organismos están presentes en zonas limnéticas y litorales, siendo estas últimas las comunidades más productivas y con mayor número de especies en los cuerpos de agua. La comunidad litoral no ha sido tan estudiada como las especies limnéticas, y los trabajos son más escasos cuando se trata de cuerpos de agua de altitud elevada, por lo que el presente trabajo tiene como finalidad describir la estructura de la comunidad del zooplancton (rotíferos, cladóceros y copépodos) de la zona litoral durante un año de muestreo (septiembre 2010- agosto 2011) en la presa Iturbide. Este cuerpo de agua está localizado al noroeste del Estado de México a 3,300 m. s. n. m., tiene una superficie de 14.5 ha y una profundidad máxima de 3 m. Se seleccionaron 3 sitios de muestreo, se midieron parámetros fisicoquímicos y el zooplancton fue colectado filtrando 50 l con una malla de 50 μm de abertura, y las muestras se fijaron con formol al 4%. En general, se registró una temperatura templada (8- 18 °C), pH básico (8- 9.4 unidades), oxígeno disuelto dentro de los valores normales (4- 8.4 mg l^{-1}), clorofila *a* (1.6- 13.2 $\mu\text{g l}^{-1}$) y fósforo total (0.001- 0.431 mg l^{-1}) de moderados a altos. De acuerdo al análisis de componentes principales las variables como la temperatura, el oxígeno disuelto y la clorofila *a* fueron los datos que acumularon el mayor porcentaje de variación. Se encontró un total de 57 especies (38 rotíferos, 12 cladóceros y 5 copépodos) donde las especies dominantes fueron *Keratella cochlearis* (hasta 140 ind l^{-1}), *Tricocherca similis* (100 ind l^{-1}), *Polyarthra vulgaris* (80 ind l^{-1}), *Pompholyx sulcata* (50 ind l^{-1}), *Chydorus brevilabris* (20 ind l^{-1}) y el estadio nauplio de copépodos (120 ind l^{-1}). De acuerdo al índice de Carlson, la presa tiene una tendencia de mesotrofia a eutrofia, observándose densidades bajas del zooplancton cuando es eutrófico. La talla de los rotíferos osciló entre 50 y 220 μm y la de los cladóceros fue de 300 a 1,200 μm donde en la temporada de secas para ambos grupos, se presentaron las tallas más pequeñas. La presa Iturbide presentó características más asociadas a la zona templada que a la zona tropical.

II. INTRODUCCIÓN

- **Embalses y la composición de zooplancton litoral**

El volumen de agua existente en el territorio mexicano equivale al 0.1% de las reservas de agua dulce del mundo, que refleja la entrada del 0.00003% de lluvia en el planeta. En México, las diferencias espaciales en la disponibilidad de agua interactúan con las variaciones temporales y altitudinales. Debido a las diferencias en altitud, el 80% del agua dulce se encuentra en cuerpos de agua por debajo de los 500 m. s. n. m. y sólo un 5% por encima de los 2,000 m. s. n. m. Por el contrario, el 76% de la población, habita en el altiplano mexicano, a una altitud mayor a los 2,000 m. s. n. m. (Alcocer y Bernal- Brooks, 2010). Como consecuencia del incremento de la población principalmente, se han construido en México 14,000 embalses de diferentes dimensiones, sin embargo son abundantes los cuerpos de agua someros con una profundidad menor a los 3 m (De la Lanza y García, 2002).

El Estado de México se localiza en la región biogeográfica neártica del Eje Neovolcánico, en el que existen aproximadamente 200 reservorios de agua divididos en cuatro cuencas hidrológicas: Lerma, Pánuco, Valle de México y Balsas (CNA, 2009), situados a una elevada altitud (2,200 a 2,800 msnm), la mayoría someros y de tamaño muy variable. En muchos de estos aún se desconoce la composición faunística, en especial lo referente al zooplancton. Actualmente algunos de estos sistemas se utilizan para pesquerías o recreación turística, reserva para riego y en el abastecimiento de agua potable (Elías- Gutiérrez, 1995).

Los embalses son ambientes artificiales construidos para satisfacer necesidades como abastecimiento de núcleos urbanos, riego, generación de electricidad, protección contra las inundaciones, por mencionar algunos usos. Sin embargo, estos presentan diferencias comparándolos con los lagos, como por ejemplo si tienen un uso frecuente, presentan variabilidad en el nivel del agua, lo que impide

una estable y estructurada cubierta vegetal en las orillas. También, puede ser modificada la entrada de nutrientes proveniente del río en el que se construyó (García- Sánchez, 2001). Además son sometidos tanto a las condiciones ambientales como a las actividades antropogénicas, las cuales con frecuencia alteran los gradientes verticales y horizontales de las variables físicas y químicas como la penetración de la luz, temperatura del agua, oxígeno disuelto y concentración de nutrientes (Merayo y González, 2010).

Al igual que en un lago, en un embalse se pueden distinguir tres zonas: litoral, limnética y profunda. La zona litoral es un compartimiento autónomo con todos los niveles tróficos, gran cantidad de nichos ecológicos y de cadenas de alimentos de herbivoría y detritus, y por ende, con mayor diversidad (Lemly y Dimmick, 1982). En algunos casos, esta zona está poco desarrollada o ausente ya que puede variar por las fluctuaciones del nivel del agua. Existe una alta colonización de microalgas, macroalgas, briófitos, pteridófitos y macrofitas acuáticas. Éstas últimas son el elemento principal en esta zona. La fuente de energía más importante es el detritus, donde la materia fecal de los herbívoros, carnívoros y la descomposición de organismos muertos son el principal aporte. De igual manera, las fluctuaciones de nivel producen migración en animales, desecación y lavado que incrementan la llegada de detritus al cuerpo de agua (Roldán y Ramírez, 2008).

La heterogeneidad de la zona litoral varía en todo el perímetro del cuerpo de agua y con la profundidad. El zooplancton que se encuentra dentro de esta zona consiste en 3 grupos: el "verdadero" los cuales son filtradores que flotan libremente; las especies sésiles que son herbívoros del epifiton o se alimentan de detritus y las especies fitófagas que pastan en el epifiton o se adhieren a las plantas con el fin de filtrar más alimento de la columna de agua. Los organismos más abundantes son

los fitófagos que proporcionan una valiosa fuente de alimentos para los grupos tróficos superiores (McGavigan, 2012).

Los protozoos, rotíferos y microcrustáceos son los principales componentes de las comunidades de zooplancton de agua dulce. La biomasa del zooplancton en lagos someros está constituida principalmente por microcrustáceos, mientras que los rotíferos frecuentemente representan mayor riqueza de especies y diversidad (Williamson y Reid, 2001). El zooplancton es un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios y pueden transferir materia y energía desde bacterias y partículas detríticas de pequeño tamaño, que son recursos no utilizables por otros organismos planctónicos (Conde- Porcuna *et al.*, 2004).

Rotíferos y cladóceros comparten características como la de ser en su mayoría organismos filtradores, se llegan a alimentar de los mismos recursos y en algunos casos son depredados por el mismo tipo de invertebrados y peces. La partenogénesis es su principal modo de reproducción, no presentan formas larvarias durante su desarrollo (desarrollo directo). La partenogénesis les permite colonizar rápidamente nuevos nichos gracias a la rápida generación de nuevos individuos y la reproducción sexual promueve la permanencia de la especie pero sus nichos se podrían ver considerablemente sobrelapados, llevándolos a una competencia por recursos en la cual los rotíferos son a menudo desplazados por los cladóceros (Conde- Porcuna *et al.*, 2002). En el caso de los copépodos, su reproducción es sexual y en el transcurso de su desarrollo, les permite ocupar diferentes posiciones a nivel trófico en la cadena de alimentos (Dussart y Defaye, 1995).

- **Factores que influyen en el zooplancton lacustre: interacciones y calidad del agua**

Los factores abióticos y bióticos causan cambios importantes en la composición de la comunidad del zooplancton, sin embargo, estos cambios ocurridos en

situaciones naturales ocurren lentamente y son difíciles de rastrear aún después de tener décadas de monitoreo. Por lo que, a lo largo del tiempo, al cambiar el estado trófico del cuerpo de agua, especies sensibles pueden desaparecer, las resistentes permanecer o aparecer nuevas especies (Gulati, 1983).

Dentro de los factores bióticos, la competencia y la depredación son las dos fuerzas dominantes en muchos ecosistemas (Lampert y Sommer, 2007). Siendo más específicos, la depredación y la competencia interespecífica por los recursos alimentarios. En muchos casos la competencia llega a ser determinante; cuando la presión de la depredación es baja, el zooplancton tiene una limitación por alimento y ha sido reconocido que esta limitación es la causa de una sucesión estacional en sus poblaciones (Blancher, 1984, De Eyto y Kenneth, 2001).

El significado moderno del término calidad del agua comprende todos los factores que afectan el uso del agua por el hombre (potable, recreación, industria, residual, entre otros). No obstante, desde el punto de vista biológico, existen varios procesos que afectan la calidad del agua, uno de ellos es la eutrofización que es causado por el enriquecimiento de nutrientes en el cuerpo de agua ocasionando desarrollo de florecimientos de algas, olores desagradables y masas de algas filamentosas. Estos fenómenos causan problemas en el suministro de agua y en la recreación (Sládecek, 1983, Conley *et al.*, 2009).

Los lagos someros en las zonas tropicales, han sufrido de contaminación orgánica antes que los ubicados en zona templada. A consecuencia de la eutrofización, se modifican las condiciones abióticas y los organismos presentes en un ecosistema acuático (Weisner *et al.*, 1997). Al modificarse la estructura de la comunidad del zooplancton, esta tiene un valor potencial como indicadora de cambio de las condiciones tróficas. La importancia de los micro y macro-invertebrados como indicadores de la condición trófica del agua ha sido la base de una gran cantidad de

trabajos, siendo los rotíferos los más utilizados (Arora, 1964). El zooplancton, en comparación con el fitoplancton como indicador de condiciones tróficas, presenta la ventaja de tener menores densidades, tamaño mayor y menor número de especies. No obstante, el uso de especies indicadoras puede ser limitado por la especificidad regional y la incertidumbre taxonómica. (Gulati, 1983).

Hay estudios que demuestran que los sistemas oligotróficos se caracterizan por tener poblaciones de copépodos (ya que presentan ciclos de vida más largos), mientras que los lagos eutróficos suelen mostrar grandes poblaciones de zooplancton herbívoro pequeño como rotíferos y cladóceros que por su ciclos de vida cortos, desarrollan grandes poblaciones transitorias (Blancher, 1984).

- **El zooplancton lacustre en cuerpos de agua mexicanos: ¿tropical o templado?**

La región tropical, está delimitada en latitud por el trópico de Cáncer en el hemisferio norte (aproximadamente a los 23° 26'N) y el trópico de Capricornio en el hemisferio sur (a 23° 26'S). De acuerdo al sistema de Köppen, existen distintas variaciones climáticas basadas en la precipitación y la temperatura por lo que no toda el área dentro de esta banda tiene clima tropical. Pero si se puede afirmar que todos los lagos ubicados entre los trópicos son considerados como tropicales por su baja amplitud estacional de temperatura y radiación (Sarmiento, 2012).

A pesar de la ubicación geográfica, Löffler (1964) menciona que en México existen lagos tropicales de alta montaña (lagos fríos polimícticos) y en general se producen por encima de los 3,800 msnm donde las temperaturas en lagos normalmente no exceden 12-15 °C. En ciertas regiones de México las nevadas se han extendido hasta aproximadamente los 3,300 m. s. n. m. cuando estaban registradas ocasionalmente a 3,500 m. s. n. m. Estas variaciones climáticas, ocasionadas principalmente por la altitud hacen que sean modificadas las características de un lago tropical.

En zonas tropicales, el zooplancton presenta mayor endemismo (particularmente con los copépodos calanoideos) que en el fitoplancton y un número importante de especies son únicamente tropicales (por ejemplo *Keratella tropica*, *Mesocyclops crassus*). El género *Brachionus* es más fuertemente representado en los lagos tropicales que en los templados. También son comunes las especies cosmopolitas conocidas en zonas templadas, particularmente rotíferos. *Keratella americana* y *Polyarthra vulgaris*, por ejemplo, son comunes en lagos tropicales (Lewis, 1996).

A pesar de la complejidad de las comunidades del zooplancton en latitudes tropicales, presentan similitud con las zonas templadas en riqueza de especies y distribución entre los grupos Copepoda, Cladocera y Rotifera. Sin embargo, en el caso de las comunidades litorales se esperaría el doble o triple de riqueza de especies así como de especies raras pero probablemente no se diferencian mucho entre lagos templados y tropicales (Lewis, *op. cit.*).

Con respecto a las tallas del zooplancton, los lagos tropicales están caracterizados por la rara presencia de especies grandes de zooplancton. Por ejemplo, *Daphnia* representa la mayor proporción de biomasa del zooplancton grande en lagos templados, mientras que en los lagos tropicales las especies que están presentes son de talla pequeña. En el caso de los copépodos, los calanoideos son a menudo el zooplancton de talla grande en lagos templados, mientras son ausentes o muy raros en muchos lagos tropicales. Los cladóceros abundantes en lagos tropicales presentan un tamaño menor a 1mm (Lewis, *op. cit.*).

Los estudios enfocados a la talla del zooplancton permiten la evaluación de la gama de variaciones taxonómicas y morfológicas exhibidas por los rotíferos o cladóceros en los cuerpos de agua naturales en respuesta a factores bióticos y abióticos (Garza-Mouriño *et al.*, 2005). Por ejemplo, los hábitos y la alimentación de rotíferos dependen del tamaño, y cambios en el tamaño del cuerpo dentro de cepas de

rotíferos se presentan como una función de la edad y la temperatura (Sarma y Dumont, 1993). Para escapar de los depredadores, las especies de rotíferos han desarrollado diversas estrategias tales como movimientos rápidos a manera de saltos, un tamaño más pequeño del organismo que proporciona menos energía para los depredadores, la formación de colonias, para que los depredadores no puedan devorarlos y los cambios fenotípicos que implican el alargamiento del tamaño corporal o la elongación de espinas (Serranía-Soto y Sarma, 2009). En relación a la depredación, si el tamaño de la presa no corresponde con las necesidades del depredador, la probabilidad de que sea consumido es baja, y las tasas de crecimiento y la supervivencia del depredador se verán afectadas (Castellanos-Páez *et al.*, 1994). Los estudios sobre la distribución del tamaño de los individuos son importantes para comprender la estructura de la población de una especie (Sarma, 1996).

III. ANTECEDENTES

La mayoría de los trabajos realizados en México sobre el conocimiento del zooplancton, han estado enfocados a la taxonomía, esto en los principales cuerpos de agua de México. Se conocen alrededor de 300 especies (Sarma, 1997), y se piensa que este número seguirá incrementándose con las investigaciones recientes.

En el estado de México existe una gran cantidad de cuerpos de agua, de los cuales pocos han sido estudiados para conocer su composición zooplanctónica. El reporte de especies de rotíferos que se tiene por trabajos realizados aproximadamente en 22 cuerpos de agua es de 203, donde el embalse Taxhimay, la presa Encinillas y la laguna de Zumpango, son los que presentan mayor diversidad (de 45 a 50 especies). La diversidad que se conoce actualmente solo en el estado de México, representa más del 50% de las especies conocidas en el país, por tal motivo se puede considerar que el estado cuenta con una alta diversidad de rotíferos, comparada con los registros en el país y el mundo (Sarma *et al.*, 2009).

En 1995, se reportan 28 especies de cladóceros en 13 embalses localizados a gran altitud en el Estado de México, en el que los cuerpos de agua pertenecientes a la cuenca del río Pánuco (Danxhó, la Goleta, la Herradura y Macua) presentaron la mayor diversidad (Elías- Gutiérrez, 1995). Sin embargo en 1996, se hace un inventario de cladóceros litorales encontrados en 18 cuerpos de agua localizados en el Estado de México, de los cuales fueron reportadas 48 especies (Elías- Gutiérrez *et al.*, 1997). Sin embargo, al día de hoy se cuenta un registro mayor a 50 especies (Elías- Gutiérrez *et al.*, 2008).

Con respecto a la diversidad de copépodos en el estado de México, se conocen aproximadamente 30 especies, este número está creciendo continuamente y se están describiendo especies nuevas debido a las investigaciones taxonómicas realizadas recientemente (Contreras, 1993; Martínez, 1993; Grimaldo, 1996; Suárez-Morales, 2000; Elías- Gutiérrez *et al.*, 2008). Por ejemplo, destacan los estudios realizados en el embalse la Goleta, con 6 especies de cyclopoideos donde *Cyclops bicolor* y *C. vernalis* fueron los más abundantes; el embalse Nabor Carrillo presenta 3 especies siendo *Mastigodiatomus alburquerqueensis* la especie dominante.

Cabe destacar que los trabajos mencionados anteriormente, han sido enfocados al reporte de la diversidad de los tres grupos de zooplancton en presas y lagos de mayor importancia, ya sea turística como el lago de Zumpango (Domínguez, 2006), abastecimiento de agua para la población como Valle de Bravo (Ramírez- García *et al.*, 2002; Nandini *et al.*, 2008); así como para riego y pesca deportiva, pero no han sido estudios con un enfoque ecológico, ya que éstos últimos han sido escasos y más si son orientados solo a la zona litoral.

En un estudio de zooplancton de dos lagos tropicales de alta montaña en el centro de México, se reportan 35 especies de zooplancton (dos copépodos, cuatro cladóceros y 29 rotíferos), en el cual la riqueza de especies fue mayor que la registrada en los lagos de alta montaña en regiones templadas, e incluso de otros sistemas tropicales. De acuerdo a la dinámica estacional, el periodo frío-seco estuvo influenciado por factores abióticos (principalmente la temperatura y el pH) y el periodo templado-lluvioso por factores bióticos, sin embargo atribuyen la marcada diferencia entre ambos a la introducción de peces en uno de los lagos. (Dimas-Flores *et al.*, 2008).

La presa Iturbide cuenta con un estudio previo en el cual se reportó una riqueza específica de 55 especies de rotíferos, 9 cladóceros y 2 copépodos. Las especies *Keratella cochlearis*, *Pompholyx sulcata* y *Trichocerca similis* fueron los rotíferos dominantes y se observó un promedio anual de densidad para los rotíferos entre 50- 200 ind. l⁻¹. Los cladóceros *Chydorus brevilabris* y *Macrothrix rosea* fueron los más abundantes y la densidad máxima de los cladóceros fue de 50 ind. l⁻¹. Mientras que los copépodos tuvieron una densidad menor a los 20 ind. l⁻¹. En general la densidad de zooplancton fue mayor en los meses de verano (abril a julio) que en invierno (Sarma *et al.*, 2011).

IV. JUSTIFICACIÓN

La presa Iturbide es un cuerpo de agua tropical por su ubicación geográfica, pero destaca por estar a una elevación de 3,300 msnm, lo que hace que exista una variación térmica importante ocasionada por la altitud y esto podría ocasionar que presentara más características de un cuerpo de agua templado.

Por otra parte, se han realizado una gran cantidad de trabajos de campo y laboratorio enfocados a especies limnéticas que pocas veces incluyen especies litorales. Además de que son pocas las publicaciones orientadas solo a la zona litoral, siendo la más diversa y productiva de un ecosistema acuático, es importante conocer su estructura, comunidad y las características del medio en el que se encuentran.

Además, el estado trófico, es un parámetro usado para determinar la calidad del agua y que al modificar la composición y estructura de la comunidad del zooplancton, las especies pueden ser utilizadas como indicadoras aunque el uso de éstas puede ser limitado por la especificidad regional y la taxonomía. Por otra parte, la eutroficación conduce a una menor eficiencia en el aprovechamiento de la energía que ingresa en el sistema por vía del fitoplancton al favorecer el desarrollo de especies no comestibles para el zooplancton.

V. OBJETIVOS

Objetivo general:

Describir la estructura de la comunidad del zooplancton (rotíferos, cladóceros y copépodos) de la zona litoral durante un año de muestreo en la Presa Iturbide.

Objetivos particulares:

1. Medir los parámetros físico- químicos del cuerpo de agua.
2. Obtener la riqueza específica, densidad poblacional y las especies dominantes de los tres grupos del zooplancton de la zona litoral.
3. Determinar el estado trófico con los nutrientes clorofila *a* y fósforo total y relacionarlo con las especies que son indicadoras de condiciones tróficas.
4. Obtener la talla de algunas especies de cladóceros y rotíferos y observar si existe variación en el largo del cuerpo con respecto a las diferentes temporadas.

VI. ÁREA DE ESTUDIO

El embalse José Iturbide se ubica en la localidad de las Canoítas, en el municipio de Isidro Fabela, al noroeste del Estado de México (Fig. 1). Sus coordenadas geográficas son: $19^{\circ} 31' 45.9''$ de Latitud Norte y $99^{\circ} 27' 55.6''$ de Longitud Oeste, a una altitud de 3,300 msnm. Este cuerpo de agua se encuentra en el sistema montañoso del Eje Volcánico Transversal y forma parte de la región hidrológica del Alto Pánuco. Tiene una superficie de 14.5 ha, una profundidad máxima de 3 metros y el suministro principal de agua es la precipitación pluvial, el río Cuautitlán y manantiales (Anónimo, 2005).

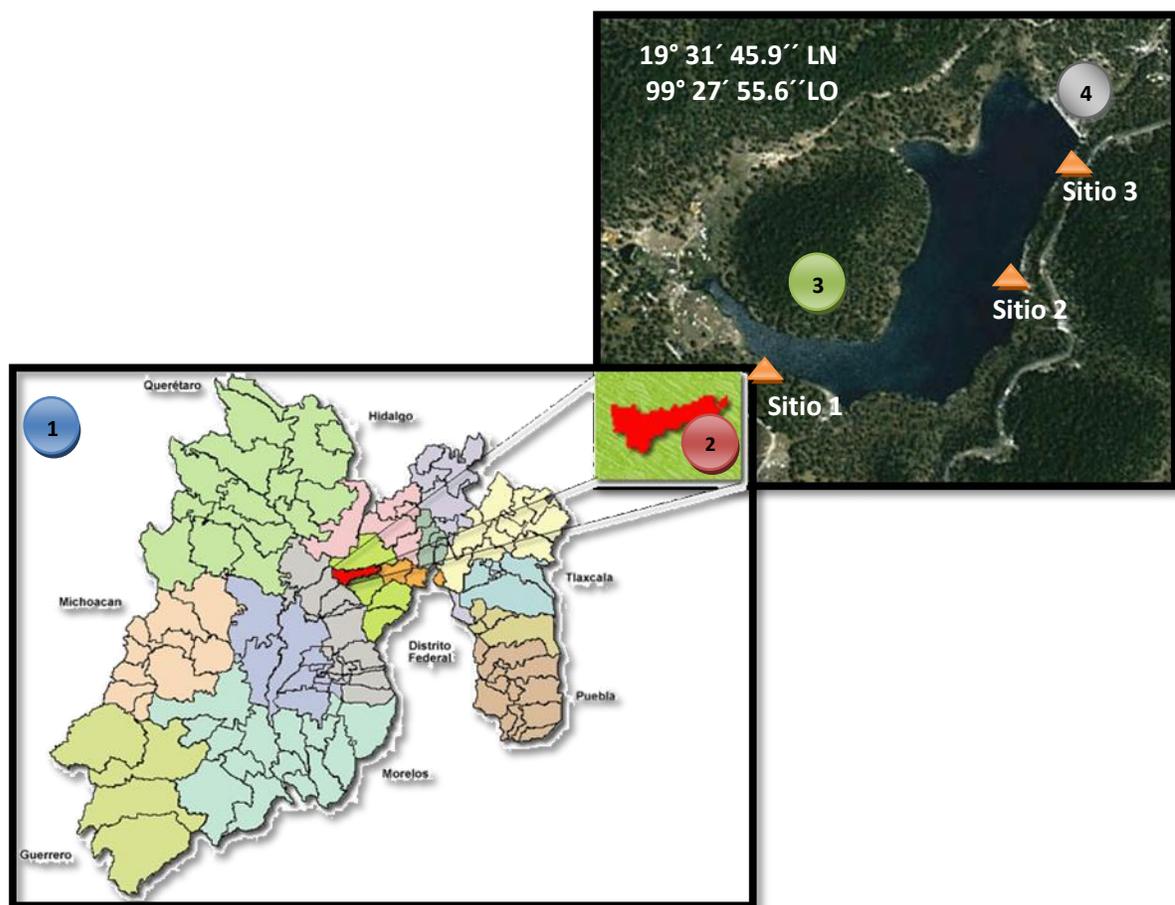


Fig. 1. Ubicación de la Presa Iturbide: 1) Estado de México; 2) Municipio de Isidro Fabela; 3) Presa Iturbide, 4) Cortina; Δ sitios de muestreo.

De acuerdo a la modificación al sistema climático de Köppen realizada por García (2004), el clima de la zona corresponde a Cb(w2)(w)ig que se define como un clima templado (**Cb**), subhúmedo de alta humedad (**(w2)**), con verano fresco y largo (**(w)**), isotermal (**i**), oscilación térmica de 4.1 °C, con evolución de las temperaturas medias mensuales tipo Ganges (**g**) (INEGI, 2000). Presenta un régimen de lluvias en verano, con una temperatura promedio anual de 11.9 °C y una precipitación de 1270 mm (la relación precipitación/temperatura corresponde a 106.8). La precipitación está concentrada en un 17.9 % de marzo a mayo, en un 78.1 % de junio a septiembre y un 4 % de octubre a febrero (Fig. 2a y b).

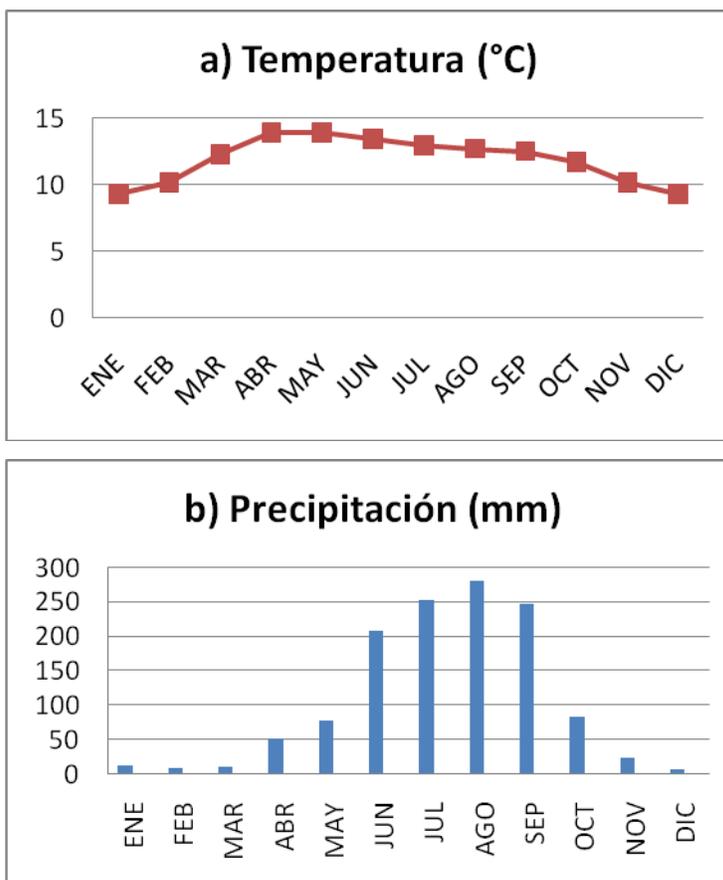


Fig. 2. Promedios mensuales de temperatura y precipitación registrados en Santiago Tlazala de acuerdo a García (2004). **Nota:** Debido a que no se encontraron datos reportados en la localidad de las Canoitas, se muestran los de la estación metereológica más cercana a ella que corresponde a Santiago Tlazala (cabecera municipal de Isidro Fabela).

La geología del lugar se constituye principalmente por rocas ígneas extrusivas, andesitas y basaltos. Al norte de la presa se presentan pequeñas áreas de suelo residual, resultado del proceso de acarreo del material rocoso de los alrededores. El tipo de suelo está conformado principalmente por andosoles (se originan a partir de cenizas volcánicas que se distinguen por su alta capacidad de retención de humedad) y luvisoles (suelen desarrollarse en zonas llanas, o con suaves pendientes, de climas en los que existen una estación seca y húmeda bien diferenciadas lo cual producen acumulaciones de arcilla), ambos con alta susceptibilidad a la erosión (Anónimo, 2005).

El uso que se le da al agua almacenada en esta presa es para la agricultura y actividades recreacionales, como la pesca deportiva, que es la principal actividad. Existen aproximadamente 10 presas en el Estado de México que son utilizadas para la pesca deportiva (CNA, 2009), una de ellas es la Presa Iturbide en donde se encuentran truchas de tamaño pequeño, aunque ocasionalmente se pueden conseguir capturas de más de 500 gramos. La temporada de veda se da entre los meses de octubre a febrero.



Fig. 3. Presa José Iturbide

VII. MATERIALES Y MÉTODOS

- **Trabajo de campo**

Se realizaron muestreos mensuales durante un periodo anual (septiembre del 2010- agosto del 2011) en la Presa Iturbide, en 3 sitios litorales.

El sitio 1 es el lugar con mayor actividad antropogénica ya que es la zona de mayor afluencia de visitantes a la presa. Además, es la parte más somera del cuerpo de agua. A simple vista, es el que presenta mayor cantidad de algas filamentosas durante todo el año.

El sitio 2 está ubicado en la parte intermedia del largo de la presa, está caracterizado por la presencia de macrófitas en la orilla y alta transparencia.

El sitio 3 está localizado en la cortina de la presa; de los tres sitios, es el que presenta mayor profundidad y alta transparencia.

1) Variables ambientales in situ.

Los parámetros físicos y químicos se midieron a 1 metro de la orilla y varió su profundidad de acuerdo al sitio (de 10 a 60 cm) y nos permitieron caracterizar el sistema: temperatura, pH y conductividad (K_{25}) con un conductímetro de campo Thermo Orion 118; oxígeno disuelto por el método de Winkler (APHA, 1994); transparencia y profundidad con el disco de Secchi. Por último, se recolectó agua en una botella oscura para medir el fósforo total y la clorofila a en el laboratorio, por lo que fue necesario refrigerarlas para su conservación a una temperatura de 4°C.

2) Zooplancton

Las muestras de zooplancton fueron colectadas en la zona litoral (a 10 cm de la orilla) de la presa. Se filtraron 50 L a través de una red cuya malla fue de 50 μm de abertura, se concentraron en recipientes de plástico de 120 ml e inmediatamente fueron fijadas con formol hasta llegar a una concentración del 4%.

- **Trabajo de laboratorio**

1) Nutrientos

El fósforo total se midió utilizando la técnica de digestión con persulfato de amonio (APHA, 1994) y la concentración de clorofila *a* extrayendo en frío (4 °C) con acetona al 90% midiendo la fluorescencia en un fluorómetro Turner Desings modelo 10-AU (Arar y Collins, 1997).

2) Identificación de especies

Para la determinación taxonómica, se aislaron los organismos usando un microscopio estereoscópico (Nikon SMZ645) y un microscopio óptico invertido (Nikon E100), para su posterior identificación al nivel de especie.

Para los rotíferos, en algunas especies fue necesario sacar el trofi e identificarlo mediante la clave de Koste (1978). En el caso de los cladóceros y copépodos, se hizo la disección de algunos ejemplares y elaboración de laminillas antes de su identificación con las claves de Smirnov (1974), Elmoor- Loureiro (1997), Fernando (2002), Dumont y Negrea (2002) y Elías *et al.* (2008) para así obtener el listado de la riqueza específica.

3) Densidad poblacional

La cuantificación de rotíferos se hizo revisando 3 alícuotas de 1 ml en una cámara de Sedgwick-Rafter. En el caso de los microcrustáceos, se contaron 3 alícuotas de 5 ml cada una en una caja de Petri (para el conteo de copépodos, se tomaron en cuenta los siguientes estadios: las larvas nauplio en cualquiera de las 6 fases; estadios copepodito; los adultos machos y hembras del Orden Cyclopoidea y orden Calanoidea). Finalmente, los datos obtenidos de las especies dominantes, fueron transformados a ind l^{-1} para obtener la densidad de los individuos.

4) Índice de diversidad

Se calculó la diversidad con el índice sugerido por Torres-Orozco y García Calderón (1995) que es el de Shannon-Wiener con el programa incluido en el libro Ecological Methodology de Krebs (1989), cuya expresión es la siguiente:

$$H' = -\sum p \log_2 p$$

H' = Índice de diversidad de especies (bits/individuo).

p = es la proporción numérica de cada especie dentro del total de organismos contados en una muestra ($p = n/N$) y la diversidad es expresada en bits por individuo.

5) Talla de rotíferos y cladóceros

Para obtener la talla de los individuos, se tomaron en cuenta 10 especies de rotíferos que presentaron lóriga dura y 7 cladóceros. De cada especie, se aislaron 30 individuos con ayuda de un microscopio estereoscópico marca Nikon SMZ645 con un aumento de hasta 50 X. Después, tomando en cuenta el largo y ancho de la lóriga o caparazón según fuese el caso, se midió cada uno de los organismos

dibujando su contorno en hojas blancas mediante el uso de un microscopio Nikon E600 con una cámara clara calibrada.

5) Estado trófico

Para determinar el estado trófico de la presa Iturbide, se utilizó el índice propuesto por Carlson (1977). Se obtiene a partir de una transformación de los datos de la concentración de clorofila *a* y fósforo total en superficie. Se aplicaron las siguientes fórmulas:

$$\text{TSI (Clorofila)} = 9.81 \ln (\text{Cl}^{**}) + 30.6$$

$$\text{TSI (Fósforo total)} = 14.42 \ln (\text{PT}^{***}) + 4.15$$

** $\mu\text{g l}^{-1}$; *** mg l^{-1} .

Donde **TSI**= Trophic state index o índice de estado trófico.

6) Análisis estadísticos

Se utilizó el programa estadístico IBM SPSS Statistic versión 19 (2010) para obtener una correlación de Pearson y posteriormente un análisis de componentes principales, con el fin de observar la relación entre las variables ambientales y la abundancia de las especies de zooplancton. Los datos fueron transformados previamente a logaritmo base 10 o $\log_{10}(n+1)$ según el caso.

Para el caso de la talla del zooplancton, con el programa SigmaPlot 11.0 se realizó una regresión lineal entre el largo y ancho de los individuos. Además, se comparó el largo de su cuerpo en tres diferentes temporadas (seca cálida: marzo-junio; lluvias: julio-octubre y seca fría: noviembre- febrero) con un análisis de varianza (ANOVA) de un solo factor.

VIII. RESULTADOS

Parámetros físicos, químicos y nutrientes

La temperatura del agua varió en cada mes, donde el valor promedio anual fue de 13 ± 0.5 °C, en el cual la temperatura máxima registrada fue durante el mes de junio con un valor cercano a los 18 °C y el mínimo de 8 °C durante el mes de diciembre, en los 3 sitios de muestreo (Fig. 4A).

La profundidad (Fig. 4B) varió de 10 cm a 60 cm ya que se midieron en la zona litoral. Los valores más altos en los 3 puntos de muestreo fueron en enero, mes frío y seco (E1= 40 cm, E2= 60 cm y E3= 60 cm), mientras que los valores mínimos se están registrando en marzo y abril, meses secos y cálidos para las 3 estaciones (E1= 15 cm, E2= 20 cm y E3= 35 cm).

Con respecto a la transparencia del disco de Secchi (Fig. 4C), se observa un patrón similar al de la profundidad durante el periodo de estudio. El promedio anual fue de 30 ± 10 cm. Los datos más bajos registrados también corresponden a los meses de marzo y abril, que son secos y cálidos (E1= 10 cm, E2= 15 cm y E3= 32 cm).

Los valores obtenidos de clorofila *a* varían en cada estación y oscilaron entre 1.6 y 11.32 $\mu\text{g l}^{-1}$ para la estación 1; 1.6 a 13.19 $\mu\text{g l}^{-1}$ en la estación 2 y 1.41 a 7.47 en la estación 3. El promedio anual de este parámetro fue de 4.3 ± 1.4 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 4D).

En el caso del fósforo total, los valores fueron de 0.001 mg l^{-1} a 0.431 mg l^{-1} (Fig. 4F). Se registró que los valores más altos en los 3 puntos de muestreo son los siguientes: E1= 0.431 mg l^{-1} , E2= 0.267 mg l^{-1} y E3= 0.223 mg l^{-1} , mientras que los

valores mínimos fueron E1= 0.001 mg l⁻¹, E2= 0.005 y E3= 0.009 mg l⁻¹. Se obtuvo un promedio anual de 0.085 ± 0.04 mg l⁻¹.

El pH presentó un promedio anual de 8.6 ± 0.3 unidades. El valor más elevado se observó en el mes de marzo en los sitios 2 y 3 con un valor de 9.4 unidades, mientras que los valores bajos se observaron en los meses fríos, el más bajo (8) se registró durante el mes de septiembre en la estación 2 (Fig. 5A).

La conductividad (K₂₅) obtenida en el presente estudio, un promedio anual de 49.3 ± 6.7 μS cm⁻¹ observándose el valor mínimo de 30 μS cm⁻¹ en el mes de agosto en el punto de muestreo 1 y el valor máximo de 63 μS cm⁻¹ en la estación 3 durante Febrero (Fig. 5B).

La concentración de oxígeno disuelto, varió de 4 a 8.4 mg l⁻¹ durante el periodo de muestreo (Fig. 5C), en donde se observa que la estación 1 presentó el valor más alto en marzo, abril y mayo; mientras que los valores más bajos fue en septiembre y junio. El promedio anual de este parámetro fue de 6.2 ± 1.1 mg l⁻¹. En el caso del porcentaje de saturación este osciló entre 55 y 114 % donde las sobresaturaciones se observaron en algunos meses con alta temperatura como abril y mayo (Fig. 5D).

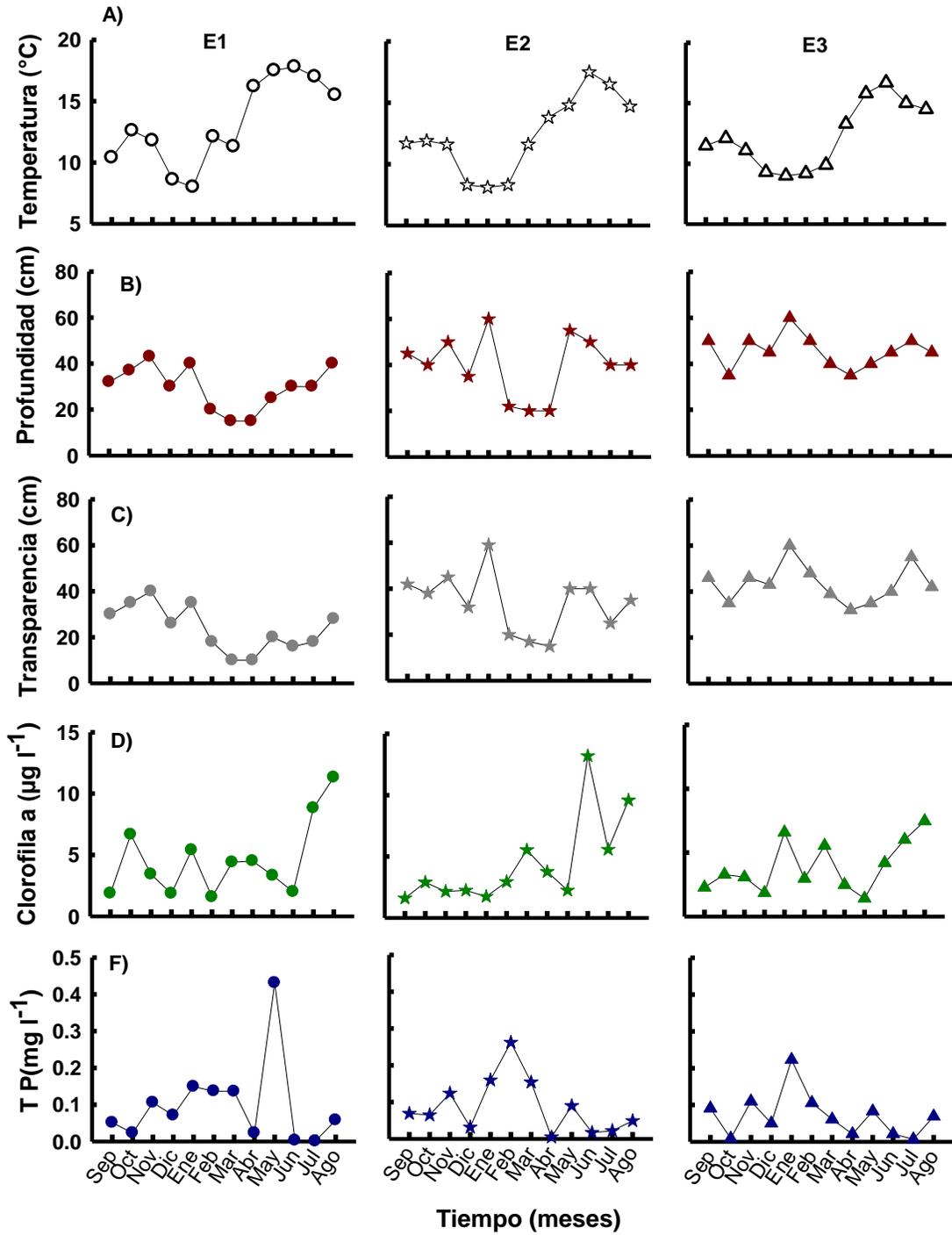


Fig. 4. Parámetros físicos y nutrientes tomados de septiembre del 2010 a agosto del 2011 en la presa Iturbide (● Sitio 1; ★ sitio 2; ▲ sitio 3).

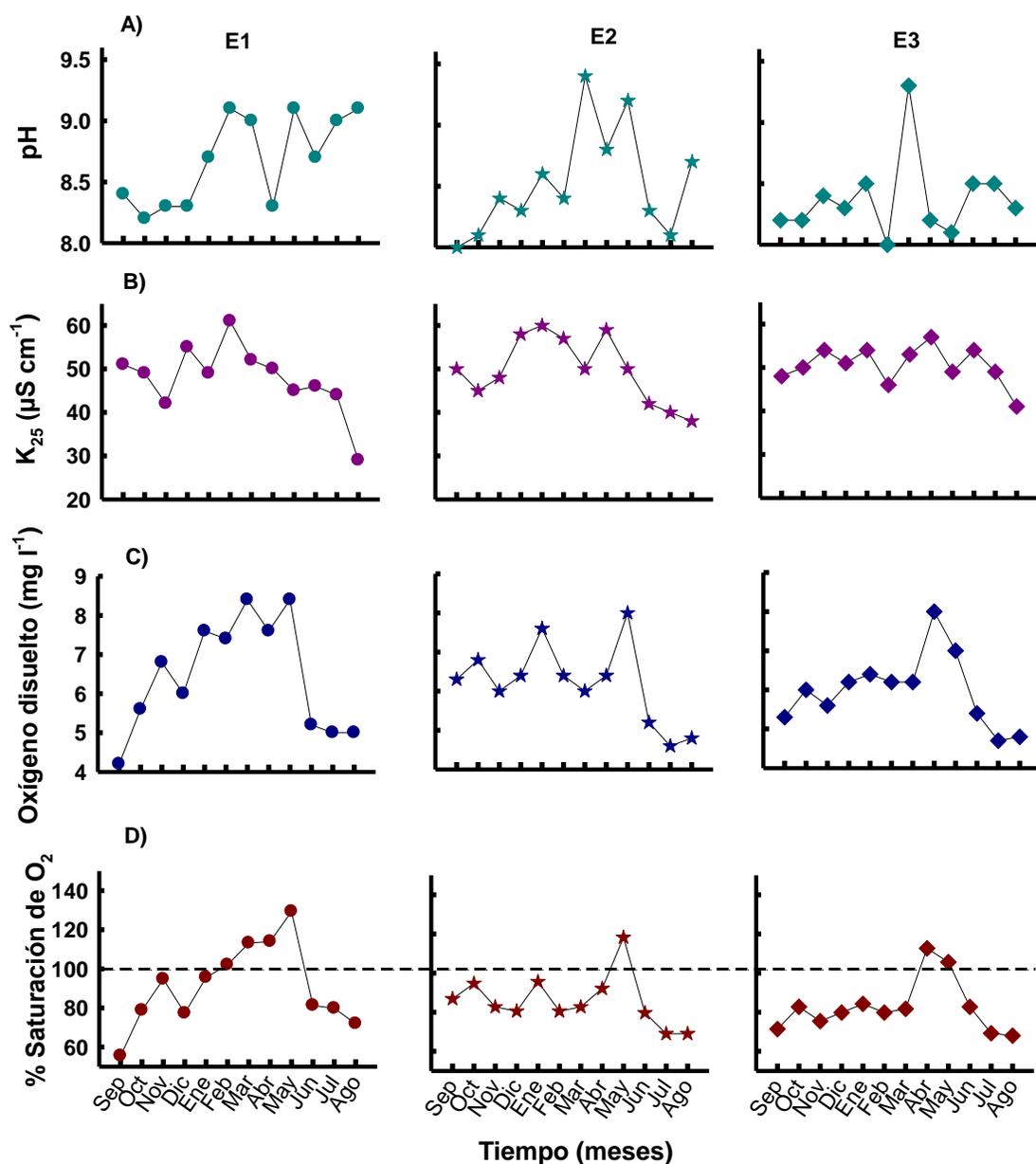


Fig. 5. Parámetros químicos medidos en la Presa Iturbide durante el periodo de muestreo (● sitio 1; ★ sitio 2; ◆ sitio 3). La línea punteada en el porcentaje de saturación de O_2 indica que la concentración del oxígeno está en equilibrio.

Riqueza específica

En los grupos de zooplancton estudiados se encontró un total de 57 especies, como se observa en la tabla 1. Los rotíferos fueron el grupo que presentó la mayor riqueza, con un total de 38 especies, correspondientes a 23 géneros y 15 familias, siendo Brachionidae y Colurellidae las que aportaron el mayor número de especies (5 cada una). Para el caso de los cladóceros, se encontraron 12 especies pertenecientes a 12 géneros y 4 familias, de las cuales Chydoridae presentó la mayor riqueza con 7 especies. Por último, para los copépodos del orden Cyclopoidea se identificaron 4 especies, mientras que en el orden Calanoidea, se reportó una especie. Además se observó la presencia de ostrácodos, larvas de díptero (*Chaoborus* sp.) y larvas de otros insectos.

Dominancia de especies

Las variaciones en la abundancia y la frecuencia a lo largo del tiempo, permiten conocer las diferencias en la dominancia, así como aquellas que son constantes, las que tienen un comportamiento temporal y las raras.

Al realizar el análisis bivariado de frecuencias vs. abundancia con los datos anuales de todas las especies encontradas (Fig. 10), se obtuvo un total de 17 organismos dominantes que representan un 35 % de la abundancia del zooplancton encontrado. Estos individuos con dominancia corresponden a 13 rotíferos, 1 cladóceros y 3 estadios de copépodos (nauplios, copepoditos y calanoides hembras). También se ubicaron 6 especies temporales (6 rotíferos) que comprenden un 12 % de la abundancia total. Por último, la mitad del total de las especies (53 %) mostraron frecuencias y abundancias bajas por lo que se ubicaron como especies raras; la mayoría de los cladóceros se localizan en ésta área (9 especies), también 11 rotíferos y copépodos adultos (calanoideos machos y hembras ciclopoideas). No se presentaron especies constantes.

Tabla 1. Lista de las especies encontradas durante el periodo de estudio en la presa Iturbide.

Rotifera	Dicranophoridae
Brachionidae	<i>Dicranophorus</i> sp.
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	Testudinellidae
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	<i>Pompholyx sulcata</i> (Hudson, 1885)
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)
<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)	Conochilidae
<i>K. tropica</i> (Apstein, 1907)	<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892
Euchlanidae	<i>Hexarthra intermedia</i> Wiszniewski, 1929
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	<i>H. mira</i> (Hudson, 1871)
<i>E. incisa</i> Carlin, 1939	Filiniidae
Mytilinidae	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	Flosculariidae
Trichotriidae	<i>Ptygura</i> sp.
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	Cladocera
<i>T. pocillum</i> (Müller, 1776)	Daphniidae
Lepadellidae	<i>Alona</i> sp.
<i>Colurella adriatica</i> (Ehrenberg, 1831)	<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894
<i>C. uncinata</i> (Müller, 1773)	<i>Daphnia laevis</i> Birge, 1878
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	<i>Simocephalus vetulus</i> Schoedler, 1858
<i>L. patella</i> (Müller, 1786)	Bosminidae
<i>L. rhomboides</i> (Gosse, 1886)	<i>Eubosmina huaroensis</i> Delachaux, 1918
<i>L. triptera</i> (Ehrenberg, 1830)	Macrothricidae
Lecanidae	<i>Macrothrix rosea</i> (Jurine, 1820)
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	Chydoridae
<i>L. hamata</i> (Stokes, 1896)	<i>Alona</i> sp.
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	<i>Camptocercus</i> cf. <i>dadayi</i> Stingelin, 1913
Notommatidae	<i>Chydorus brevilabris</i> Frey, 1980
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1838)	<i>Dunhevedia setigera</i> (Birge, 1879)
Trichocercidae	<i>Eurycercus</i> cf. <i>lamellatus</i> (Müller, 1785)
<i>Trichocerca longiseta</i> (Schrank, 1802)	<i>Leydigia louisii</i> Jenkin, 1934
<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)	<i>Pleuroxus denticulatus</i> Birge, 1879
<i>T. weberi</i> (Jennings, 1903)	Copepoda
Gastropodidae	Calanoida
<i>Ascomorpha eucadis</i> (Perty, 1850)	<i>Leptodiaptomus cuauhtemoci</i> (Osorio-Tafall, 1941)
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	Cyclopoida
Synchaetidae	<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)
<i>P. vulgaris</i> Carlin, 1943	<i>Thermocyclops inversus</i> Kiefer, 1936
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	<i>Tropocyclops prasinus</i> (Fisher, 1860)
Asplanchnidae	
<i>Asplanchna brightwelli</i> (Gosse, 1850)	
<i>A. girodi</i> (De Guerne, 1888)	

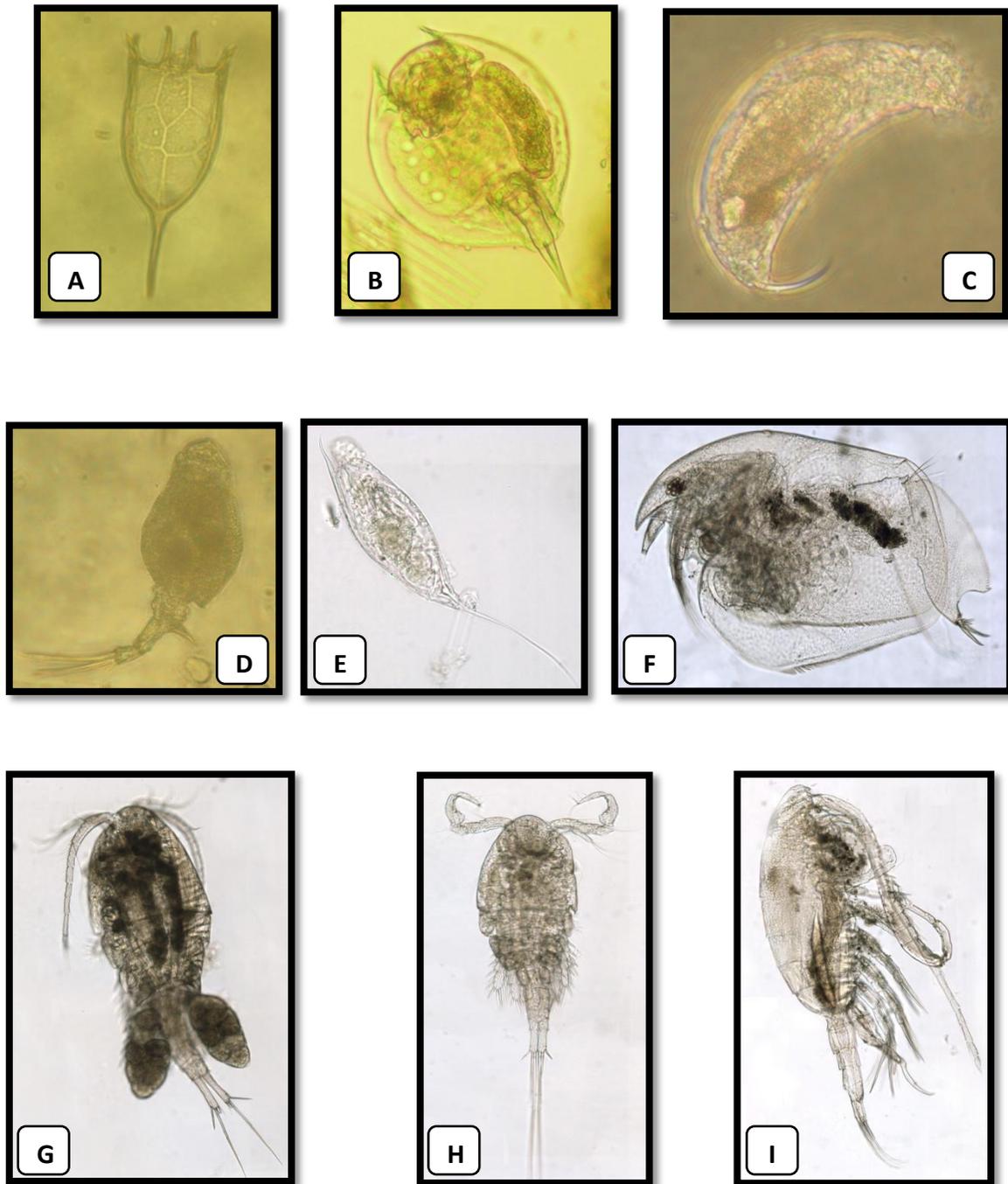


Fig. 6. Fotografías de algunas especies del zooplancton encontradas en la presa Iturbide (Rotíferos: **A)** *Keratella cochlearis*, **B)** *Lepadella ovalis*, **C)** *Trichocerca weberi*, **D)** *Tricotria tetractis*, **E)** *Trichocerca longiseta*; cladóceros: **F)** *Eurycercus cf. lamellatus*; copépodos: **G)** Cyclopoideo hembra **H)** Cyclopoideo macho **I)** Calanoideo macho, *Leptodiptomus cuautemoci*).

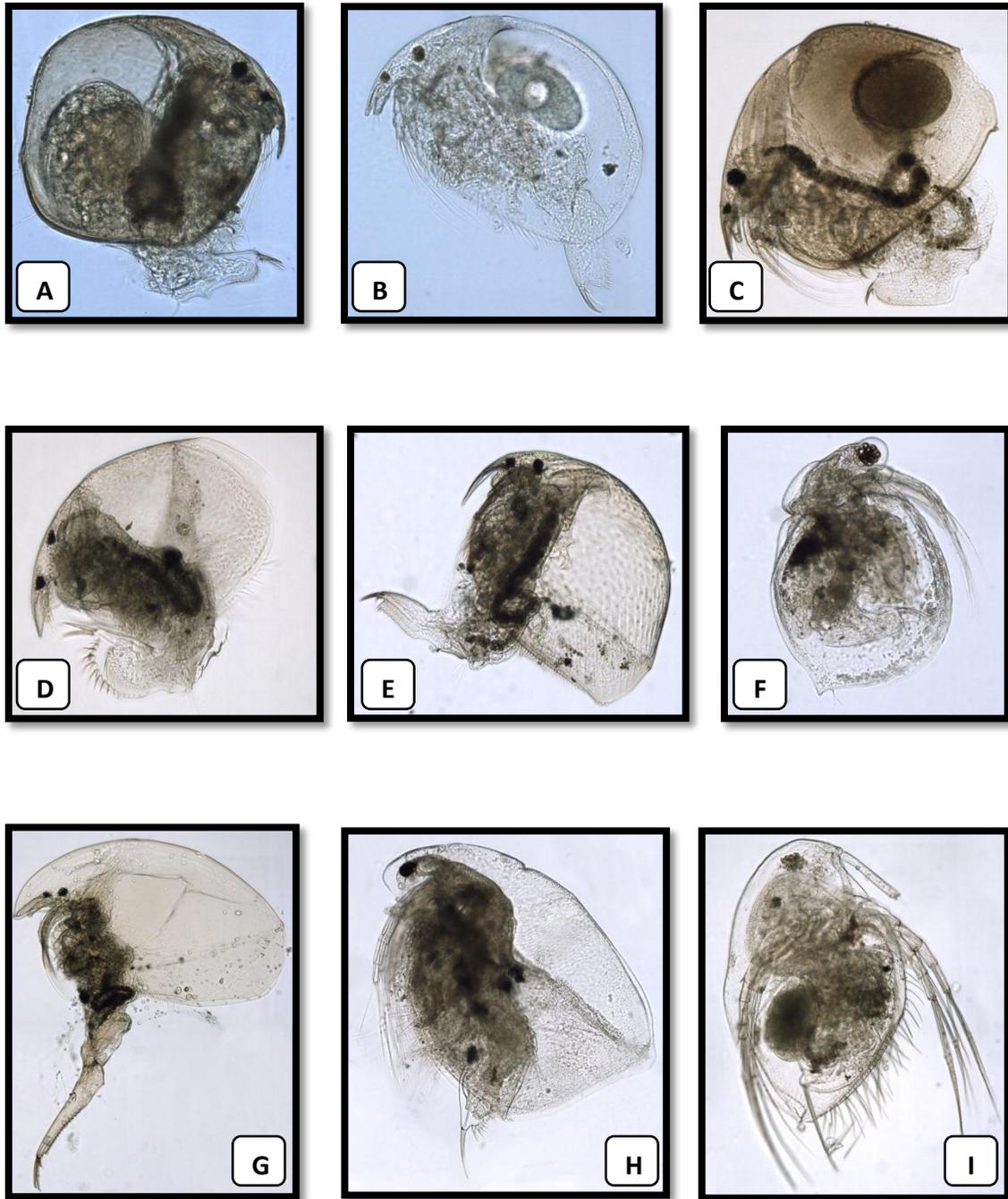


Fig. 7. Fotografías de las especies de cladóceros encontrados en la presa Iturbide. **A)** *Chydorus brevilabris*, **B)** *Alona* sp., **C)** *Dunhevedia setigera*, **D)** *Leydigia louisi*, **E)** *Pleuroxus denticulatus*, **F)** *Ceriodaphnia dubia*, **G)** *Camptocercus dadayi*, **H)** *Simocephalus vetulus*, **I)** *Macrothrix rosea*.

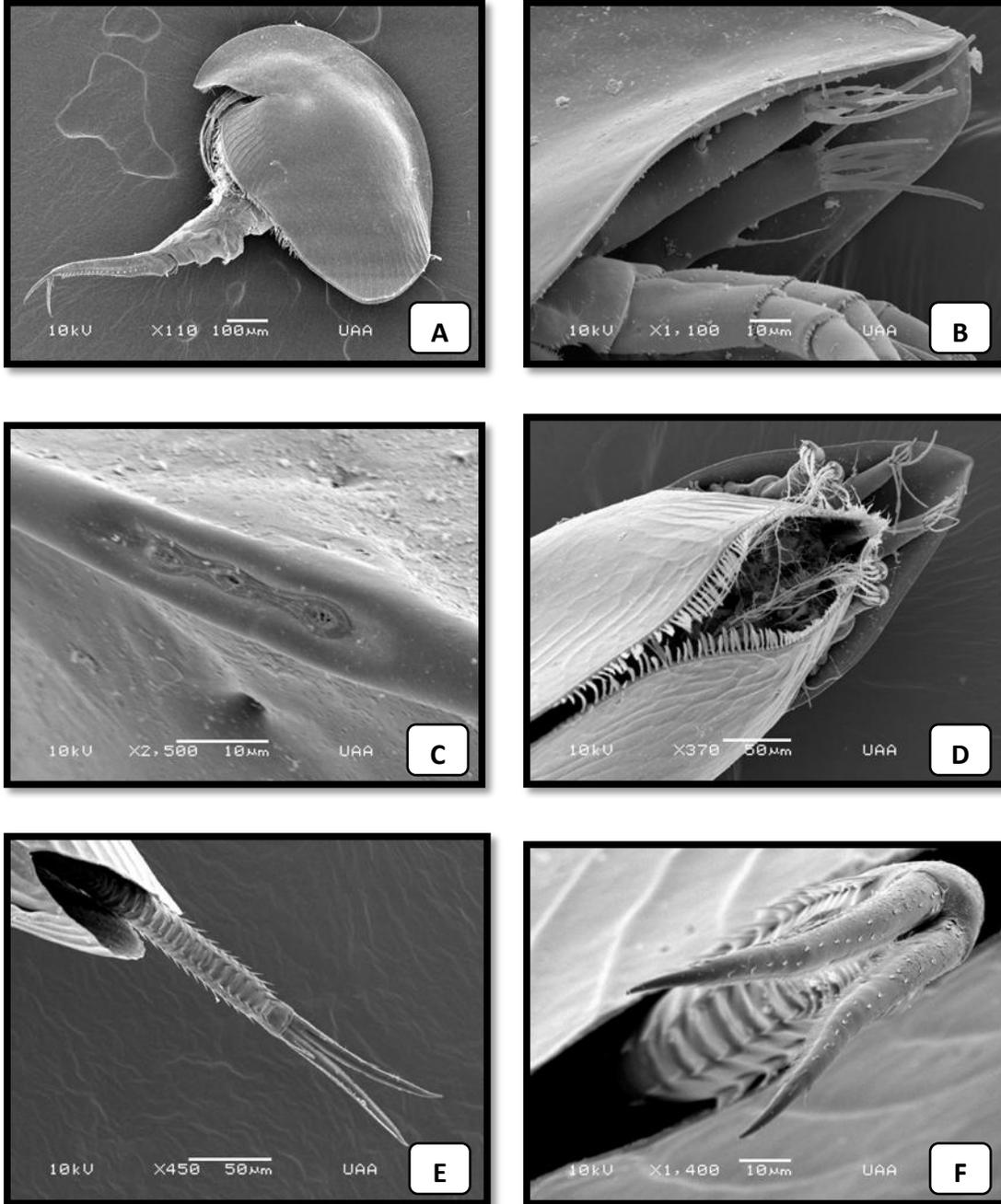


Fig. 8. Fotografías de microscopio electrónico de barrido de *Camptocercus dadayi*. **A)** Habito en vista lateral, **B)** 1er par de antenas, **C)** Poros cefálicos, **D)** Habito en vista ventral, **E)** Postabdomen, **F)** Garra postabdominal.

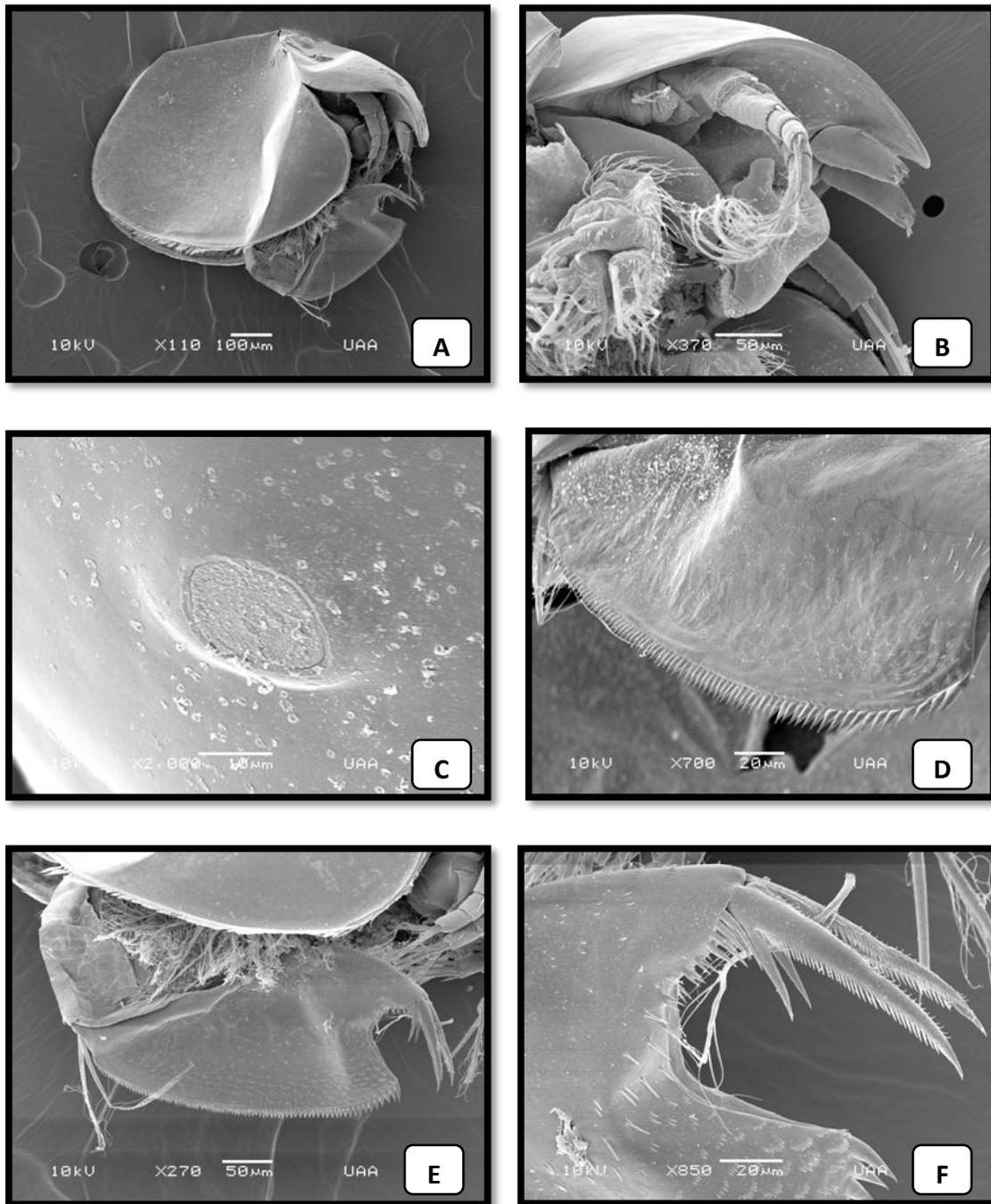


Fig. 9. Fotografías de microscopio electrónico de barrido de *Eurycercus cf. lamellatus*. A) Habito en vista lateral, B) Rostro, 1er y 2do par de antenas C) Poro cefálico, D) Postabdomen, E) Postabdomen y garra postabdominal, F) Garra postabdominal.

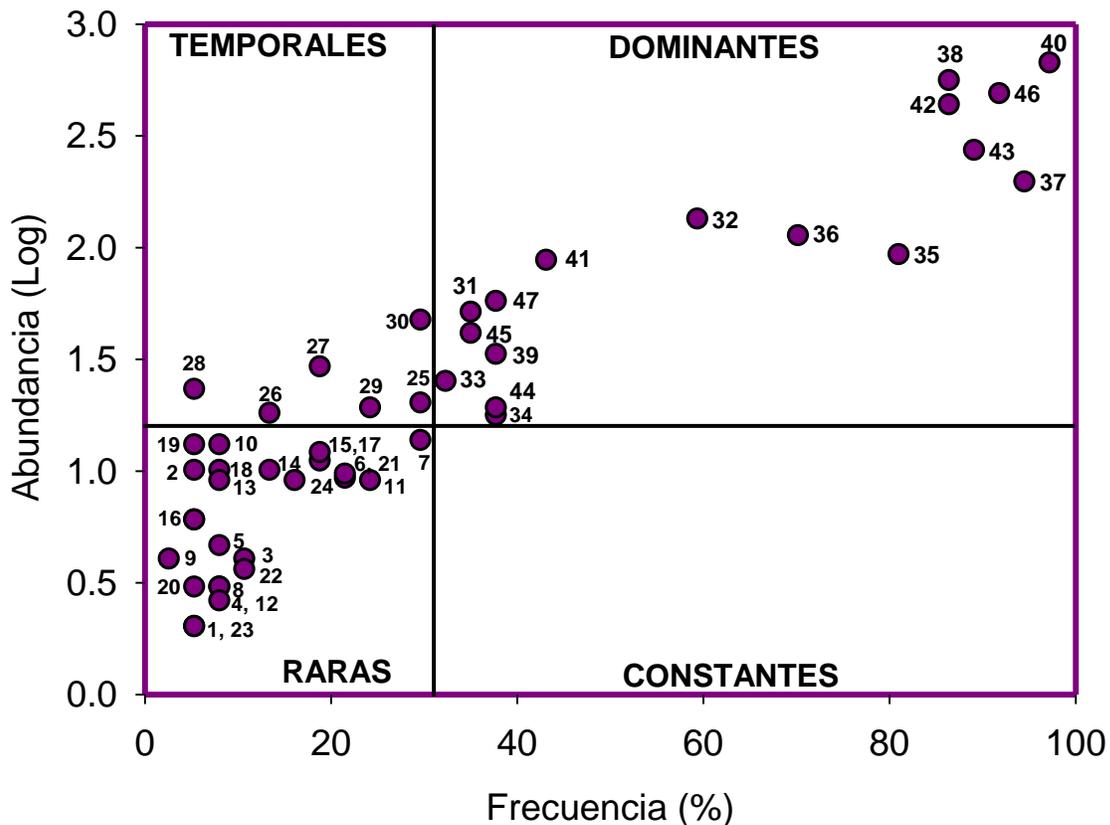


Fig. 10. Diagrama de Olmstead-Tuckey del zooplancton encontrado en la presa Iturbide. **RARAS:** *Alona* sp. (1), *C. adriática* (2), Calanoideos adultos ♂ (3), *C. dadayi* (4), *C. dubia* (5), ciclopoideos adultos ♂ (6), ciclopoideos adultos ♀ (7), *D. laevis* (8), *D. setigera* (9), *E. dilatata* (10), *E. huaensis* (11), *E. lamellatus* (12), *G. hyptopus* (13), *K. americana* (14), *K. bostoniensis* (15), *K. tropica* (16), *L. lunaris* (17), *L. ohioensis* (18), *L. rhomboides* (19), *M. rosea* (20), *P. denticulatus* (21), *S. vetulus* (22), *T. pocillum* (23), *T. tetractis* (24); **TEMPORALES:** *C. gibba* (25), *H. mira* (26), *L. patella* (27), *L. triptera* (28), *M. mucronata* (29), *T. patina* (30); **DOMINANTES:** *A. fissa* (31), *A. ovalis* (32), *A. girodi* (33), Calanoideos adultos ♀ (34), *C. brevilabris* (35), *C. unicornis* (36), copepoditos (37), *K. cochlearis* (38), *L. ovalis* (39), nauplii (40), *P. dolichoptera* (41), *P. vulgaris* (42), *P. sulcata* (43), *S. pectinata* (44), *T. longiseta* (45), *T. similis* (46), *T. weberi* (47).

Densidad poblacional

Los rotíferos más abundantes y que se presentaron casi todo el año de muestreo fueron 4 especies. *Keratella cochlearis* mostró su pico máximo de abundancia en el mes de marzo (140 ind. l⁻¹), mientras que en los meses noviembre, diciembre, enero, febrero y mayo su densidad fue menor a 10 ind l⁻¹ (Fig. 11a). Para el caso de *Trichocerca similis* (Fig. 11b) se observa que en diciembre obtuvo la densidad más alta (100 ind l⁻¹); sin embargo en el sitio 2 se muestra que su densidad fue menor a 20 ind. l⁻¹ en casi todo el año. En la figura 11c, es el caso de la especie *Polyarthra vulgaris*, durante marzo presentó la densidad máxima con 80 ind. l⁻¹ y la más baja todo el año en el sitio 2 (menor a 20 ind. l⁻¹). Por último, *Pompholyx sulcata* mostró su mayor abundancia en el mes de octubre (50 ind. l⁻¹) y menos de 10 ind. l⁻¹ en algunos meses, en diferentes sitios (Fig. 11d). Cabe mencionar que las densidades máximas de estas especies, se observaron siempre en el sitio 3.

El cladóceros *Chydorus brevilabris* fue el más dominante en el grupo de los cladóceros y el mes de mayo fue en el que se observó la densidad más alta (20 ind. l⁻¹ en el sitio 1) mientras que la mayoría del año se presentó con densidades por debajo de los 5 ind. l⁻¹ (Fig. 12a).

Para el caso de los copépodos, de los 4 estadios de desarrollo, los nauplios (Fig. 12b) mostraron densidades de 20 a 120 ind. l⁻¹, los copepoditos con 10 ind l⁻¹ durante casi todo el año en los sitios 2 y 3 de muestreo a excepción del sitio 1, en el mes de junio se observó una densidad máxima de 80 ind. l⁻¹ (Fig. 12c). Los copépodos adultos son los que mostraron una densidad más baja (Fig. 12d y e). Sin embargo, para calanoides y ciclopoides, siempre fue muy similar la abundancia entre los dos sexos durante el periodo de muestreo (máximo 2 ind l⁻¹), sólo el caso de las ♀ calanoideas que alcanzaron una densidad de hasta 5 ind. l⁻¹, en el sitio 1 durante el mes de agosto.

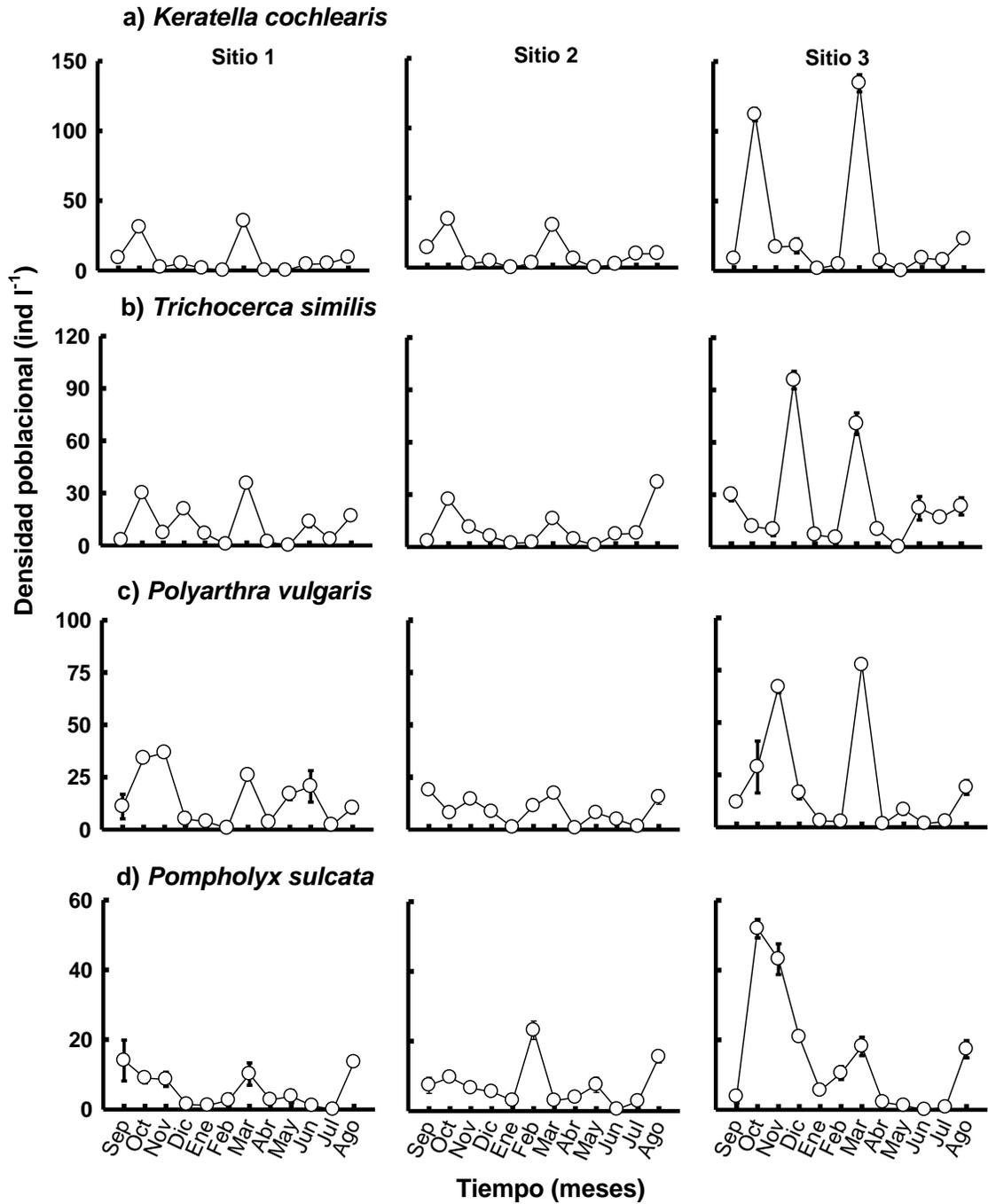


Fig. 11. Densidad poblacional de los rotíferos más abundantes durante el periodo de estudio en la presa Iturbide.

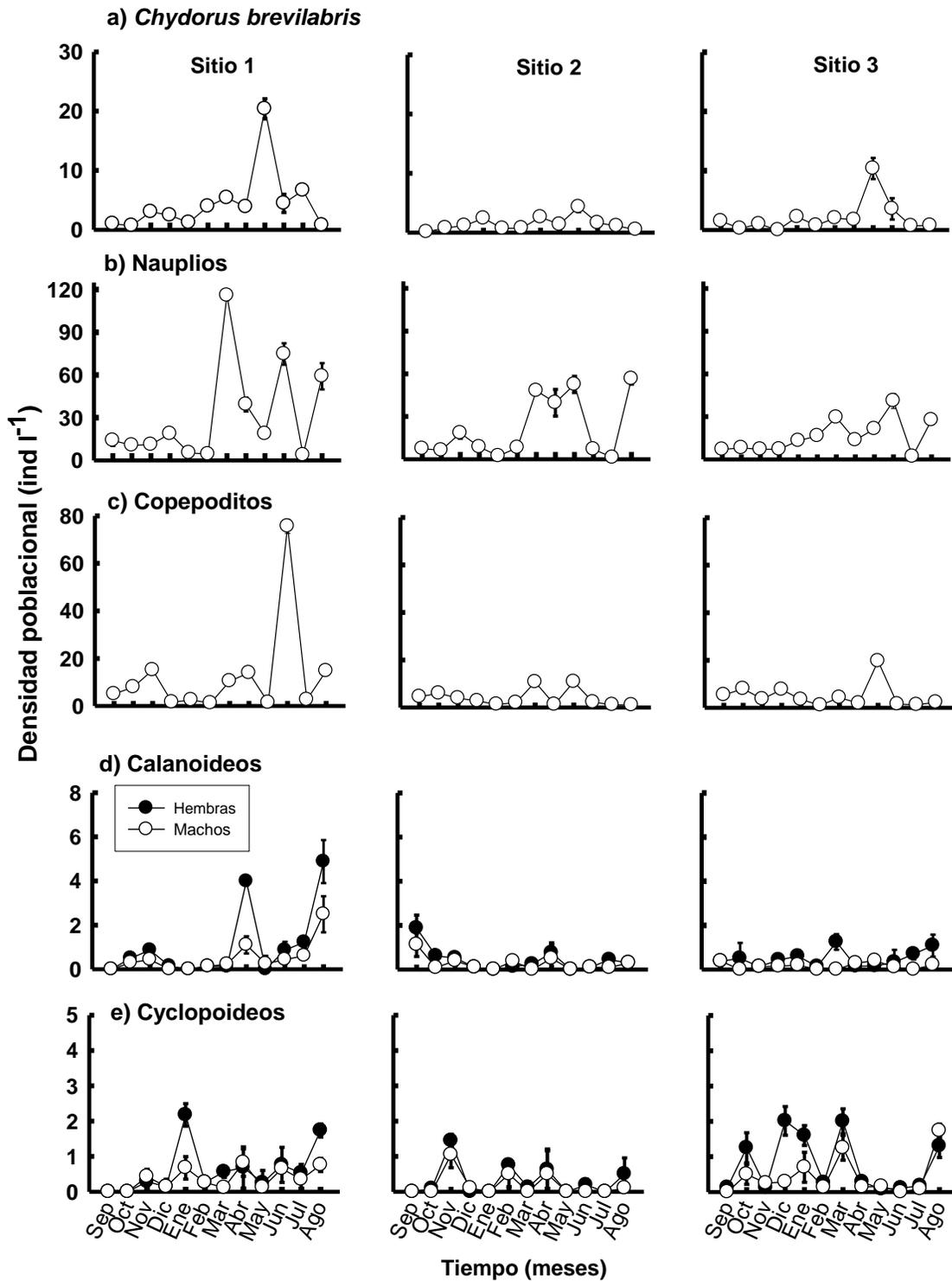


Fig. 12. Densidad poblacional de las microcrustáceos (el cladóceros dominante *Chydorus brevilabris* y los estadios de copépodos) encontrados en la Presa Iturbide.

Proporción de los grupos del zooplancton

En la fig. 13, se muestra la proporción de los tres grupos del zooplancton estudiados, y se distingue que los rotíferos son los más abundantes durante casi todo el periodo de estudio en los tres sitios de muestreo. La excepción se dio en el mes de mayo para el sitio 2 y 3, donde se observa que los crustáceos fueron más abundantes en este mes, en el cual los copépodos presentaron la mayor proporción. Sin embargo, en el sitio 1, en los meses abril, mayo, junio y agosto, los crustáceos aportaron alrededor del 50% de los individuos.

En el caso de los cladóceros, la abundancia fue la más baja de los tres grupos pero el mes de mayo, fue la única vez que presentaron un porcentaje alto y solo en el sitio 1. En los sitios 2 y 3 se observó la mayor abundancia relativa en los meses de abril y mayo.

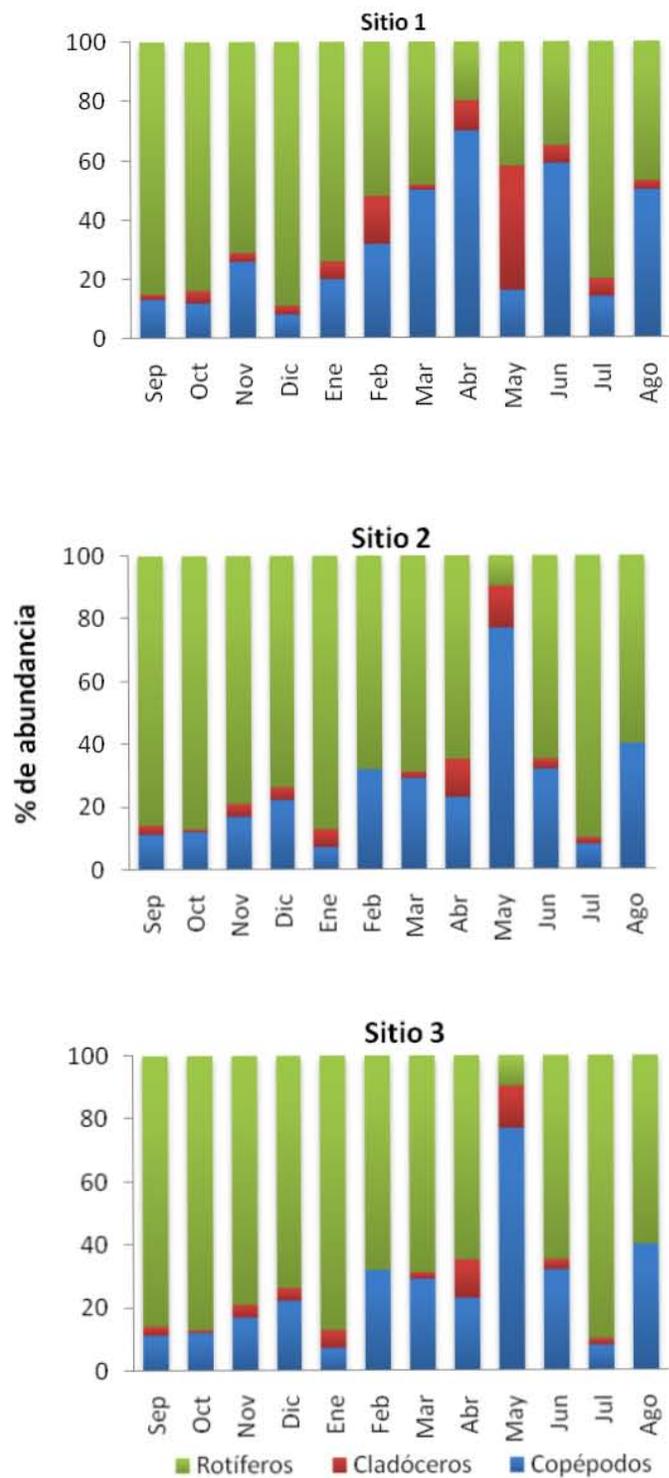


Fig. 13. Proporciones de los grupos del zooplankton en la presa Iturbide durante el periodo de estudio en los 3 sitios de muestreo.

Diversidad

Se calculó el índice de diversidad de Shannon- Wiener incluyendo solo rotíferos y cladóceros como se muestra en la figura 14. Se observa que los valores fueron entre 1.8 y 4.1 bits/individuo durante el periodo de estudio. La diversidad máxima (4.1 bits/individuo) fue en el mes de agosto en los sitio 1 y 3, mientras que la diversidad más baja se observó en los meses fríos (de noviembre a febrero).

Para calcular este índice no se incluyó a los copépodos debido a que fueron contabilizados tanto calanoideos y ciclopoideos en 4 estadios (nauplios, copepoditos, calanoideos adultos y ciclopoideos adultos) y no cada estadio por especie.

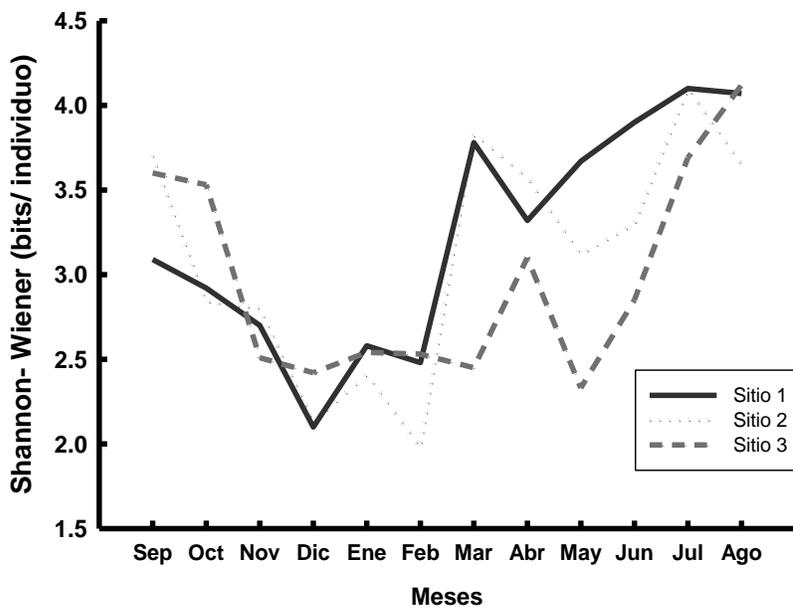


Fig. 14. Variación de la diversidad de los rotíferos y cladóceros en la presa Iturbide.

Talla del zooplancton

La relación entre el largo y ancho de la lóriga ó del caparazón de los especies de los cladóceros en las estaciones se muestran en las Figs. 15 y 16. Seis especies de rotíferos (*Trichocerca similis*, *T. weberi*, *Pompholyx sulcata*, *Keratella cochlearis*, *Lepadella ovalis* y *L. patella*) y cinco especies de cladóceros (*Chydorus brevilabris*, *Eubosmina huarioensis*, *Ceriodaphnia dubia*, *Eurycercus lamellatus* and *Macrothrix rosea*) estuvieron presentes en las 3 temporadas (seca cálida, lluvias y seca fría); dos especies de rotíferos y cladóceros (*Lecane lunaris*, *Keratella americana*, *Pleuroxus denticulatus* y *Simocephalus vetulus*) estuvieron presentes en dos temporadas; mientras que *Camptocercus dadayi* sólo se presentó en la temporada seca fría (noviembre a febrero).

En general, hubo una relación lineal positiva entre el largo y ancho del cuerpo de los rotíferos y cladóceros para las especies seleccionadas en el presente estudio. Sin embargo, para *E. lamellatus* durante la temporada seca cálida y para *C. dubia* durante la temporada de lluvias, esta relación no fue significativa (coeficiente de correlación= 0.04).

Para los representantes de la familia Chydoridae (*Eurycercus lamellatus*, *Pleuroxus denticulatus* y *Camptocercus dadayi*) el largo del caparazón fue más corto que el ancho y su radio fue ≤ 1.0 , pero para el resto de las especies de cladóceros este fue > 1 . Sin embargo las especies como *L. ovalis*, *P. sulcata* y *C. brevilabris* su radio fue igual a 1.

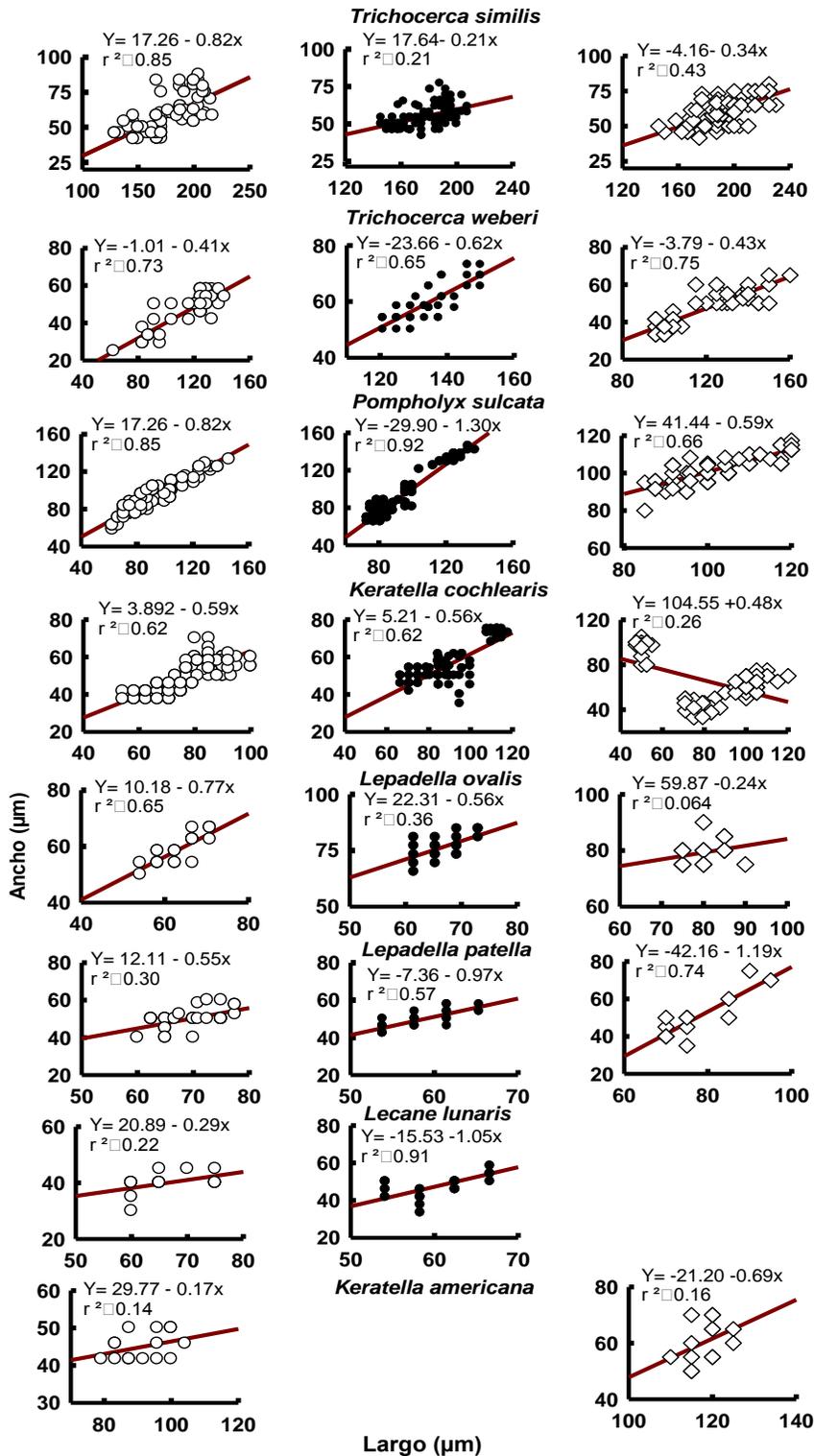


Fig. 15. Relación entre el largo y ancho de la lóriga de 8 rotíferos colectados en la presa Iturbide. Los datos fueron divididos en 3 temporadas (\circ seca cálida: marzo- junio; \bullet lluvias: julio- octubre; \diamond seca fría: noviembre- febrero).

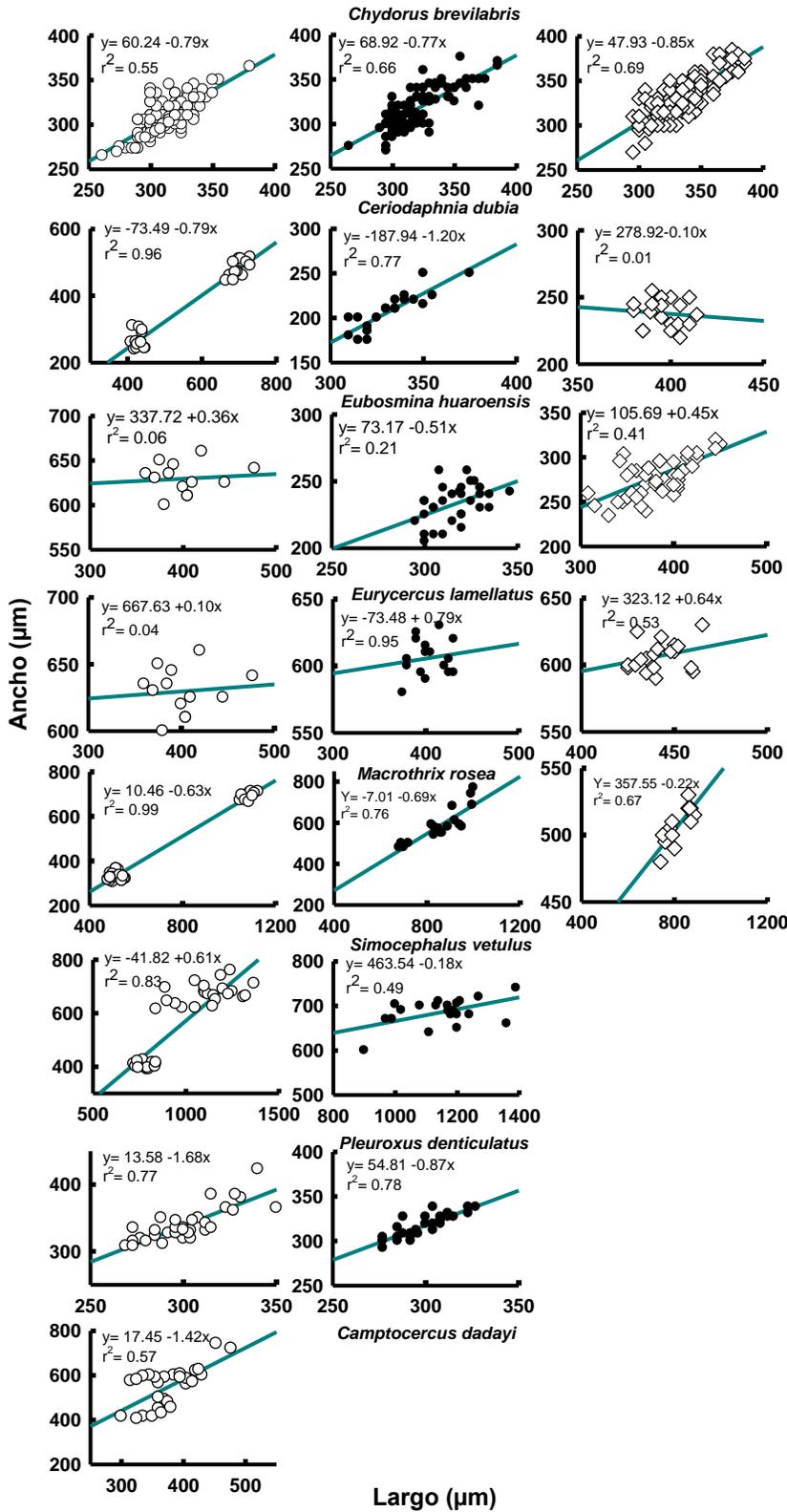


Fig. 16. Relación entre el largo y ancho del caparazón de 8 cladóceros colectados en la presa Iturbide. Los datos fueron divididos en 3 temporadas (° **seca cálida**: marzo- junio; ● **lluvias**: julio- octubre; ◇ **seca fría**: noviembre- febrero).

Posteriormente, con el análisis de varianza se obtuvieron diferencias significativas de cada una de las especies al comparar su largo en cada temporada (Fig. 17). En el caso de los rotíferos, de las ocho especies seleccionadas, cinco tuvieron la talla más grande en la temporada seca fría (*T. similis* 195µm, *K. americana* 120 µm, *P. sulcata* 100 µm, *L. patella* 80 µm y *L. ovalis* 80 µm). Las otras especies (*T. weberi* 135µm, *K. cochlearis* 90µm y *L. lunaris* 75µm) la talla mayor fue en la temporada de lluvias (julio a octubre). Mientras que en la temporada seca cálida, la mayoría presentó menor tamaño (*T. similis* 175µm, *T. weberi* 115µm, *K. americana* 90 µm, *K. cochlearis* 80 µm, *P. sulcata* 95 µm, *L. lunaris* 65µm y *L. ovalis* 60 µm) a excepción de *L. patella* (60 µm) que fue en la temporada de lluvias. Los cladóceros mostraron igualmente diferencias significativas entre cada temporada. Las tallas más grandes se observaron en la temporada seca cálida para *Ceriodaphnia dubia* (600 µm) y *Pleuroxus denticulatus* (320 µm); mientras que las más pequeñas fueron en la temporada de lluvias (300 µm). Durante la temporada de lluvias, *Macrothrix rosea* (850 µm) y *Simocephalus vetulus* (1200 µm) presentaron las tallas más grandes mientras que en la época de secas las menores (700 µm y 1100 µm respectivamente). Por último, en la temporada seca fría *Chydorus brevilabris* (335 µm) y *Eubosmina huarioensis* (380 µm) presentaron la talla más grande y en la seca cálida la más pequeña (320 µm).

Por lo tanto, *Lepadella patella* y *L. ovalis* fueron las especies de rotíferos más pequeñas (promedio 65 ± 8 µm y 69 ± 9 µm de largo, respectivamente) mientras que la más grande fue *Trichocerca similis* (promedio 187 ± 17 µm de largo). *C. brevilabris* fue la especie de cladóceros más pequeña (promedio 315 ± 16 µm de largo) mientras que *S. vetulus* fue el más largo (promedio de 1050 ± 100 µm).

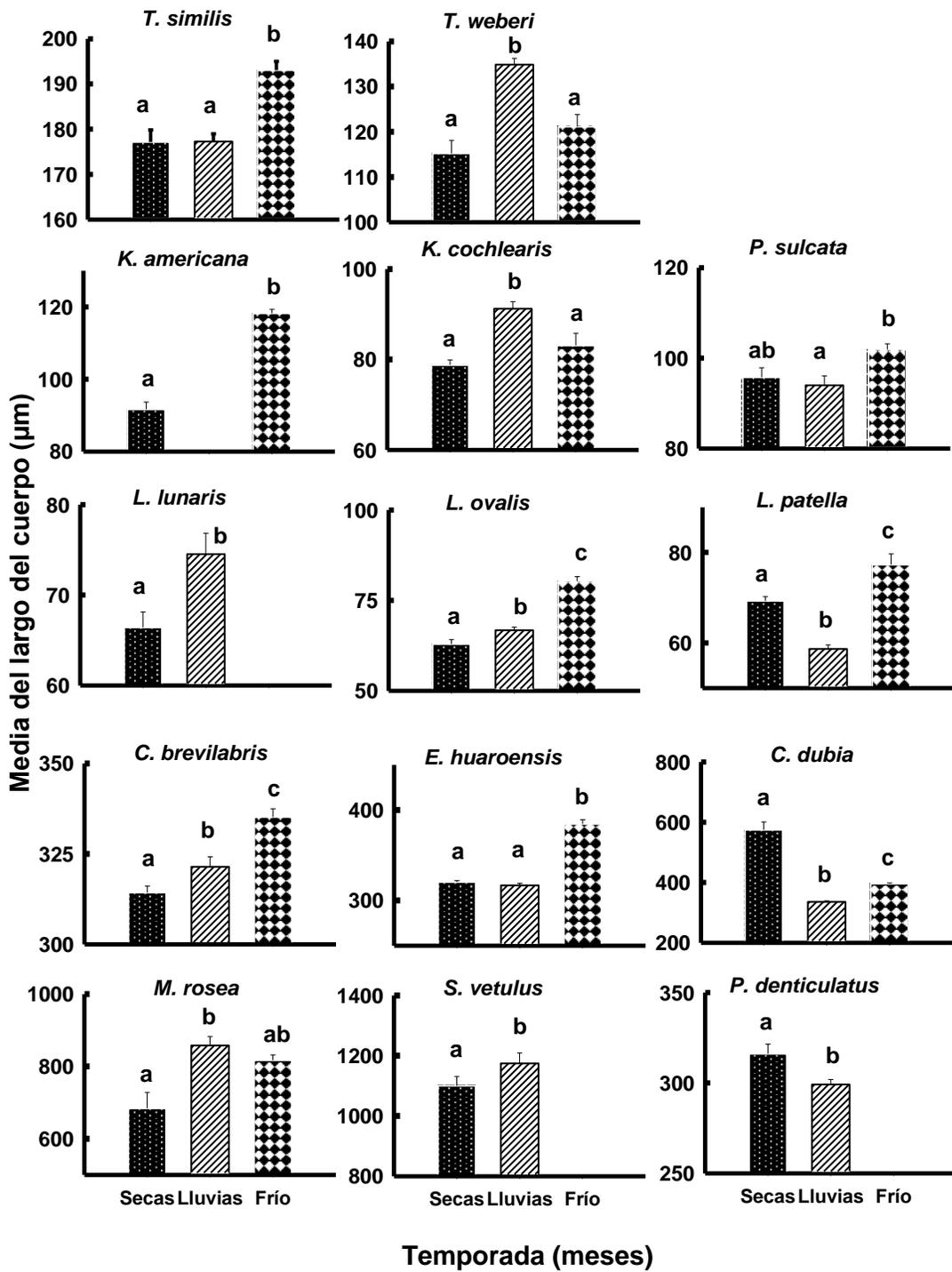


Fig. 17. Variación de la talla de los rotíferos y cladóceros seleccionados en las diferentes temporadas (seca cálida: marzo- junio; lluvias: julio- octubre; seca fría: noviembre- febrero) basados en un análisis de varianza (ANOVA). Las barras con la misma letra no son estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

Estado trófico

- **Clorofila *a***

De acuerdo a la fórmula, el resultado del índice trófico para la clorofila *a* en cada sitio de muestro (Fig. 18), fluctuó dentro tres estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. El sitio 1 presentó el 33% de los meses como estado oligotrófico, el 50% mesotrófico y 17% como eutrófico. Este último estado se observó en los meses de julio y agosto. En el caso del sitio 2, el 42 % de los meses fue oligotrófico (principalmente en la temporada seca fría) y 42 % mesotrófico (en la temporada cálida) y solo el 16% eutrófico (junio y agosto). En el sitio 3 estuvo representado solo el 33% de los meses como oligotróficos (septiembre, diciembre y mayo) y el resto como mesotróficos.

El promedio anual del índice de estado trófico fue de 43.1 ± 5.9 unidades el cual corresponde al grado mesotrófico.

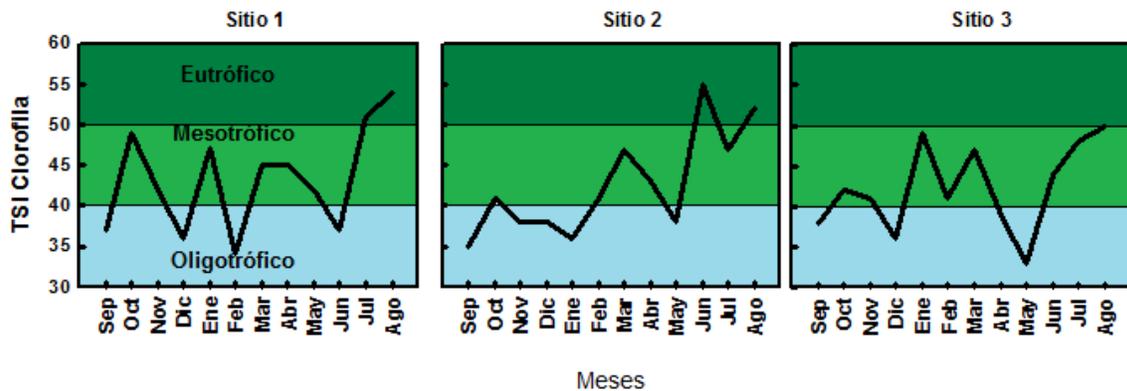


Fig. 18. Índice de estado trófico usando los datos de clorofila *a* en cada sitio.

- **Fósforo total**

Los resultados obtenidos para determinar el estado trófico usando los valores de fósforo total, oscilaron en tres estados tróficos: mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. En la fig. 19, se observa que en el sitio 1, el 33% de los meses fue mesotrófico, el 25% lo fue eutrófico y el 42% hipereutrófico, dominando este estado. En el sitio 2, dominó el estado eutrófico representado en 42% de los meses. El sitio 3 estuvo 6 meses como eutrófico, 25 % de los meses como mesotrófico y solo en el mes de enero fue hipereutrófico.

El promedio anual del índice de estado trófico fue de 58.8 ± 18.2 unidades el cual corresponde al estado trófico eutrófico.

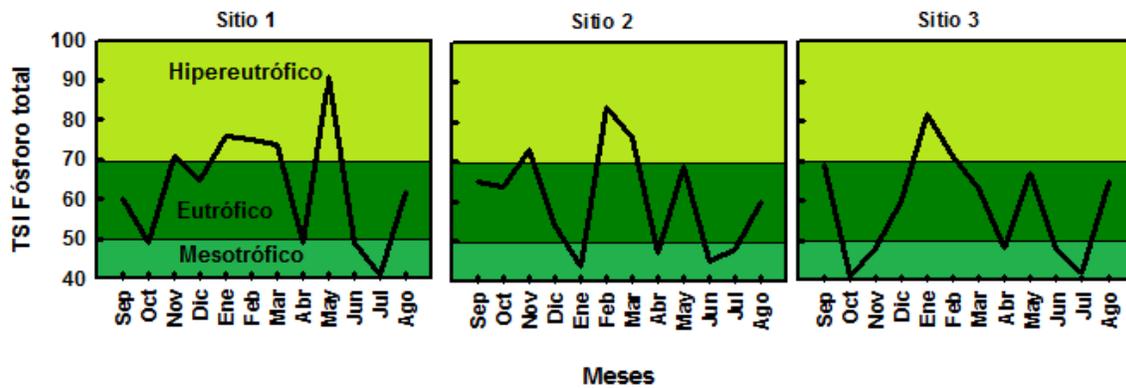


Fig. 19. Índice de estado trófico usando los datos de fósforo total en cada sitio de muestreo.

Análisis de componentes principales

Se realizaron análisis de componentes principales para conocer las variables más importantes que afectan el funcionamiento del sistema y la variación temporal del mismo.

Utilizando los datos mensuales de las variables ambientales se obtuvieron los componentes principales. En este análisis, el primer componente explicó el 99.6 % de la variación mientras que el componente 2 explicó el 0.095 % de la variación con acumulado del 99.7 % (Tabla 2).

Tabla 2. Varianza total explicada del análisis de componentes principales entre las variables ambientales y los meses de muestreo.

Componente	Autovalores iniciales		
	Total	% de la varianza	% Acumulado
1	11.958	99.651	99.651
2	.011	.095	99.745
3	.011	.088	99.833
4	.007	.057	99.890
5	.006	.046	99.936
6	.004	.033	99.969
7	.002	.014	99.983
8	.001	.007	99.990
9	.001	.005	99.995
10	.000	.003	99.997
11	.000	.002	99.999
12	.000	.001	100.000

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

En la fig. 20, la agrupación de los meses está dada principalmente por el pH en el eje de las X y por la concentración de clorofila *a* y temperatura en el eje de las y, por lo que mientras más a la derecha está localizado el mes, presenta una menor concentración de pH y si la posición es en el cuadrante positivo, presentan una mayor temperatura y concentración de clorofila *a*.

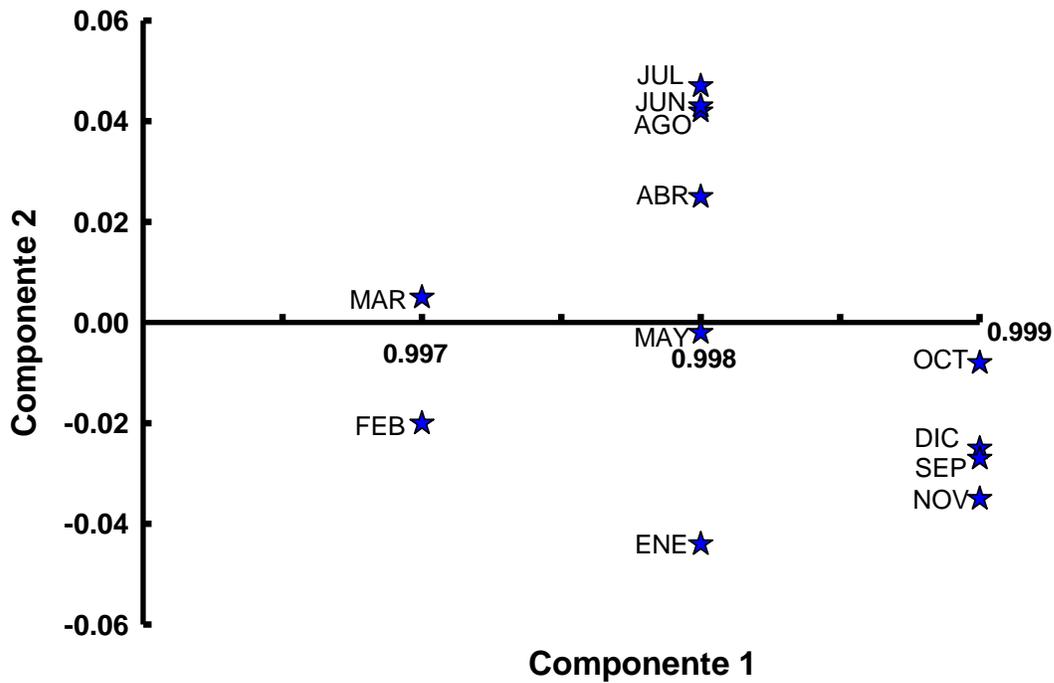


Fig. 20. Análisis de componente principales entre las variables ambientales y los meses del periodo de estudio.

El siguiente análisis se obtuvo utilizando los datos mensuales de las variables ambientales y los tres grupos del zooplancton. En este estudio, el primer componente presentó un porcentaje de varianza del 30.445 y el segundo componente explicó el 23 % de la varianza (acumulando el 53.6 %) (Tabla 4).

Tabla 4. Varianza total explicada del análisis de componentes principales entre las variables ambientales y los grupos de zooplancton.

Componente	Autovalores iniciales		
	Total	% de la varianza	Acumulado %
1	3.653	30.445	30.445
2	2.785	23.212	53.657
3	1.596	13.301	76.177
4	1.106	9.219	75.335
5	.788	6.569	82.745
6	.631	5.256	88.001
7	.539	4.491	92.493
8	.387	3.221	95.714
9	.237	1.972	97.685
10	.146	1.220	98.905
11	.108	.896	99.801
12	.024	.199	100.000

En la fig. 21, la agrupación de los meses está dada por la temperatura (en el eje de las x) por lo que existe una relación directa entre la temperatura y los 3 grupos de zooplancton y la clorofila, mientras existe una relación inversa entre la temperatura y los nutrimentos. Con respecto al otro eje (y), influye la transparencia y profundidad en los cuadrantes negativos y en el positivo el pH.

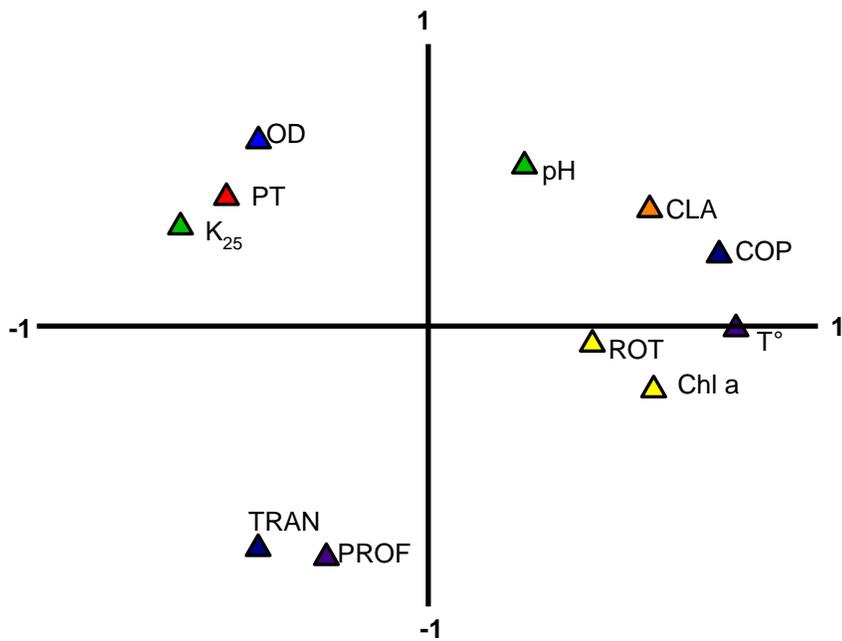


Fig. 21. Análisis de componentes principales entre las variables ambientales y los tres grupos del zooplancton (**OD**, oxígeno disuelto; **PT**, fósforo total; **K₂₅**, conductividad; **pH**; **CLA**, cladóceros; **COP**, copépodos; **T°** temperatura; **ROT**, rotíferos; **Chl a**, clorofila *a*; **TRAN**, transparencia; **PROF**, profundidad).

IX. DISCUSIÓN

a) Variables ambientales

La presa Iturbide registró un rango de temperatura de 13 °C a 18 °C similar al reportado por Sarma *et al.* (2011), siendo un cuerpo de agua tropical por su posición geográfica en el que el intervalo de temperatura de acuerdo a Hutchinson (1957) se esperaba estuviera entre 20 y 30 °C. Sin embargo, las temperaturas obtenidas corresponden a zonas templadas y se debe a que las temperaturas base difieren de acuerdo a la altitud, por lo que estos cambios estacionales en la temperatura ambiente tienen efecto sobre la temperatura del cuerpo de agua y por ende influyen en el tipo de estratificación de un lago (Lewis, 1987).

Tomando en cuenta la profundidad y latitud ajustada por la altitud en el presente estudio indican que podría presentar un tipo de estratificación polimíctico cálido continuo (ver anexo 2). Estos cuerpos de agua se caracterizan por presentar varias mezclas al año donde el viento influye en la mezcla de la columna del agua (Wetzel, 1981). Además este tipo de estratificación de acuerdo a Lewis (1983), es característico de cuerpos de agua someros, a elevadas altitudes en los trópicos y no desarrollan una capa de hielo estacional.

Hernández- Avilés *et al.* (2007) proponen una clasificación limnológica de pequeños cuerpos de agua (<100 ha), que son comúnmente regulados por el clima y éste genera unidades temporales de variación en el volumen del agua a través del año. Tomando en cuenta la precipitación anual (1,270 mm) y la altitud (3,300 msnm), la presa Iturbide corresponde a la clasificación perteneciente a región templada sub-húmeda, por lo que es un sistema astático (que no es estable) semiperenne (que no se seca completamente), donde el volumen de agua varía pero no llegan a

secarse, ya que la consideración principal es la tasa de evaporación- lluvia que es condicionada por la estación seca, seguido por la temperatura que es condicionada por la altitud. Este tipo de sistemas cubren el 25% en el país, está asociado a la meseta central, regiones montañosas y lugares con una marcada topografía, además de presentar una vegetación de bosque de pinos.

El pH registrado indica un cuerpo de agua básico que se mantiene en el intervalo (8.0- 9.5 unidades) reportado en el trabajo de Sarma *et al.* (2011). Además de presentarse un pH similar (8- 9 unidades) en los cuerpos de agua estudiados en el Estado de México pertenecientes a la cuenca del río Pánuco (Cervantes y Gutiérrez, 1996). Se conoce que en aguas alcalinas (pH >7) hay pocas especies pero un gran número de individuos mientras que en aguas ácidas se reportan muchas especies y pocos individuos por lo que tienen una alta diversidad (Sládecek, 1983). De acuerdo al tipo de suelo, los andosoles tienen pH ácido (5-6 unidades) por lo que el tipo de suelo no es el causante del pH básico (Bautista *et al.*, 2009). Sin embargo, podría atribuirse a reacciones como la fotosíntesis ya que el pH se modifica por reacciones de origen biológico (fotosíntesis- respiración) que se realizan en la columna de agua, donde la mayor intensidad de la fotosíntesis tiende a producir una disminución de CO₂ en el medio junto con un aumento en el pH (Lampert y Sommer, 2007).

La profundidad que se registró varió de 10 a 50 cm y con una máxima de 3 metros en la zona limnética, esto indica un cuerpo de agua somero. Esto tiene un efecto en la comunidad ya que la migración vertical no puede ser amplia, predominan organismos litorales pigmentados y tienen ventaja selectiva los que pueden comer sobre el fondo (Ravera, 1996).

El promedio anual de la concentración del oxígeno disuelto fue de 7 mg l^{-1} durante el periodo de estudio y presentó una relación inversa con la temperatura que también puede verse afectado por los procesos biológicos (Lewis, 1987). Se obtuvo un porcentaje de saturación entre 54% y 114 %, donde los meses (mayo y junio) que exceden el 100% corresponden a las temperaturas más altas registradas en el periodo de estudio. Esto indican una sobresaturación de O_2 por exceso de fotosíntesis, provocando agotamiento de CO_2 (Roldán y Ramírez, 2008).

Durante el periodo de muestreo en la Presa Iturbide, se obtuvieron datos de conductividad de 30 a $63 \mu\text{S cm}^{-1}$, estos valores son bajos en comparación con lo reportado para lagos de la región centro y norte del país y son indicadores de cuerpos de agua oligotróficos (Alcocer y Bernal- Brooks, 2010). La concentración iónica puede ser explicada por factores como la precipitación y evaporación, donde la primera puede causar dilución de los iones presentes, efecto que se observó en el presente trabajo donde los valores más bajos de conductividad se presentaron en la temporada de lluvias. Con respecto a la evaporación, se conoce que existe una mayor evaporación en las regiones centro y norte del país (Alcocer y Escobar, 1996). A pesar del efecto causado por la evaporación, debido a que uno de los suministros de agua de la presa son los manantiales, podría ser la razón por la que se obtuvieron valores de conductividad bajos.

La concentración del fósforo total en cuerpos de agua de México ha sido de 0.002 a 7.8 mg l^{-1} y 0.008 a 2.0 mg l^{-1} , respectivamente (Alcocer y Bernal- Brooks, *op. cit.*). En la presa Iturbide se obtuvo un intervalo de 0.12 mg l^{-1} a 4.10 mg l^{-1} de NO_3 , valores similares a cuerpos de agua eutróficos como Xochimilco (Nandini *et al.*, 2005). La importancia de nutrimentos como el fósforo y nitrógeno es que tienen un efecto directo sobre la producción primaria ya que su escasez limita la fotosíntesis

del fitoplacton y por ende son afectados los siguientes niveles tróficos de una comunidad. De acuerdo a Conde- Porcuna *et al.* (2004), mencionan que algunas especies de zooplancton al recibir una dieta limitada en carbono y fosforo son afectadas variables como su crecimiento y reproducción.

b) Variables biológicas

La presa Iturbide presentó una alta riqueza específica que fue similar a la reportada en otros cuerpos de agua del Estado de México de gran altitud y pertenecientes a la cuenca del río Pánuco como el embalse Encinillas, la Goleta y Danxhó (Ciros-Péres y Elías- Gutiérrez, 1996; Sarma *et al.*, 2009). Las especies encontradas en el presente estudio, han sido reportadas previamente en México (Elías *et al.*, 2008; Sarma *et al.*, *op. cit.*). Las especies *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca elongata*, *Leptodiptomus cuautemoci*, han sido abundantes en cuerpos de agua del estado, como Valle de Bravo (Jiménez- Contreras *et al.*, 2009) y los lago cráter el Sol y la Luna (Dimas- Flores *et al.*, 2008). Con respecto a las especies, *Keratella cochlearis*, *Trichocerca similis*, *Polyarthra vulgaris* y *Chydorus brevilabris* coinciden en el trabajo de Sarma *et al.* (2011) como las más abundantes solo que ahora se presentaron en menor densidad poblacional (en el trabajo anterior se reportaron de 50- 200 ind l⁻¹ como promedio anual de los rotíferos y hasta 50 ind l⁻¹ para *C. brevilabris*). No obstante, la mitad del total de las especies encontradas, mostraron abundancias y frecuencias bajas por lo que se consideraron raras.

En la temporada seca cálida (marzo- mayo) se observó la mayor riqueza de especies. Probablemente la temperatura más cálida pueda favorecer la presencia de algunas especies y que solo se presentan en esa época. Al igual que lo

observado en lagos templados, los cambios sucesionales de las especies están asociados a las preferencias por determinadas épocas climáticas (Nogrady, 1993).

La alta riqueza específica reportada es debido a que el número de especies es mayor en la zona litoral por la presencia de macrofitas que proporcionan una gran cantidad de alimento y micro hábitats (Scheffer, 1998). Sin embargo, al comparar los sitios de muestreo, de acuerdo a los porcentajes de abundancia de cada grupo de zooplancton, no se observó una diferencia en las densidades con respecto a la presencia de macrófitas (sitio 2) y sin ellas (sitio 1 y 3). Las densidades más bajas de rotíferos y cladóceros, concuerdan con la temporada de veda de la trucha en la presa Iturbide (octubre a febrero), principalmente la presencia de *Daphnia laevis* durante estos meses aunque fueron muy pocos individuos y pues también influye el hecho de que fue un muestreo en zona litoral y esta es una especie pelágica. Existen trabajos que mencionan que la trucha es selectiva y solo consume Daphnias de talla mayor a los 1.3mm ya que ignora al zooplancton de tallas pequeñas (Galbraith, 2011).

Al igual que en el trabajo realizado por Sarma *et al.* (2011) el grupo de mayor riqueza específica y densidad fue el de los rotíferos, tal y como menciona Elías-Gutiérrez *et al.* (2001), es el más diverso de los 3 grupos ya que más del 74% de las especies reportadas en México son de amplia distribución. Además esto indica un típico ensamble de especies de sistemas meso-eutróficos, con dominio de individuos de talla pequeña como nauplios, *K. cochlearis* y *P. sulcata* (Cervantes, 2005). Las razones por la que la comunidad de rotíferos tiene una amplia distribución ya sea en zonas tropicales o templadas, es debido a que colonizan fácilmente los ecosistemas por tener un ciclo de vida corto, reproducción partenogenética, tamaño pequeño, entre otras. Además, los rotíferos aprovechan

las partículas que no son utilizadas por organismos de talla más grande como los copépodos y algunos cladóceros, lo que es una ventaja por si el fitoplancton se encuentra en bajas concentraciones (Merayo y González, 2010).

Se presentó una dominancia de rotíferos durante la mayor parte del año, a excepción del mes de mayo en el que los crustáceos presentaron un porcentaje mayor de abundancia. En lagos templados se ha asociado la aparición de especies de zooplancton en determinada época, como un mecanismo para evitar la competencia interespecífica y/o por la disponibilidad de alimento (Lampert, 1997). En cuerpos de agua naturales, los cladóceros y los rotíferos compiten por el mismo recurso de alimentación para sus necesidades metabólicas y lo obtienen de la misma forma; de este modo, algunas veces se presentaría una competencia dada por la limitación en alimento (Nandini *et al.*, 2002b). Cuando la depredación es baja, los herbívoros planctónicos pequeños pueden ser eliminados por organismos más grandes, esto es debido a que todos los herbívoros compiten por la materia particulada fina (1-15 μ m) disponible en el ambiente, además de que el zooplancton de tamaño más grande compite más eficientemente y puede tomar partículas más grandes (Lampert y Sommer, 2007). Esto se conoce como competencia de explotación por recursos, donde los cladóceros pueden eliminar poblaciones de rotíferos (Maclsaac y Gilbert, 1991), o por medio de la interferencia mecánica. Los cladóceros pequeños pueden matar o dañar a rotíferos juveniles que serian más susceptibles por su tamaño pequeño y su lóriga menos rígida. Por ejemplo se ha observado que *C. dubia* con una talla de 0.7mm ocasiona una alta tasa de mortalidad en neonatos de *K. cochlearis* que en los adultos (Gilbert, 1999).

En el presente estudio, hubo una marcada dominancia de las especies *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca similis*, *Pompholyx sulcata* y *Chydorus brevilabris*. Estos rotíferos a diferencia de otras especies, han desarrollado

estrategias para evitar ser comidos por sus depredadores tales como movimientos rápidos, tamaño pequeño y cambios fenotípicos que implica elongación de espinas y tamaño del cuerpo (Gilbert, 1999; Serranía- Soto y Sarma, 2009). En el caso de *Chydorus*, su éxito ha sido atribuido por su forma esférica que le permite evadir la depredación. Ha sido reportado como especie dominante en cuerpos de agua eutróficos (Mezquita y Miracle, 1997).

Sládecek (1983) mencionó que ciertas especies de la familia Brachionidae están restringidos a climas cálidos mientras por otro lado, *Keratella cochlearis* estaba ausente en los trópicos, siendo una de las especies planctónicas más comunes en regiones templadas. Sin embargo, sabemos que esta especie ha sido reportada en regiones tropicales y es muy común en cuerpos de agua en nuestro país (Sarma y Elías- Gutiérrez, 1997; Jiménez- Contreras *et al.*, 2009; Enríquez- García *et al.*, 2009).

De acuerdo a la densidad poblacional que se reporta, se da una aproximación de ésta ya que al intervenir mecanismos de depredación, se pierde una fracción considerable de la población que es difícil de evaluar con exactitud (Ravera, 1996). Sin embargo, se apreció una disminución en la densidad poblacional del zooplancton durante julio, agosto, septiembre y octubre, estos meses tienen relación con la temporada de lluvias, temporada en la que en cuerpos de agua lénticos pueden presentar una mayor concentración de sólidos suspendidos con gran aporte de material terrígeno que pueden afectar los procesos de filtración del zooplancton. Sin embargo, en el presente estudio no se observó alta concentración en los sólidos suspendidos en la temporada de lluvias (reflejada en los datos de conductividad) durante la temporada de lluvias (López y Serna, 1999; Godoy y Reverol, 2005).

Durante la mayor parte del período de estudio, los nauplios representaron alrededor del 60% del total de los copépodos, indicando que este grupo se reprodujo intensamente durante casi el muestreo. Es natural que las enormes proliferaciones de algas de pequeño tamaño favorecen a filtradores que no discriminan mientras que la presencia de alimento mas escalonado en su tamaño favorece un zooplancton de composición más equilibrada y así proporcionan un mejor desarrollo para los copépodos, que según la etapa de su vida ingieren materiales de diferentes tamaños (Ravera, 1996). Sin embargo, en las muestras se observaron bajas densidades de copepoditos y adultos, ya que condiciones adversas pueden afectar el reclutamiento de las larvas hacia los estadios de crecimiento más avanzados, como por ejemplo la presencia de un ambiente reducido por debajo de los 10m de profundidad, la escasez de alimento adecuado para los copépodos, o la presión depredadora ya sea por invertebrados o peces (González *et al.*, 2002). En nuestro caso, probablemente la calidad del alimento influyó más que la presión de la depredación por peces, ejemplo similar encontrado en la presa Valle de Bravo, al existir la presencia de cianobacterias provocó la baja densidad de crustáceos (Jiménez- Contreras, 2009).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') es producto del número de especies y de la abundancia relativa de los individuos presentes de cada especie en una comunidad (Torres-Orozco y García Calderón, 1995). De acuerdo a lo anterior, los meses fríos (diciembre- febrero), presentaron el índice más bajo y es debido a que hubo una baja riqueza y abundancia de especies de cladóceros y copépodos. En el mes de noviembre, a pesar de que existe una baja riqueza de especies, se presentó la dominancia de *P. vulgaris* y el índice disminuye porque es altamente sensible a la dominancia de alguna especie en particular (Krebs, 1985). Por otro lado, durante la temporada de lluvias (junio- septiembre) existió una diversidad alta, con abundancias menores en comparación a los meses de cálidos (marzo-

mayo) pero al parecer bien distribuidas. Por otra parte, se reportó un índice de diversidad similar (1.8- 4.0 bits/individuo) al obtenido por Sarma *et al.* (2011). De hecho, pocos cuerpos de agua con altitud comparable en México, tienen valores de índice menor a 3 (Enríquez- García *et al.*, 2009). Se conoce que la diversidad beta (β) de los cuerpos de agua en los trópicos es más baja que la reportada en latitudes templadas. Pero en muchos de los estudios realizados en México reportan una diversidad alta.

De acuerdo al índice de estado trófico (TSI) obtenido con el valor de clorofila *a* se obtuvo un rango de 35 a 53, que nos indicó que el estado trófico de la presa es principalmente mesotrófico, con algunas variaciones de oligotrófico a eutrófico. Estas variaciones pueden explicarse a que los cuerpos de agua someros son particularmente vulnerables a la eutrofización por las variaciones del nivel hídrico (Conde- Porcuna *et al.*, 2004). También se observa que los meses que presentaron eutrofia con respecto al índice de estado trófico de clorofila *a* (junio, julio y agosto),

De acuerdo al índice de estado trófico mensual de los parámetros utilizados, se observó una gran variación a lo largo del año. Sin embargo, Carlson y Simpson (1996) mencionan que existe una relación entre cada TSI que se pueden utilizar para identificar ciertas condiciones del cuerpo de agua que están relacionados con los factores que limitan la biomasa de algas o afectan a las variables medidas. En el caso de la presa Iturbide, se observó que durante los meses de agosto a marzo (temporada de lluvias y seca fría), el TSI del fósforo total fue mayor al TSI de la clorofila *a*, esto puede explicarse ya que durante la lluvia hay un deslave y arrastre de limos y arcillas hacia el agua que contribuyen a la turbidez por mezcla y acarreo de materia disuelta (Domínguez, 2006). Y las partículas de arcilla contienen fósforo, por lo que esta relación de variables no necesariamente significa que el alga es limitada por la luz, solo que no todo el fósforo medido es utilizado por el

fitoplancton. Tal vez, en el caso de los meses fríos el fitoplancton si podría estar limitado principalmente por la luz. Por otra parte, en los meses de abril y mayo, el TSI de clorofila *a* fue menor al del fósforo total, esto podría sugerir que las algas están siendo limitadas por el nitrógeno o por otro factor que el fósforo. También el pastoreo intenso por el zooplancton influye en esta relación ya que eliminan las células de algas (Carlson y Simpson, 1996).

La composición y estructura de la comunidad del zooplancton y fitoplancton tienen un valor potencial como indicadores de condiciones tróficas (Blancher, 1984). De acuerdo a Sládeček (1983), una forma de conocer las condiciones tróficas de un cuerpo de agua, es mediante el uso de especies indicadoras de saprobiedad ya que muchas veces las condiciones tróficas están relacionadas directamente con la saprobiedad. La mayoría de las especies dominantes encontradas en la presa Iturbide tienen un grado de saprobiedad oligosaprobio (indicadores de condiciones oligotróficas) (ver anexo 3), sin embargo las especies de rotíferos con mayor abundancia *Keratella cochlearis* y *Pompholyx sulcata* son β -mesosaprobio=mesotrófico, además de estas especies, la presencia de *Anuraeopsis fissa*, *Filinia longiseta* y *Trichocerca cylindrica* indican condiciones eutróficas (Arora, 1964; Predrozo y Rocha, 2005). Por lo que estos datos nos ayudan a complementar los resultados obtenidos en el índice de estado trófico, reforzando que de acuerdo a las especies encontradas en la presa Iturbide tiene un estado trófico con tendencia de la oligotrofia a la mesotrofia.

También la presencia de ciertas especies de fitoplancton son indicadoras de condiciones eutróficas, como es el caso de *Peridinium* sp. , *Ceratium hirundinella*, *Microcystis* sp. y *Aphanizomenon* sp. son abundantes en cuerpos de agua mesotróficos y eutróficos (Harper, 1992). Las especies mencionadas de fitoplancton fueron observadas durante los conteos del zooplancton.

Con respecto a la talla del zooplancton, se observó que la mayoría de las especies de rotíferos y cladóceros presentó una talla pequeña durante la temporada seca-cálida. Sin embargo, los cladóceros *Pleuroxus denticulatus* y *Ceriodaphnia dubia*, presentaron un incremento en su talla durante la temporada de secas. Esta variación en su tamaño puede deberse a la disponibilidad de alimento comestible, la temperatura, la depredación y posiblemente, una combinación de algunos de estos factores (Dodson y Frey, 2001). Se ha demostrado experimentalmente que para cladóceros con tamaño menor a las 1000 μm o aquellos mayores a 1500 μm necesitan niveles de alimento más bajos para reproducirse que las especies dentro de este rango de tamaño del cuerpo (Gliwicz, 1990).

La presencia de cladóceros pequeños (por ejemplo *Chydorus*, *Ceriodaphnia* y *Bosmina*) podría indicar el aprovechamiento de nanoseton, que se ha reportado que en lagos eutrófizados es común por la abundancia de flora bacterial, detritus fino y ultra nanoplancton (Gulati, 1983).

En relación con la longitud- ancho de la lórica o caparazón, las referencias al respecto son escasas. Sin embargo, Sokal y Rohlf (1969) señalan que cuando el coeficiente de regresión es igual a uno, el crecimiento es isométrico. Esto quiere decir, que se conserva una relación fija entre la longitud y el ancho sin importar si alguna de las razas crece más que las otras. Las especies que mostraron este patrón, fueron *Pompholyx sulcata* y *Lecane lunaris* (coeficiente de >0.9).

X. CONCLUSIONES

La presa Iturbide es un cuerpo de agua tropical con temperatura templada, somero, ubicado a gran altitud, con pH básico, baja conductividad y alta concentración de nutrimentos.

La comunidad del zooplancton litoral estuvo conformada por 57 especies (40 rotíferos, 12 cladóceros y 5 copépodos). En términos de riqueza, 70% fueron especies de rotíferos.

Se encontraron 17 especies de zooplancton que fueron dominantes durante el periodo de estudio, el cual corresponden a 13 rotíferos (*A. girodi*, *S. pectinata*, *L. ovalis*, *T. longiseta*, *A. fissa*, *T. weberi*, *P. dolichoptera*, *A. ovalis*, *C. unicornis*, *P. vulgaris*, *P. sulcata*, *T. similis*, *K. cochlearis*) 1 cladóceros (*Chydorus brevilabris*) y 3 estadios de copépodos (nauplios, copepoditos y calanoideos adultos). Sin embargo la mitad del total de las especies encontradas, mostraron abundancias y frecuencias bajas por lo que se consideraron raras.

La diversidad del zooplancton varió de 2.5 a 4.4 bits/individuos durante el año de muestreo, señalando un índice de diversidad alto para un cuerpo de agua tropical, debido a la alta riqueza y abundancia que presentaron los rotíferos.

De acuerdo al índice de Carlson, el estado trófico de la presa fue diferente en cada sitio de muestreo pero en general, presentó una tendencia de mesotrofia a eutrofia. Por otro lado, de acuerdo a las especies dominantes, la mayoría son indicadoras de estado trófico oligotrófico.

Las variables temperatura, concentración de alimento y oxígeno disuelto fueron los parámetros ambientales más influyentes en los organismos de acuerdo al análisis de componente principales.

La talla de los rotíferos osciló entre 50 y 220 μm siendo *Trichocerca similis* el más largo y los más pequeños *Lepadella patella* y *Pompholyx sulcata*. En el caso de los cladóceros la talla fue de 300 a 1050 μm , en donde *Simocephalus vetulus* presentó la talla más grande y *Chydorus brevilabris* la más pequeña.

P. denticulatus y *C. dubia* incrementaron su tamaño en la temporada de secas. En la temporada de secas, la mayoría de las especies presentó las tallas más pequeñas con respecto a las otras estaciones.

XI. Literatura citada

- Alcocer, J. y F. W. Bernal- Brooks. 2010. **Limnology in Mexico**. Hydrobiologia 644: 15- 68.
- Alcocer, A. y E. Escobar. 1996. **Limnological regionalization of Mexico**. Lakes and Reservoirs: Research and Management 2: 55-69.
- Anónimo. 2005. **Plan municipal de desarrollo urbano de Isidro Fabela, Estado de México**. Gobierno del Estado de México.
- APHA. 1995. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association. American Public Health Association. Washington, D.C.
- Arar, J. E. y B. G. Collins (USEPA). 1997. Method 445.0. **In vitro Determination of Chlorophyll α and Pheophytin a in Marine and Freshwater Algae by Fluorescence**. National exposure research laboratory office of research and development U.S. Revision 1.2.
- Arora, H. C. 1964. **Rotifera as Indicators of Trophic Nature of Environments**. CIPHERI Bull. 146-159.
- Bautista, F., A. j. Zinck y S. Cram. 2009. **Los suelos de Latinoamérica, retos y oportunidades de uso y estudio**. Boletín del Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica. VII (3) 94-142.
- Blancher, E. C. 1984. **Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes**. Hydrobiologia 109: 251-263.
- Burns, C.W. y J.J. Gilbert. 1986. **Direct observations of the mechanisms of interference between Daphnia and Keratella cochlearis**. Limnology and Oceanography 31: 859-866.
- Carlson, R.E. 1977. **A trophic state index for lakes**. Limnology and Oceanography 22:361-369.
- Carlson, R.E. y J. Simpson. 1996. **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods**. North American Lake Management Society. 96 pp.

- Castellanos-Paéz, M.E., S. Marañón-Herrera y G. Garza-Mouriño. 1994. **Diagnóstico morfométrico del rotífero *Brachionus plicatilis* (Müller 1786) con variables indicadoras "dummy"**. Hydrobiologia 4 (1-2): 29-34.
- Cervantes- Martínez, A. y Gutiérrez-Aguirre M. A. 1996. **Cladóceros del Estado de México, aportaciones sobre biología y sistemática**. Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM. 91pp.
- Cervantes, M. A. 2005. **Análisis limnológico de dos sistemas cársticos (cenotes) de la Península de Yucatán, México con énfasis en la variación espacial y temporal del zooplancton**. Tesis doctoral. El Colegio de la frontera sur.
- CNA, 2009. **Gerencia regional del Valle de México y sistema Cutzamala**. Gerencia de organismos del agua, subgerencia de caracterización y programas microregionales.
- Conde- Porcuna, J. M., E. Ramos- Rodríguez y C. Pérez- Martínez. 2002. **Correlations between nutrient concentrations and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir**. Freshwater Biology 47: 1463- 1473.
- Conde-Porcuna, J.M., E. Ramos-Rodríguez y R. Morales-Baquero. 2004. **El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos**. Ecosistemas 13 (2): 23-29.
- Conley, D. J., W. P. Hans, R. W. Howarth, D. F. Boesch, S. P. Seitzinger, K. E. Havens, C. Lancelot, G. E. Likens. 2009. **Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus**. Science 323: 1014- 1015.
- Contreras S. M. 1993. **Contribución al conocimiento de las especies de copépodos cyclopoideos y algunos aspectos de su biología y ecología de la presa La Goleta, Estado de México**. Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM. 79pp.
- Declerck, S., N. Podoor, V. Geenens, J. M. Conde-Porcuna y L. DeMeester. 2003. **Intra-specific density dependence in the dynamics of zooplankton under hypertrophic conditions**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 60: 919- 928.
- De Eyto, E. y I. Kenneth. 2001. **The response of three chydorid species to temperature, pH and food**. Hydrobiologia 459: 165- 172.

- De la Lanza, E. G. y J. L. García. 2002. **Lagos y presas de México**. AGT editor S.A., México, D.F. 680 pp.
- Dimas- Flores, N., J. Alcocer y J. Ciro- Pérez. 2008. **The structure of the zooplankton assemblages from two neighboring tropical high mountain lakes**. *Journal of Freshwater Ecology* 23: 21- 31.
- Domínguez, P. I. E. 2006. **Estudio de la diversidad de zooplancton y fitoplancton de la laguna de Zumpango (Estado de México) para su uso en la biomanipulación**. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas. FES Iztacala, UNAM. 69 pp.
- Dumont, H. y S. Negrea. 2002. **Introduction to the Class Branchiopoda. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World**. Backhuys Publishers. The Netherlands.
- Dussart, B. H. y D. Defaye. 1995. **Introduction to the Copepoda**. SPB Academic Publishing. 277 pp.
- Elías- Gutiérrez, M. 1995. **Notas sobre los cladóceros de embalses a gran altitud en el Estado de México, México**. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 40: 197-214.
- Elías- Gutiérrez M., J. Ciro- Pérez, M. Gutiérrez- Aguirre y A. Cervantes- Martínez. 1997. **A checklist of the litoral cladocerans from Mexico, with descriptions of five taxa recently recorded from the Neovolcanic Province**. *Hydrobiologia* 360: 63- 73.
- Elías-Gutiérrez, M., E. Suárez-Morales and S.S.S. Sarma. 2001. **Diversity of freshwater zooplankton in the neotropics: the case of Mexico**. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 27, 4027-4031.
- Elías-Gutiérrez, M., E. Suárez-Morales, M. A. Gutiérrez-Aguirre, M. Silva-Briano, J. G. Granados-Ramírez, T. Garfias-Espejo. 2008. **Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México**. Primera edición. México. 322 pp.
- Elmoor- Loureiro, L. M. 1997. **Manual de identificação de cladóceros límnicos de Brasil**. Editora universa. Universidade católica de Brasília, Brasil. 155 pp.
- Enríquez- García, C., S. Nandini y S. S. S. Sarma. 2009. **Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco (Mexico City, Mexico)**. *Limnologica* 39: 283- 291.

- Esparcia, A., X. Armengol y M. R. Miracle. 2001. **Relación de la distribución de los rotífero con la de los principales factores físicos y químicos en la laguna de la Cruz.** *Limnetica* 20 (2): 305- 320.
- Fernando, C. H. 2002. **A guide to tropical freshwater zooplankton. Identification, ecology and impacto n frisherries.** Backhuys publishers. Leiden, The Netherlands. 291 pp.
- 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-Sánchez, M.R. 2001. **Las comunidades de zooplancton de los embalses españoles.** *Ecosistemas* 2: 1-14
- Garza-Mouriño, G., M. Silva-Briano, S. Nandini, S.S.S. Sarma y M. E. Castellanos-Páez. 2005. **Morphological and morphometrical variations of selected rotifer species in response to predation: A seasonal study of selected brachionid species from Lake Xochimilco (Mexico).** *Hydrobiologia* 546:169–179.
- Galbraith M. 2011. **Size- selective predation on Daphnia by Rainbow trout and yellow perch.** *Transactions of the American Fisheries Society* 96: 1-10.
- Gilbert, J. J. 1999. **Kairomone- induced morphological defenses in rotifers.** In: Tollrian R and Harvell D. *The ecology and evolution of inducible defenses.* Princeton University press. 127- 141 pp.
- Goday, A. R., y. M. Reverol. 2005. **Variación temporal de los copépodos de dos lagunas de inundación del río Caura, estado Bolívar, Venezuela.** *Bolívar Centro de Investigación biológicas* 39 (3): 262-276.
- González, E. J., M. Ortaz, M. L. Matos, J. Mendoza, C. Peña y V. Carrillo. 2002. **Zooplancton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos.** *Interciencia* 27 (10): 551-558.
- Grimaldo, O. D. 1996. **Copépodos (Crustácea: Calanoida, Cyclopoida) en algunos cuerpos de agua temporales del Estado de México.** Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM. 55 pp.
- Gulati, R. D. 1983. **Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in Dutch lakes.** *Environmental Monitoring and Assessment* 3: 343- 354.

- Harper, D. 1992. **Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration.** Great Britain. Chapman & Hill.
- Hernández –Avilés, J. S., J. L. García- Calderón y G. De la Lanza- Espino. 2007. **A proposed limnological classification of small water bodies based on the climate, in a tropical region: Mexico.** Investigaciones Geográficas Boletín del Instituto de Geografía, UNAM 64: 63- 74.
- Jiménez-Contreras, J., S. S. S. Sarma, M. Merino-Ibarra y S. Nandini. 2009. **Seasonal changes in the rotifer (Rotifera) diversity from a tropical high altitude reservoir (Valle de Bravo, Mexico).** Journal of Environmental Biology 30 (2): 191-195.
- Kiely, G. 1999. **Ecosistemas en lagos y embalses.** Mc Graw Hill, Interamericana de España. 1362 pp.
- Krebs J. R. 1993. **Ecological Methodology.** Harper Collins Publ., New York.
- Koste, W. 1978. **Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas Überordnung Monogononta.** Vol. II. Gebrüder Borntraeger, Berlín. 672 pp.
- Lampert, W. 1997. **Zooplankton research: the contribution of limnology to general ecological paradigms.** Aquatic Ecology 31: 19-27
- Lampert, W. y U. Sommer. 2007. **Limnoecology: The ecology of lakes and streams.** Oxford University Press. 381 pp.
- Lemly, A. D. y J. F. Dimmick. 1982. **Structure and dynamics of zooplankton communities in the littoral zone of some North Carolina lakes.** Hydrobiologia 88: 299-307.
- Lewis, W. M. 1983. **A revised classification of lakes based on mixing.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40: 1779- 1787.
- Lewis, W. M. 1996. **Tropical lakes: how latitude makes a difference.** Perspectives in tropical Limnology. Pp. 43- 64.
- Löffler, H. 1964. **The limnology of tropical high-mountain lakes.** Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 15: 176-193.
- López, L. E. y H. J. Serna. 1999. **Variación estacional del zooplancton del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México y su relación con el fitoplancton y factores ambientales.** Revista de Biología Tropical 47 (4): 643-657.

- Lynch, M. 1977. **Fitness and Optimal Body Size in Zooplankton Population.** Ecology 72 (4): 763-774.
- MacIsaac H.J y Gilbert J. J. 1991. **Discrimination between exploitative and interference competition between cladocera and *Keratella cochlearis*.** Ecology 72 (3): 924-937.
- McGavigan, C. 2012. **A quantitative method for sampling littoral zooplankton in lakes: The Active Tube.** Limnology and Oceanography: Methods 10, 289–295.
- Martínez, T. B. 1993. **Contribución al estudio de cladóceros y copépodos del lago Nabor Carrillo, Estado de México.** Tesis de Licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM. 72pp.
- Merayo, S. y E. J. González. 2010. **Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela.** Revista de Biología Tropical 58 (2): 603-619.
- Mezquita, F. & M. R. Miracle, 1997. **Chydorid assemblages in the sedimentary sequence of Lake La Cruz (Spain), subject to water level changes.** Hydrobiologia 360: 277–285.
- Nandini, S., S. S. S. Sarma y M. D. Hurtado-Bocanegra. 2002. **Effect of four species of cladocerans (Crustacea) on the population growth of *Brachionus patulus* (Rotifera).** Acta hydrochimical hydrobiological 30: 101-107.
- 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: 287-294.
- Nandini, S., M. Merino-Ibarra., S. S. S. Sarma. 2008. **Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico).** Lake and Reservoir Management 24: 321 - 330
- Nandini, S., M. Silva- Briano, G. G. García, S. S. S. Sarma, A. Adabache- Ortiz y R. Galván. 2009. **First record of the temperate species *Daphnia curvirostris* Eylmann, 1887 emend. Johnson, 1952 (Cladocera: Daphniidae) in Mexico and its demographic characteristics in relation to algal food density.** Limnology 10: 87-94.
- Nogrady, T. 1993. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the World.** SPB Academic Publishing The Netherlands. 142 p.

- Pedrozo, C. y O. Rocha. 2005. **Zooplankton and wáter quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil.** Acta Limnologica de Brasil. 17 (4): 445-464.
- Ramírez-García, P., S. Nandini, S. S. S. Sarma, E. Robles-Valderrama, I. Cuesta, M. Dolores-Hurtado. 2002. **Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico).** Hydrobiologia 467: 99108.
- Ramos-Higuera, E., J. Alcocer, E. Ortega-Mayagoitia y A. Camacho. 2008. **Nitrógeno: elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en un lago oligotrófico tropical.** Hidrobiologica 18 (1): 105-113.
- Ramos-Rodríguez, E. y Conde-Porcuna, J.M. 2003. **Nutrient limitation on a planktonic rotifer: life history consequences and starvation resistance.** Limnology and Oceanography 48: 933-938.
- Ravera, O. 1996. **Zooplankton and trophic state relationship in temperature lakes.** Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia 54: 195-212.
- Roldán, G. A. y J. J. Ramírez. 2008. **Fundamentos de Limnología Neotropical.** Medellín (Colombia): Universidad de Antioquia. 2da edición. 529 pp.
- Sarma, S.S.S y H. J. Dumont. 1993. **Morphometric relations between body size and trophy size in *Brachionus* (Rotifera).** Biologisch Jaarboek Dodonaea, 61: 161-167
- Sarma, S. S. S. 1996. **Some relationships between size structure and fertility of rotifer populations.** In: B. L. Kaul. Advances in Fish and Wildlife Ecology and Biology. Vol. 1. Daya Publishing House, New Delhi, India. 37-50 pp.
- Sarma, S. S. S. y M. Elías Gutiérrez. 1997. **Taxonomic studies of freshwater rotifers (Rotifera) from México.** Polskie Archiwum Hidrobiologii 44: 341- 357.
- Sarma, S. S. S., Serranía- Soto C. y Nandini S. 2009. **Rotíferos.** In: Ceballos G. List R. Gorduño G. López- Cano R. Muñozcano- Quintanar MJ. Collado E y San- Ramón JE (Editores). La diversidad biológica del Estado de México. Estudio de Estado. Biblioteca mexiquense del bicentenario. Colección mayor. Gobierno del Estado de México. Pp. 113-117.

- Sarma, S.S.S., L. R. Osnaya-Espinosa, C. R. Aguilar-Acosta y S. Nandini. 2011. **Seasonal variations in zooplankton abundances in the Iturbide reservoir (Isidro Fabela, State of Mexico, Mexico)**. Journal of Environmental Biology 32: 473-480.
- Sarma, S.S.S, R. A. R. Lara y S. Nandini. 2011. **Morphometric and demographic responses of brachionid prey (*Brachionus calyciflorus* Pallas and *Plationus macracanthus* (Daday)) in the presence of different densities of the predator *Asplanchna brightwellii* (Rotifera: Asplanchnidae)**. Hydrobiologia 662: 179-187.
- Sarmiento, H. 2012. **New paradigms in tropical limnology: the importance of the microbial food web**. Hydrobiologia 686: 1-14.
- Serranía-Soto, C. y S.S.S Sarma. 2009. **Morphometric changes in *Lecane stokesii* (Pell, 1890) (Rotifera: Lecanidae) induced by allelochemicals from the predator *Asplanchnopus multiceps* (Schrank, 1793)**. Allelopathy Journal 23 (2): 215-222.
- Sládeček, V. 1978. **Relation of saprobic to trophic levels**. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 20: 15-32.
- Sládeček, V. 1983. **Rotifers as indicators of water quality**. Hydrobiologia 100: 169-201.
- Scheffer, M. 1998. **Ecology of shallow lakes**. Chapman & Hall. Great Britain. 357 pp.
- Smirnov, N. N. 1974. **Fauna of the U.S.S.R. Crustacea**. Vol. 1 No. 2. Chydoridae. 644 pp.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1969. **Biometry**. Freeman. San Francisco. 832 pp.
- Sollberger, P. J. y L. J. Paulson. 1991. **Littoral and limnetic zooplankton communities in Lake Mead, Nevada- Arizona, USA**. Hydrobiologia 0: 1-11.
- Suárez-Morales, E. 2000. **Copépodos, seres ubicuos y poco conocidos**. CONABIO. Biodiversitas 29: 7-11.
- Torres-Orozco, B. R. y J. L. García Calderón. 1995. **Introducción al manejo de datos limnológicos**. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 130 pp.
- Weisner, S. E. B., J. A. Strand y H. Sandsten. 1997. **Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes**. Oecologia 109: 592- 599.
- Wetzel R. G. 1981. **Limnología**. Ediciones Omega. Barcelona, España. 679pp.

Williamson, G. E. y J. W. Reid, 2001. Copepoda. In Thorp, J. H. & A. P. Covich (eds), **Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates**. Academic Press, Washington. 849-913 pp.

XIII. ANEXOS

1) Versión modificada de clasificación de la OCDE basado en los valores de las concentraciones anuales máximas de clorofila a, indicadores relacionados con la calidad del agua y probabilidad de contaminación.

Categoría trófica del lago		Nivel máximo anual de clorofila a (mg/m3)	Crecimiento de algas	Grado de desoxigenación en hipolimnion	Probabilidad de contaminación	Consecuencias negativas para el uso multifuncional del lago
Oligotrófico		<8	Bajo	Bajo	Muy baja	Probablemente ninguna.
Mesotrófico		8-25	Moderado	Moderado	Bajo	Muy pocas
Eutrófico	Moderado	26-35	Sustancial	Puede ser elevado	Importante	Puede ser apreciable
	Fuerte	36-55	Elevado	Elevado	Fuerte	Apreciable
	Elevado	56-75	Elevado	Probablemente total	Elevado	Elevadas
Hipereutrófico		>75	Muy elevado	Probablemente total	Muy elevado	Muy elevadas

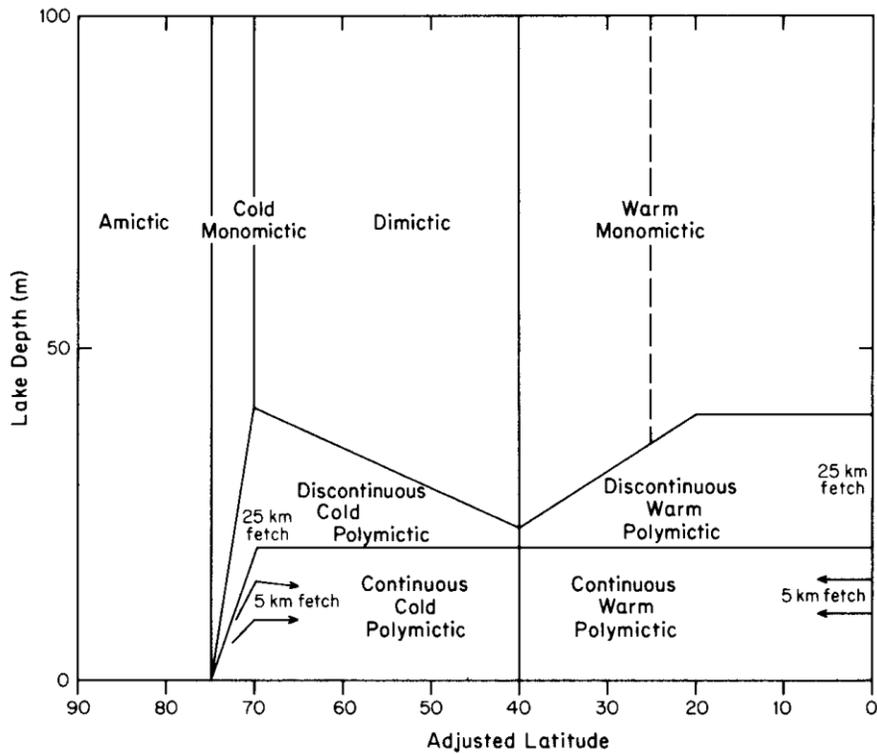
Fuente: Kiely (1999).

ANEXO 2

Latitud (grados)	Ajuste de latitud ° por 100m de altitud
0	0.27
10	0.31
20	0.34
30	0.39
40	0.46
50	0.54
60	0.68
70	0.89
80	1.3
90	2.4

Ajuste de latitud de la Presa Iturbide

19° 31'45.9" LN
 3,300 msnm
 A los 20° el factor es 0.34
 $3,300\text{m} / 100\text{m} = 33$
 $33 * 0.34 = 11.2^\circ$
 $19^\circ + 11^\circ = 30^\circ \text{ N}$



Clasificación de estratificación en relación a la latitud (ajustada a la altitud) y profundidad (Lewis, 1983).

ANEXO 3

Lista de las especies de rotíferos dominantes encontrados en la presa Iturbide y su grado de saprobiedad de acuerdo a Sládecek (1983).

Especie	Saprobiedad	Estado trófico
<i>Anuraeopsis fissa</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>Asplachna girodi</i>	β mesosaprobio	Mesotrófico
<i>Conochilus unicornis</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>Keratella cochlearis</i>	β mesosaprobio	Mesotrófico
<i>Lepadella ovalis</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>Polyarthra dolychoptera</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>P. vulgaris</i>	β mesosaprobio	Mesotrófico
<i>Pompholyx sulcata</i>	β mesosaprobio	Mesotrófico
<i>Synchaeta pectinata</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>Testudinella patina</i>	β mesosaprobio	Mesotrófico
<i>Trichocerca longiseta</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>T. similis</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>T. weberi</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico
<i>Tricotria pocillum</i>	β mesosaprobio	Mesotrófico
<i>T. tetractis</i>	Oligosaprobio	Oligotrófico