



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Facultad de Estudios Superiores Iztacala

**“EFECTO DE LOS NUTRIENTES SOBRE EL CRECIMIENTO Y
COMPOSICIÓN DE LOS ROTÍFEROS PLANCTÓNICOS DEL LAGO
TEZOZÓMOC, MÉXICO D.F.”**

T E S I S
PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I Ó L O G A

PRESENTA:

OLIVIA GUZMÁN TREJO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ



TLALNEPANTLA, ESTADO DE MÉXICO.

2012



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.

Dedicatorias

A *Juanito* por abrirme las puertas de tú hogar llenando de alegría y amor cada día de mi vida, gracias por darme la posibilidad de seguir mis sueños, es por ello que siempre estarás en mi corazón.

A ti mamá *Cele* por tu cariño, tu tiempo y paciencia que desde niña me has brindado, por saber encaminar rebeldías, perdonar errores, consolar tristezas, compartir sueños y saborear logros, gracias porque a ti te debo gran parte de lo que soy.

También a ti *Guadalupe*, por regalarme la oportunidad de existir en este camino tan maravilloso que es la vida, por tu ejemplo de lucha y trabajo día a día, pero sobre todo gracias por enseñarme que los sueños pueden ser una realidad.

Ana María, por tu apoyo incondicional, tus consejos, pero sobre todo gracias por enseñarme a creer en mí y motivarme hacer las cosas de la mejor manera.

Ana Laura, Patricia, Martín Gerardo y Fernando, por estar cerca de mí compartiendo las experiencias más importantes de mi vida.

Agradecimientos

A mí director de tesis el Dr. Alfonso Lugo Vázquez y por supuesto a la Dra. Rosario Sánchez Rodríguez, gracias por regalarme tiempo y conocimientos para ayudarme a realizar mi tesis, pero sobre todo por escucharme, por darme sabios consejos y brindarme toda su amistad.

A mis sinodales el Dr. José Luis Gama, Dr. Sarma y la Dra. Nandini, por el tiempo que dedicaron a revisar este trabajo, también por sus valiosos comentarios y sugerencias los cuales enriquecieron y mejoraron la versión final de esta tesis.

Especialmente a toda mi familia quiero agradecerles todos los momentos que hemos compartido donde hemos vivido risas y lagrimas, por darme aliento cada vez que lo necesito, por escucharme, por ayudarme y siempre estar conmigo.

También quisiera agradecer a todos mis amigos y compañeros que me acompañaron a lo largo de toda la carrera, por esos momentos juntos en todas y cada una de las prácticas de campo, que ahora son experiencias que jamás olvidare.

Esta tesis fue realizada en el laboratorio de Limnología Tropical, FES-Iztacala. UNAM dentro del proyecto "Regulación de la biomasa algal a través de la concentración y proporción de los nutrientes en un lago somero eutrófico" financiado por los programas PAPIIT, DGAPA, UNAM 223038 y PAPCA, FES Iztacala, UNAM 2006-2007.

**EFFECTO DE LOS NUTRIENTES SOBRE EL CRECIMIENTO Y COMPOSICIÓN DE LOS
ROTÍFEROS PLANCTÓNICOS DEL LAGO TEZOZÓMOC, MÉXICO DF.**

Guzmán Trejo Olivia

Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala,
Unidad de Investigación Interdisciplinaria de Ciencias de la Salud y la Educación;
Laboratorio de Limnología Tropical.

Contenido

	Pág.
Resumen	1
Introducción	2
Antecedentes	6
Objetivos	9
Objetivo general	9
Objetivos particulares	9
Hipótesis	10
Área de Estudio	11
Ubicación del Área de Estudio	11
Hidrología	11
Clima	12
Diversidad biológica	12
Material y Métodos	13
Trabajo de escritorio	13
Trabajo de campo	13
Trabajo de laboratorio	14
Resultados	16
Riqueza específica	16
Densidad poblacional	19
Condiciones Ambientales	30
Análisis de correlación	41
Discusión	46
Conclusión	52

Bibliografía	53
Anexo	59

Resumen

Se estudió el efecto de los nutrientes sobre el crecimiento y composición de los rotíferos planctónicos del lago Tezozómoc, México, D. F. Se realizaron tres experimentos a lo largo de temporadas climáticas diferentes: seca fría, seca cálida y lluviosa cálida. A lo largo del proyecto se usaron dos tratamientos uno donde se equilibró la relación N:P (16:1 en átomos) y otro donde se disminuyó la concentración original de nutrientes en un 75% y como control se usó una muestra de agua del lago sin ningún cambio. Se esperaba que la modificación en la relación y concentración de los nutrientes mejorara la composición y calidad nutritiva del fitoplancton y promoviera un mejor crecimiento de los rotíferos. Las variables que se midieron fueron: temperatura, oxígeno disuelto, conductividad específica, pH, fósforo y nitrógeno totales así como la clorofila *a* y se cuantificó la abundancia de las especies de rotíferos. Finalmente se lograron identificar 12 especies de rotíferos, siendo *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *Trichocerca pusilla* y *Polyarthra vulgaris* las que dominaron a lo largo del estudio. Sin embargo cada temporada demostró tener una especie dominante ya que durante la temporada seca fría las especies dominantes fueron *B. angularis*, *B. calyciflorus* y *Filinia cornuta*. En la temporada seca cálida la especie de mayor abundancia fue *P. vulgaris*. Finalmente, la temporada lluviosa cálida se caracterizó por tener una fuerte disminución de los rotíferos en general siendo nuevamente *P. vulgaris* la especie dominante. Al parecer, ni la modificación de la relación N:P ni la disminución de las concentraciones de nutrientes tuvieron un efecto positivo sobre el crecimiento de los rotíferos en condiciones hipertróficas.

Introducción

La eutrofización es un fenómeno que consiste en la presencia de nutrientes en exceso en los cuerpos de agua. El aumento en la carga de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno, tiene como consecuencia un crecimiento excesivo del fitoplancton (Nandini y Ramakrishna, 2000). A pesar de la abundancia de nutrientes, en las condiciones eutróficas puede haber un desequilibrio en la relación N:P. Según Redfield (1958) la relación atómica ideal N:P para el crecimiento de las algas es 16:1; en la medida en que esta relación se aleja hacia arriba o hacia abajo del valor ideal, la mayoría de los grupos de algas se ven afectados, aunque otros pueden ser beneficiados. Este es el caso de las cianobacterias, las cuales suelen ser mucho más abundantes cuando la relación N:P en peso disminuye por debajo de 29 (Smith, 1983). Diversos autores han considerado que éste déficit tiene una estrecha relación con la muy frecuente aparición de florecimientos de cianobacterias en los lagos eutróficos (Agasild et. al, 2007; Molinero et. al, 2006).

El desequilibrio causado por la eutrofización tiene un efecto importante sobre el zooplancton el cual se compone principalmente de rotíferos, cladóceros y copépodos (Sarma et. al, 2003), donde se considera que los organismos de mayor importancia para el control en la abundancia y diversidad del fitoplancton son los cladóceros y rotíferos (Conde-Porcuna et. al, 2004). Cuando las cianobacterias dominan, los organismos filtradores de gran tamaño como *Daphnia* generalmente no se presentan (Haberman et. al, 2007). Entre los géneros de cianobacterias más comunes se encuentran *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* y *Nostoc*; estos organismos resultan difíciles de manejar e ingerir por los cladóceros; algunas especies llegan a ser tóxicas y también suelen ser inadecuadas desde el punto de vista nutricional (Nandini, 2000). Cuando estas condiciones se presentan y provocan la desaparición de los grandes filtradores, generalmente se observa el predominio de filtradores más pequeños, como los rotíferos, los cuales desempeñan una función fundamental dentro de la cadena trófica al ser los consumidores primarios y responsables principales de la productividad secundaria en los cuerpos de agua muy productivos (Sommaruga, 1995).

En los años recientes, diversos estudios han mostrado la importancia que tiene la adecuada condición nutricional del fitoplancton para el correcto desarrollo del zooplancton (Brett et. al, 2000). Se sabe que el género *Daphnia* es muy sensible a la deficiencia de fósforo en su alimento, pues requiere mantener una cantidad elevada de este elemento en su cuerpo (Acharya et. al, 2004; Striebel et. al, 2008). Según los pocos estudios realizados, los rotíferos también son altamente susceptibles a la deficiencia nutritiva de su alimento, especialmente a la falta de fósforo (Morales-Baquero y Conde-Porcuna 2000; Conde-Porcuna et. al, 2002). Conde-Porcuna (2000) encontró que la limitación de fósforo redujo las tasas de crecimiento de especies de rotíferos de los géneros *Brachionus* y *Anuraeopsis*. Por otro lado, Rothhaupt (1995) observó que la deficiencia de nitrógeno no tuvo efecto sobre los rotíferos cuando las concentraciones de alimento fueron bajas o moderadas, pero sí se presentó una fuerte disminución de la tasa máxima de crecimiento en condiciones de gran abundancia de alimento.

Los lagos urbanos son importantes debido a su atractivo estético, recreativo y ecológico; lo anterior motiva que un gran número de personas entre en contacto con ellos, causando deterioros importantes sobre el sistema, como la pérdida general de la calidad del agua y de su biodiversidad (Sánchez et. al, 2007). También la carencia y la problemática del agua, ha generado que muchos de estos lagos sean llenados con aguas residuales tratadas de origen industrial o doméstico, propiciando un aumento en la carga de nutrientes principalmente fósforo y nitrógeno lo cual trae como consecuencia un crecimiento excesivo del fitoplancton generando en ellos condiciones eutróficas o hipertróficas (Quirós, 2007).

Las condiciones hipertróficas, que consisten en una eutrofia extrema, se caracterizan por las fuertes fluctuaciones en las concentraciones de nutrientes y oxígeno, una elevada producción primaria y dominancia en el fitoplancton de cianobacterias filamentosas (Sommaruga, 1995). En muchos lagos eutróficos e hipertróficos existe también un desequilibrio en la relación entre el nitrógeno y el fósforo, caracterizado por una elevada

proporción de fósforo con relación al nitrógeno. Algunos estudios señalan que cuando se presenta este desequilibrio, aumenta la proporción relativa de las cianobacterias en el fitoplancton (Smith, 1983), lo cual tiene un efecto importante sobre el zooplancton.

Los rotíferos son organismos metazoos, constituidos de un cuerpo dividido en cabeza, tronco y pie. De tamaño reducido (0.050 a 2 mm), compuestos por múltiples células las cuales se presentan en número fijo con los integrantes de una misma especie, en la región apical se presenta una zona ciliada llamada corona que es usada en la locomoción y obtención del alimento, otra característica primordial es la faringe muscular, el llamado mástax es una estructura formada por un complejo de mandíbulas rígidas hechas de quitina, llamado trofi, finalmente el pie este se encuentra en organismos que generalmente están asociados a un sustrato (Barnes, 1996; Elías-Gutiérrez y Sarma, 1998).

Los rotíferos han sido utilizados en estudios de calidad del agua por ser buenos indicadores (Sládecek, 1983), con una elevada tolerancia a los cambios ambientales y una alta tasa de reproducción (Elías-Gutiérrez y Sarma, 1998; Costa y Anderson, 2005). Su estrategia de reproducción asexual es por partenogénesis cíclica y la reproducción sexual se presenta en condiciones ambientales desfavorables, generándose huevos de resistencia manteniendo su viabilidad durante largos periodos (García-Roger et. al, 2006). Los principales factores que afectan la reproducción, la supervivencia y el crecimiento del zooplancton son la temperatura así como la cantidad y calidad nutricional del alimento (Sarma et. al, 2002). Los recursos alimenticios de los rotíferos incluyen a las bacterias, los flagelados, los ciliados, así como el fitoplancton, siendo este último su principal alimento (Arndt, 1993; Costa y Anderson, 2005).

Para que los rotíferos no se encuentren limitados en su crecimiento y reproducción por la calidad nutricional de su alimento, se requiere que el fitoplancton crezca en condiciones donde existan las proporciones adecuadas de nitrógeno y fósforo (Conde-Porcuna et. al,

2004). Una posibilidad para controlar al fitoplancton en exceso en los ambientes eutróficos sería favorecer al fitoplancton de mejor calidad nutritiva para promover el desarrollo de zooplancton filtrador de mayor tamaño (Smith, 1983). Es por esto que, la presente investigación realizó una evaluación sobre el efecto que se obtiene al balancear y reducir la concentración de nutrientes en el agua con respecto al crecimiento de las poblaciones de rotíferos presentes en el lago Tezozómoc, con la finalidad de aportar información que sirva para mejorar la calidad del agua en sistemas eutróficos o hipertróficos.

Antecedentes

Las especies de rotíferos presentes en el lago Tezozómoc han sido presentadas por Sarma y Martínez (2000). Estos autores observaron un total de 19 especies de rotíferos, entre ellas: *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Cephalodella catellina*, *Trichocerca pusilla*, *Polyarthra vulgaris*, *Filinia cornuta* y *Filinia longiseta* siendo éstas las de mayor importancia por su frecuencia y elevada abundancia.

Haberman et. al, (2007) estudiaron la contribución de los diferentes grupos de zooplancton en el pastoreo del fitoplancton en un lago eutrófico. Estos autores mencionan que los cladóceros y los copépodos son considerados como los principales supresores del fitoplancton en los lagos, en tanto que el impacto de los rotíferos ha sido poco valorado; sin embargo, en muchos lagos de este tipo los rotíferos componen una parte importante del total de la biomasa del zooplancton y pueden llegar a consumir significativamente al fitoplancton.

Rohhaupt (1995) considera que el zooplancton herbívoro puede ser limitado por la cantidad y la calidad de sus recursos alimenticios. La calidad nutricional de las diferentes especies de algas dependen de su tamaño, forma y de su composición bioquímica. Las conclusiones de su trabajo son que cuando las algas *Scenedesmus* y *Cyclotella meneghiniana* crecen limitadas por fósforo, no permiten un crecimiento adecuado para los rotíferos del género *Brachionus*.

Ramos-Rodríguez y Conde-Porcuna (2003) analizaron el efecto de los nutrientes sobre los rotíferos planctónicos. Proponen que los nutrientes de la dieta pueden limitar el crecimiento y la reproducción de los herbívoros. Durante este estudio observaron las respuestas de la historia de vida de *Keratella cochlearis* sobre la calidad de los alimentos y mostraron que la interacción entre la cantidad y la calidad de los alimentos tiene un efecto significativo sobre el crecimiento de las poblaciones de rotíferos.

Fernández-Aláez et. al, (2004) realizaron un estudio para analizar las funciones de los nutrientes sobre los diferentes componentes de la red alimentaria. Las especies de rotíferos dominantes durante 1998 fueron *Anuraeopsis fissa* y *Keratella quadrata*, mientras que en 1999 la especie más importante fue *Keratella cochlearis* y a partir de la tercera semana de tratamiento los rotíferos fueron gradualmente remplazados por los copépodos. Nuevamente las concentraciones de fósforo y nitrógeno son puntos clave para determinar la presencia o ausencia de ciertas especies de zooplancton.

Romo et. al, (2004) analizaron el efecto de los nutrientes, utilizando mesocosmos, sobre peces y rotíferos en un lago poco profundo de la zona del Mediterráneo. Los resultados indican que una concentración intermedia de fósforo y nitrógeno en mesocosmos sin peces favorecen el crecimiento de los rotíferos y del zooplancton en general. Estos autores concluyen que el control en la carga de nutrientes es importante para mantener la calidad del agua en lagos poco profundos.

Miracle et. al, (2007) estudiaron el efecto del enriquecimiento de nutrientes, usando mesocosmos, sobre los rotíferos en un lago poco profundo de la región mediterránea. Consideran que la concentración de nutrientes es importante para la determinación de la diversidad, abundancia y biomasa de los rotíferos. Los resultados mostraron que los rotíferos son importantes para regular la proliferación del fitoplancton por medio del pastoreo, aún cuando existan altas concentraciones de nutrientes. Las especies dominantes en los mesocosmos con aguas turbias y enriquecidas fueron: *Proalides tentaculatus* y *Lecane nana*, mientras que las especies dominantes en aguas claras y bajas en nutrientes fueron *Anuraeopsis*, *Trichocerca* y *Hexarthra*.

Moss et. al, (2004) estudiaron la importancia y el efecto de los nutrientes sobre la diversidad biológica en una serie de lagos poco profundos. Los autores sugieren que el control de nutrientes es el factor determinante para la restauración de lagos poco profundos que se encuentran en condiciones de eutrofización.

Conde-Porcuna (2000) estudió la importancia que presenta la competencia con *Daphnia longispina* así como los efectos en la limitación de nutrientes sobre *Anuraeopsis fissa*. Midió el crecimiento y la reproducción de *A. fissa* cuando fue alimentado con *Scenedesmus* sp. Crecido en un medio con concentraciones suficientes de fósforo y nitrógeno, en otro deficiente en nitrógeno y fósforo, así como con la presencia o ausencia de *D. longispina*. Según sus observaciones la densidad, fecundidad y crecimiento de *A. fissa* resultaron afectadas por la limitación de fósforo, tanto en la presencia como en la ausencia de *Daphnia*. Los resultados sugieren que la limitación de nutrientes puede afectar a las interacciones competitivas entre los componentes del zooplancton.

Lürling y Van Donk (1997) analizaron la historia de vida y las consecuencias que presenta *Daphnia pulex* al ser alimentada con varias especies de fitoplancton limitadas por fósforo y nitrógeno. Encuentran que en la historia de vida de *Daphnia* alimentada con algas no limitadas existe una elevada tasa de crecimiento. Mientras que la limitación en nutrientes tiene como resultado una reducción en el valor nutritivo de los alimentos, lo cual se ve reflejado en el tamaño corporal de *Daphnia*.

Objetivos

Objetivo general

- Establecer el efecto que se obtiene al balancear y reducir la concentración de nutrientes en el agua con respecto al crecimiento y composición de las poblaciones de rotíferos presentes en el lago Tezozómoc.

Objetivos particulares

- Determinar taxonómicamente y cuantificar a las especies de rotíferos presentes.
- Observar el efecto que tiene la variación en dos condiciones ambientales (equilibrio de la relación de N:P y baja concentración de nutrientes) sobre los rotíferos, en tres temporadas en diferentes condiciones climáticas (seca fría, seca cálida y lluviosa cálida).
- Establecer la importancia que tienen los rotíferos como consumidores del fitoplancton en el lago Tezozómoc.

Hipótesis

- El equilibrio en la relación N:P favorecerá el crecimiento del fitoplancton con mayor calidad y tendrá un efecto positivo sobre la asociación de rotíferos.
- La disminución en la concentración de nutrientes podrá tener un efecto positivo sobre el tipo y la cantidad del fitoplancton e indirectamente sobre la asociación de los rotíferos.

Área de Estudio

Ubicación del área de estudio

El lago Tezozómoc se encuentra dentro del parque del mismo nombre, el cual se localiza al noroeste de la delegación Azcapotzalco en la Ciudad de México, sus coordenadas son: 19° 29' 05" de latitud norte y 99° 12' 36" de longitud oeste, a una altitud de 2,250 msnm y con una extensión de 27 ha figura, 1(Castro, 2006).

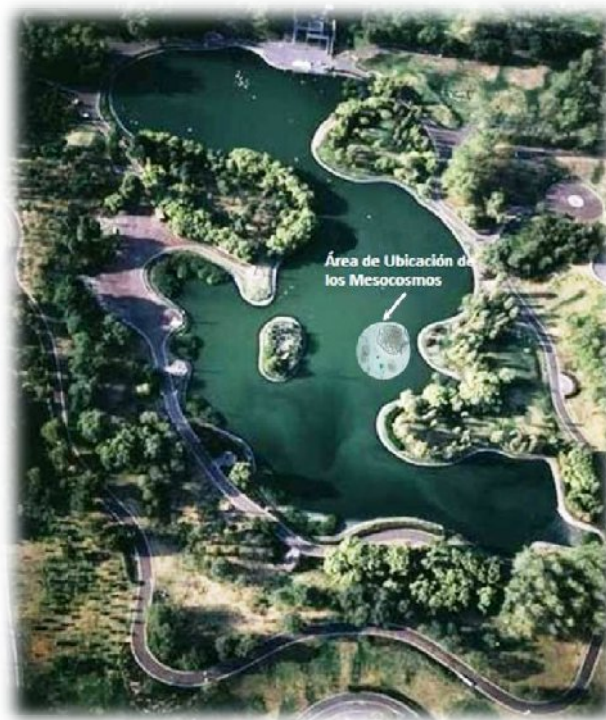


Figura 1. Fotografía del lago Tezozómoc, mostrando la zona de muestreo.

Hidrología

El cuerpo de agua cuenta con una superficie de 17 000 m², una profundidad mínima de 0.5 m y una máxima de 2.10 m, con una capacidad de 33 000 m³. El agua que lo abastece proviene de la planta de tratamiento "El Rosario", operada por la Dirección General de Operación Hidráulica (DGOH), con una afluencia diaria de 6 litros por segundo, después de su paso por el lago, el agua es utilizada para regar las áreas verdes del parque (Castro, 2006).

Clima

El área presenta un clima tipo C (Wo), templado subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura media anual oscila entre los 12°C y 16°C, la temperatura promedio mensual más cálida se presenta en mayo con 18°C a 19°C, en diciembre y enero se presenta la más fría con 11°C y 12°C, con una precipitación anual de 500 a 800 mm al año, con lluvias invernales menores a 5% y una frecuencia de 13 días helados al año (Castro, 2006).

Diversidad Biológica

En el área de estudio la fauna se destaca por la presencia (*Poecilia reticulata*), cuyo nombre común es guppy, hasta el momento es la única especie de pez dentro del lago. Para el caso de los anfibios se reporta el ajolote mexicano (*Ambystoma mexicanum*), siendo este de mayor importancia por ser de carácter endémico del país. En cuanto a los reptiles están las tortugas de orejas rojas (*Trachemys spp.*) y entre las diferentes especies de aves acuáticas se encuentran el zambullidor pico pinto (*Podylimbus podiceps* Linnaeus), el pato de pekín o blanco (*Anas platyrhynchos* Linnaeus), el pato golondrino (*Anas acuata* Linnaeus) y el pato tepalcate (*Oxyura jamaicensis* Gmelin), entre otros. Respecto a la flora, esta se caracteriza por la presencia de organismos herbáceos, arbustivos y arbóreos (Oliva et. al, 2008 y Sánchez et. al, 2007).



Figura 2. Fotografía donde se muestran los mesocosmos.

Materiales y Métodos

Trabajo de escritorio

Se llevo a cabo la recopilación y el posterior análisis de la información bibliográfica que serviría de apoyo para la presente investigación, del mismo modo se estableció la ubicación exacta del sitio de estudio y mediante el análisis de imágenes y fotografías aéreas de la zona se determinó los sitios de muestreos más adecuados para el posterior trabajo en campo.

Trabajo en campo

Se realizaron tres experimentos en el lago Tezozómoc, el primero en los meses enero-febrero, temporada en la cual se presentan las temperaturas más bajas, con muestreos a los 0, 3, 7, 10, 14 y 21 días; el segundo experimento se realizó en el mes de abril, donde se alcanzan las temperaturas más cálidas y el tercero correspondiente al período agosto-septiembre, influenciado principalmente por la temporada de lluvias; en estos dos últimos experimentos se tomaron muestras a los 0, 3, 7, 10, 14 y hasta el día 17 en la temporada lluviosa cálida. Todos los experimentos se realizaron en un punto de la parte central del lago donde se colocaron recipientes de plástico transparente de 10 L de capacidad, utilizados como mesocosmos donde los tratamientos se manejaron con repeticiones de la siguiente manera:

- A. Agua del lago Tezozómoc sin filtrar enriquecido con fósforo (Na_2HPO_4) o nitrógeno (NaNO_3), hasta lograr una proporción de 16:1 en N:P.
- B. Agua del lago Tezozómoc sin filtrar, diluida hasta una quinta parte de la concentración original de nutrientes.
- C. Agua del lago Tezozómoc sin ninguna modificación utilizada como control.
- D. Agua del lago Tezozómoc filtrada a través de una malla de 40 μm de abertura para eliminar el zooplancton.

En todos los experimentos se tomaron muestras para el análisis de cada uno de los recipientes; estas se colocaron en tubos de plástico de 50 ml y se trasladaron al

laboratorio de limnología tropical de la FES Iztacala, para su posterior análisis. En cada uno de los muestreos las variables físicas se midieron *in situ* fueron las siguientes:

- Oxígeno disuelto
- Conductividad específica
- Temperatura
- pH

Mediante un equipo multisensor YSI modelo 85 y el pH se evaluó con un potenciómetro Conductronic pH10.

Trabajo en laboratorio

Las variables químicas que se midieron en cada uno de los muestreos fueron las siguientes:

- Concentración de fósforo total (P-PO₄)
- Concentración de nitrógeno total (N-NO₃)
- Concentración de clorofila *a*

Se midió la concentración de clorofila *a* con un fluorómetro Turner Designs mod. Aquafluor; las muestras para medir las concentraciones de fósforo y nitrógeno totales fueron previamente digeridas utilizando calor (115 °C), ácido sulfúrico y persulfato de potasio (Valderrama, 1981). Posteriormente se midió espectrofotométricamente el fósforo en forma de fosfatos (P-PO₄) y el nitrógeno en forma de nitratos (N-NO₃) mediante un laboratorio portátil de calidad del agua marca HACH modelo DREL/2000 usando respectivamente las técnicas del Phosver 3 y del Nitrover 5 (Hach, 1993).

Las muestras para rotíferos (50 mL) se revisaron *in vivo* en el laboratorio y posteriormente se fijaron con formol al 4%. Para la cuantificación de los rotíferos se tomaron 10 ml de la muestra y se dejaron en cámaras de sedimentación durante 10 minutos posteriormente se observaron en un microscopio Leica DMILL con óptica de contraste de fases y con un aumento de 200X. La identificación taxonómica se realizó con las claves de Ruttner-Kolisko

(1975) y Koste (1978). Se realizaron pruebas de t de Student y de varianza para comprobar que las réplicas se hubieran comportado de manera similar. Posteriormente, se aplicó un análisis de la varianza para la comparación estadística de los efectos en los diferentes tratamientos en los experimentos. Se tomó como nivel de probabilidad para la significancia el de 0.1 (90%) debido a que el control de las variables durante el experimento no fue riguroso y la variación estuvo controlada por las condiciones ambientales (Daniel, 2002).

Resultados

Riqueza específica

En el lago Tezozómoc se determinaron a lo largo del presente estudio 12 especies de rotíferos y su posición taxonómica se presenta en la tabla 1, del total de los rotíferos registrados se tomaron en cuenta a *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *T. pusilla* y *P. vulgaris* por ser las especies de mayor frecuencia y abundancia a lo largo de las temporadas seca fría, seca cálida y lluviosa cálida, convirtiéndolas en los organismos de mayor importancia para esta investigación.

ROTÍFERA

Brachionidae

Keratella tropica (Apstein, 1907)

Brachionus angularis Gosse, 1851

B. calyciflorus Pallas, 1766

Trichocercidae

Trichocerca pusilla (Laterbourn, 1898)

T. stylata (Gosse, 1851)

Colurellidae

Lepadella ovalis (Müller, 1786)

Synchaetidae

Polyarthra vulgaris Carlin, 1943

Lecanidae

Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)

Asplanchnidae

Asplanchna brightwellii Gosse, 1850

Notommatidae

Cephalodella catellina Müller, 1786

Filinidae

Filinia cornuta (Weisse, 1847)

F. longiseta (Ehrenberg, 1834)

Tabla 1. Listado taxonómico de los rotíferos presentes en las tres temporadas de estudio en el lago Tezozómoc.

Riqueza temporada seca fría

Se presentaron variaciones en la composición de las poblaciones de rotíferos así como en la composición del fitoplancton a lo largo de las tres temporadas durante las cuales se llevo a cabo el estudio. En la temporada seca fría se presentaron 9 especies de rotíferos las cuales fueron: *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *L. clostercerca*, *C. catellina*, *T. pusilla*, *T. stylata*, *P. vulgaris*, *F. cornuta* y *A. brightwellii*. Mientras que en el fitoplancton las especies dominantes fueron principalmente del grupo de las Chlorophyta como *Kirchneriella obesa*, *Monoraphidium dybowskii*, *Nephroclamys willeana* y *Chlamydomona globosa*. Durante este período también fue abundante la Cyanoprocaryota *Chroococcus* sp (Verver y Vargas, com. pers).

Riqueza temporada seca cálida

Durante la temporada seca cálida se observaron 10 especies de rotíferos: *K. tropica*, *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *C. catellina*, *T. pusilla*, *T. stylata*, *P. vulgaris*, *F. cornuta*, *F. longiseta* y *A. brightwellii*. En el caso del fitoplancton la dominancia nuevamente correspondió al grupo de las Chlorophyta con las especies *Golenkinia radiata* y *Kirchneriella obesa*; en el grupo de las Cryptophyta la especie más abundante fue *Cryptomonas ovata* y del grupo Cyanoprocaryota las especies *Merismopedia tenuissima* y *Anabaenopsis* sp. fueron las dominantes (Verver y Vargas, com. pers).

Riqueza temporada lluviosa cálida

Finalmente, en la temporada lluviosa cálida se registró un total de 11 especies: *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *L. ovalis*, *L. clostercerca*, *C. catellina*, *T. pusilla*, *T. stylata*, *P. vulgaris*, *F. cornuta*, *F. longiseta* y *A. brightwellii*. En esta temporada la composición inicial del fitoplancton estuvo claramente dominada por el grupo de las Cyanoprocaryota, principalmente por la especie *Microcystis botrys*. Las clorofitas pasaron a ser menos abundantes, pero dentro de este grupo las especies de mayor importancia fueron *Golenkinia radiata*, *M. contortum*, *M. dybowski*, *M. irregulare* y *S. protuberans var. minor* (Verver y Vargas, com. pers).

División	Clase	Orden	Especie
			<i>Golenkinia radiata</i> (Chod.) Wille
			<i>Kirchneriella obesa</i> (G.S. West) West & G.S. West
			<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komarková-Legnerová
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlorococcales	<i>M. dybowski</i> (Woloszynska) Hindak & Komarková-Legnerova
			<i>M. irregulare</i> (G.M. Smith) Komarkova-Legnerová
			<i>Nephrochlamys willeana</i> (Printz) Korshikov
			<i>Scenedesmus protuberans</i> var. <i>minor</i> Ley
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg
		Chroococcales	<i>Chroococcus</i> sp.
Cyanoprocaryota			<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann
		Nostocales	<i>Microcystis botrys</i> Teiling
			<i>Anabaenopsis</i> sp

Tabla 2. Listado de las principales especies de fitoplancton presentes durante las tres temporadas de estudio en el lago Tezozómoc.

Abreviaturas

- A. Tratamiento equilibrado en nutrientes.
- B. Tratamiento diluido.
- C. Tratamiento control.
- D. Tratamiento filtrado.

Densidad poblacional

Variación de las densidades totales de rotíferos

El comportamiento de la variación de las densidades de rotíferos fue similar en todos los experimentos y en todos los tratamientos. Se empezó con valores de densidad elevados y luego las densidades fueron disminuyendo hasta llegar a valores muy bajos o a la completa ausencia de rotíferos. En todos los casos las densidades en el tratamiento diluido fueron las menores, debido precisamente a la dilución que se realizó del agua del lago. Tomando en cuenta los experimentos de las tres temporadas, la fluctuación de las densidades totales de rotíferos fue muy elevada, con un intervalo de entre 0 y 27565 ind. L⁻¹. El valor máximo se cuantificó tres días después del inicio, en el tratamiento control del experimento realizado en la temporada seca fría. La ausencia total de rotíferos se observó en las muestras finales del experimento de la temporada lluviosa cálida en el tratamiento A -con adición de nitrógeno- y en el control (C). Las densidades más elevadas se presentaron en la temporada seca fría, con un intervalo de entre 30 y 27565 ind. L⁻¹. Los valores más altos se presentaron en el control y en el tratamiento con adición de fósforo. En el tratamiento filtrado y en el diluido las densidades fueron considerablemente menores, (Fig. 3). La temporada seca cálida fue la siguiente en cuanto a valores de densidad total. El intervalo de variación estuvo entre 70 y 26170 ind. L⁻¹. En este experimento las densidades elevadas se mantuvieron en todos los tratamientos a lo largo de los 10 primeros días para finalmente descender hasta los 14 días, e inclusive en el tratamiento D, -el cual fue filtrado- la densidad aumentó en último muestreo (Fig. 4). En la temporada lluviosa cálida los valores de densidad fueron menores, con un intervalo entre 0 y 15610 ind. L⁻¹. En este caso el descenso de los valores fue muy rápido y marcado, pues a los 7 días el número de rotíferos en todos los tratamientos era muy bajo (Fig. 5).

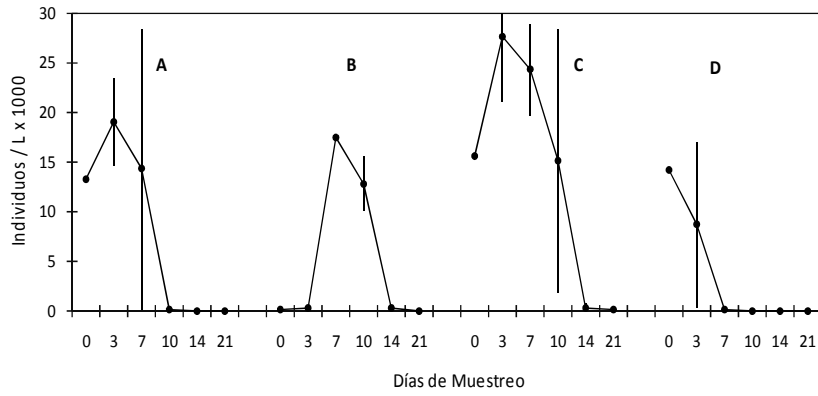


Figura 3. Valor máximo, mínimo y promedio de las densidades de rotíferos en la temporada seca fría.

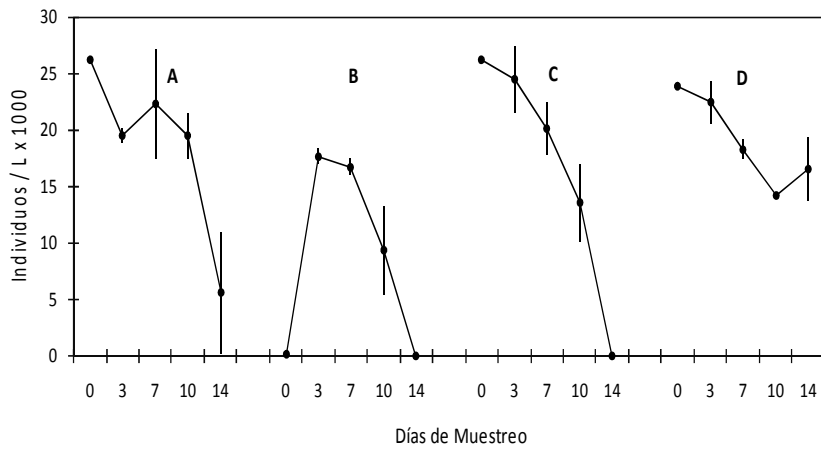


Figura 4. Valor máximo, mínimo y promedio de las densidades de rotíferos en la temporada seca cálida.

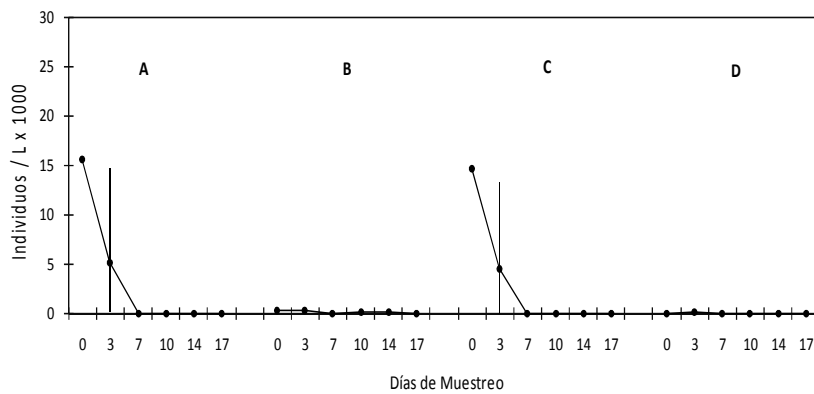


Figura 5. Valor máximo, mínimo y promedio de las densidades de rotíferos en la temporada lluviosa cálida.

Densidad poblacional de *B. angularis*.

En la temporada seca fría se presentaron diferencias significativas ($P=0.098$) entre los tratamientos. La máxima abundancia se encontró en el tratamiento C con un promedio de 20455 ind. L^{-1} y una mínima de 5050 ind. L^{-1} en el tratamiento B. Mientras que el tratamiento A tuvo una abundancia intermedia con 13095 ind. L^{-1} y finalmente el tratamiento D con 6305 ind. L^{-1} en promedio (Fig. 6). En la siguiente temporada que fue la seca cálida, no hubo diferencias significativas ($P=0.561$) entre los tratamientos. Nuevamente la máxima abundancia se observó en el tratamiento C con un promedio de 6660 ind. L^{-1} y una mínima de 2980 ind. L^{-1} en el tratamiento A. El resto de los tratamientos se mantuvo casi con el mismo número de organismos, donde el tratamiento B mostró un promedio de 3440 ind. L^{-1} y el tratamiento D presentó 3210 ind. L^{-1} (Fig. 7). Por último, en la temporada lluviosa cálida, tampoco se observaron diferencias significativas ($P=0.484$) entre los tratamientos. La máxima abundancia se encontró en el tratamiento A con un promedio de 5050 ind. L^{-1} con una mínima de 47 ind. L^{-1} en los tratamientos B y D, donde se observó una marcada disminución de los rotíferos, y por último en el tratamiento C con un promedio de 3210 ind. L^{-1} (Fig. 8).

Densidad poblacional de *B. calyciflorus*

En la temporada seca fría no se encontraron diferencias significativas ($P=0.241$) entre tratamientos. La máxima abundancia se mostró en el tratamiento B con un promedio de 6890 ind. L^{-1} y una mínima de 225 ind. L^{-1} en el tratamiento D, mientras que el tratamiento A tuvo un promedio de 2085 ind. L^{-1} y el tratamiento C 1600 ind. L^{-1} , los cuales reflejaron una abundancia moderada (Fig. 9). En la temporada seca cálida en el tratamiento A se encontraron en promedio 2750 ind. L^{-1} , en el tratamiento B 685 ind. L^{-1} , en el tratamiento C 2520 ind. L^{-1} y en el tratamiento D 4360 ind. L^{-1} . Sin embargo no se mostraron diferencias significativas ($P=0.659$) entre los tratamientos. Extrañamente, la máxima abundancia se presentó en el tratamiento D con un promedio de 4360 ind. L^{-1} ; se observó una mínima abundancia de *B. calyciflorus* en el tratamiento B con un promedio de 685 ind. L^{-1} (Fig. 10).

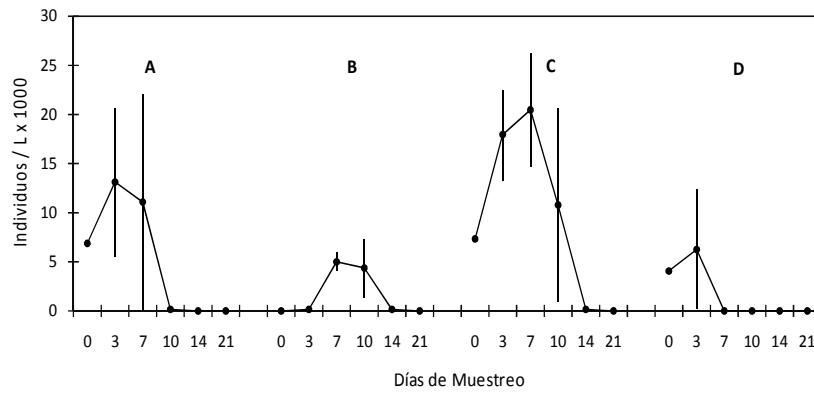


Figura 6. Valor máximo, mínimo y promedio de *B. angularis* durante la temporada seca fría.

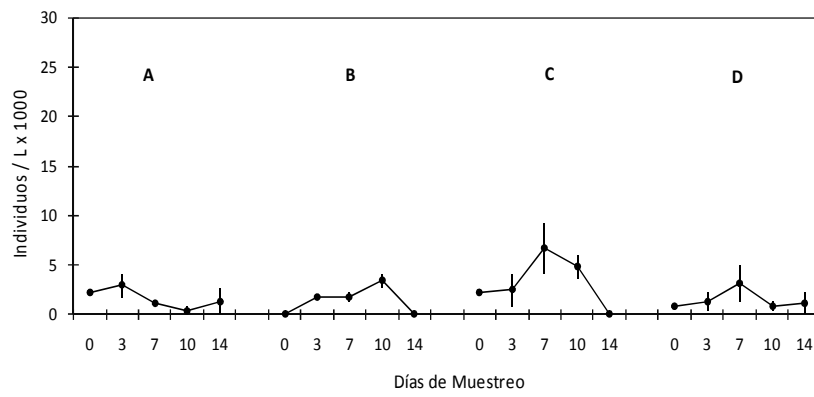


Figura 7. Valor máximo, mínimo y promedio de *B. angularis* durante la temporada seca cálida.

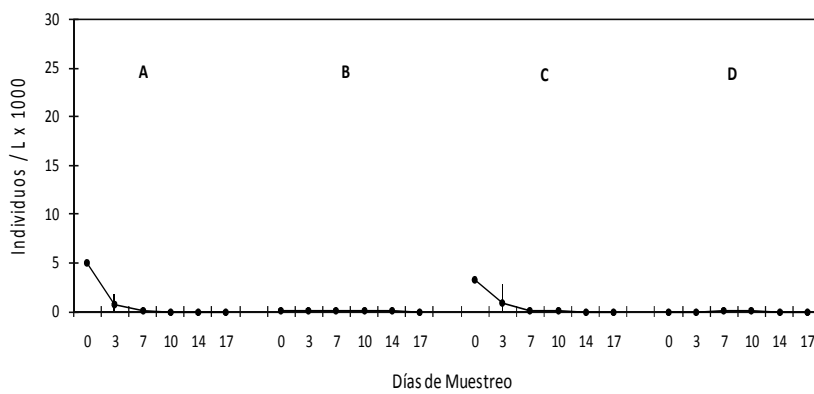


Figura 8. Valor máximo, mínimo y promedio de *B. angularis* durante la temporada lluviosa cálida.

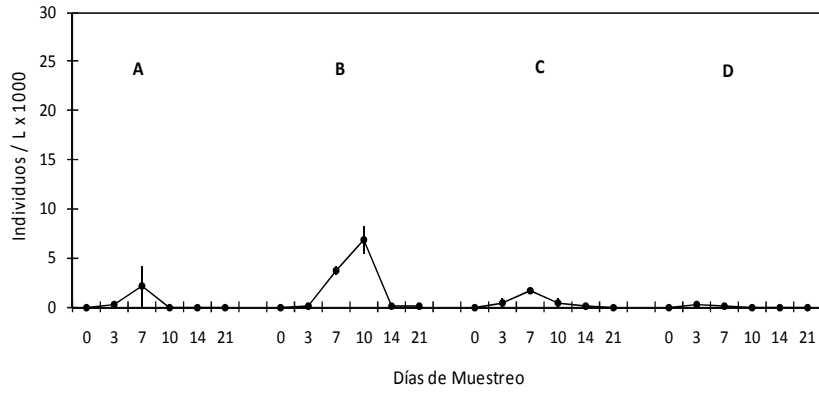


Figura 9. Valor máximo, mínimo y promedio de *B. calyciflorus* durante la temporada seca fría.

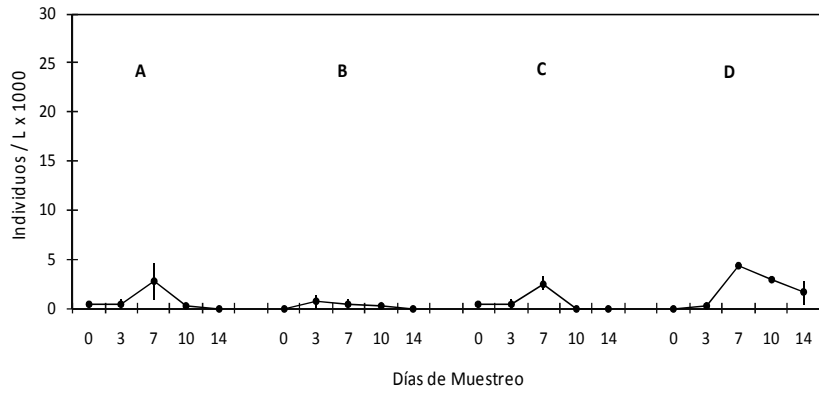


Figura 10. Valor máximo, mínimo y promedio de *B. calyciflorus* durante la temporada seca cálida.

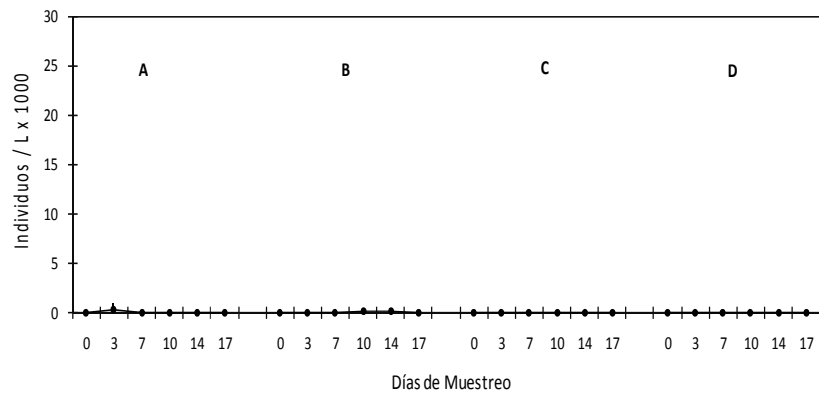


Figura 11. Valor máximo, mínimo y promedio de *B. calyciflorus* durante la temporada lluviosa cálida.

Por último en la temporada lluviosa cálida se observaron diferencias significativas en las abundancias de *B. calyciflorus* ($P=0.011$). La máxima abundancia se mostró en el tratamiento A con un promedio de 303 ind. L^{-1} , mientras que el tratamiento B tuvo 213 ind. L^{-1} ; la diferencia en el número de organismos fue pequeña. Es importante señalar que en el tratamiento C no se encontraron organismos de esta especie. Finalmente en el tratamiento D se observaron solo 7 ind. L^{-1} , en este caso se logró eliminar a la mayoría de los rotíferos por medio de la filtración del agua (Fig. 11).

Densidad poblacional de *T. pusilla*

En la temporada seca fría esta especie mostró diferencias significativas ($P<0.1$) en las densidades de los rotíferos entre los tratamientos. La abundancia máxima se encontró en el tratamiento D con un promedio de 4130 ind. L^{-1} . En contraste, en el tratamiento con equilibrio de nutrientes fue donde mostró la abundancia menor con un promedio de 80 ind. L^{-1} . Mientras que el tratamiento B mostró un promedio de 1835 ind. L^{-1} y el tratamiento C un total de 1830 ind. L^{-1} (Fig. 12). Para la temporada seca cálida en esta especie no se encontraron diferencias significativas ($P=0.871$) en las densidades entre los tratamientos. Presentando su máxima abundancia en el tratamiento B con un promedio de 8040 ind. L^{-1} y una mínima en el tratamiento A con 6660 ind. L^{-1} . Sin embargo en los tratamientos C y D se encontraron con un promedio de 7350 ind. L^{-1} (Fig. 13). La máxima abundancia en la temporada lluviosa cálida se mostró en el tratamiento C con un promedio de 1830 ind. L^{-1} , el tratamiento B solo se observaron 7 ind. L^{-1} . En los tratamientos A y D no se encontraron organismos de esta especie. En general se puede decir que esta especie tuvo una disminución de sus densidades en todos los tratamientos en esta temporada (Fig. 14).

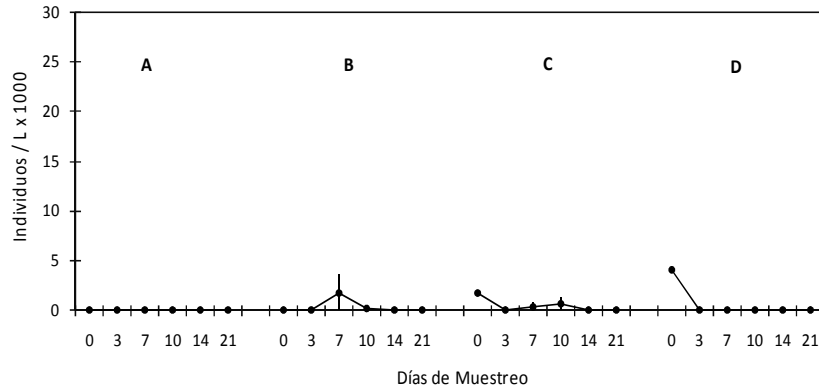


Figura 12. Valor máximo, mínimo y promedio de *T. pusilla* durante la temporada seca fría.

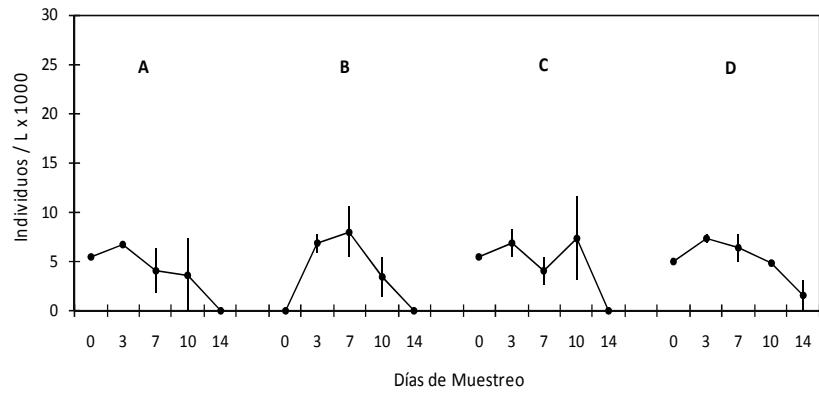


Figura 13. Valor máximo, mínimo y promedio de *T. pusilla* durante la temporada seca cálida.

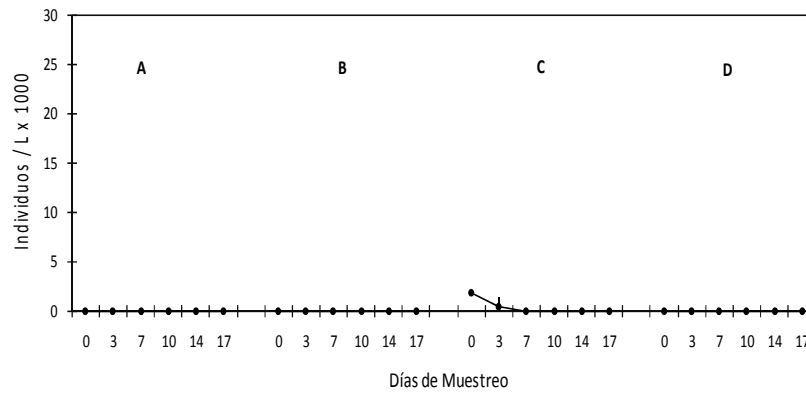


Figura 14. Valor máximo, mínimo y promedio de *T. pusilla* durante la temporada lluviosa cálida.

Densidad poblacional de *P. vulgaris*

El comportamiento de esta especie en la temporada seca fría no mostró diferencias significativas en la densidad entre tratamientos ($P=0.334$). Su máxima abundancia se observó en el tratamiento C con un promedio de 3670 ind. L^{-1} y una mínima de 225 ind. L^{-1} en el tratamiento B. Mientras que el resto de los tratamientos se mantuvieron con una abundancia moderada y el tratamiento A con un promedio de 2985 ind. L^{-1} por último el tratamiento D con un total de 3210 ind. L^{-1} (Fig. 15). En la temporada seca cálida no se presentaron diferencias significativas ($P=0.472$) entre los tratamientos. La máxima abundancia se mostró en el tratamiento A con un promedio de 13325 ind. L^{-1} , este resultado quizá se deba a que esta especie fue favorecida de manera indirecta por la adición de nitrógeno que se realizó. La abundancia mínima se presentó en el tratamiento diluido B con 455 ind. L^{-1} . El tratamiento C se mostró con 1370 ind. L^{-1} y el tratamiento D con 1830 ind. L^{-1} . Debido a que se trata de una especie de talla pequeña, no se logró eliminar por completo en el tratamiento D (Fig. 16). Además de que en la temporada lluviosa cálida tampoco se encontraron diferencias significativas ($P=0.802$) igual que ocurrió en la temporada seca cálida, en el experimento de la temporada lluviosa cálida la máxima abundancia se presentó en el tratamiento A con un promedio de 9190 ind. L^{-1} , aunque con una pequeña diferencia con respecto al tratamiento C el cual se observó con 8730 ind. L^{-1} . El tratamiento B tuvo 200 ind. L^{-1} y el tratamiento D con un total de 180 ind. L^{-1} . Las densidades en el tratamiento B (diluído) y D (filtrado) fueron considerablemente menores aunque sin llegar a una diferencia estadísticamente significativa (Fig. 17).

Densidad poblacional de *C. catellina*

Es importante destacar que durante la temporada seca cálida la máxima abundancia se observó en el tratamiento D con un promedio de 16550 ind. L^{-1} , este resultado posiblemente se debe al pequeño tamaño que tiene esta especie por lo que no se eliminó en dicho tratamiento. La mínima abundancia se presentó en el tratamiento B con un

promedio de 6660 ind. L⁻¹, mientras que los tratamientos A y C mostraron un total de 15630 ind. L⁻¹. Durante las otras dos temporadas esta especie fue rara (Fig. 18).

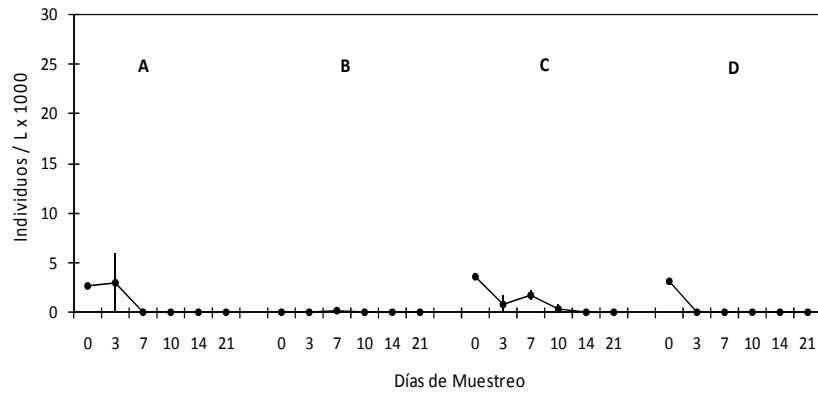


Figura 15. Valor máximo, mínimo y promedio de *P. vulgaris* durante la temporada seca fría.

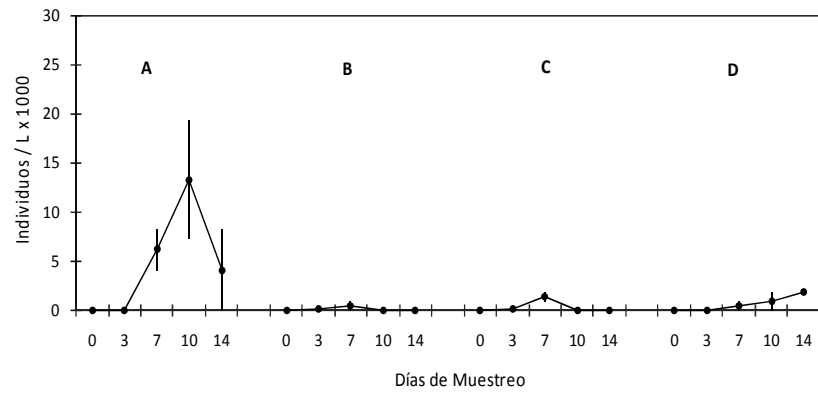


Figura 16. Valor máximo, mínimo y promedio de *P. vulgaris* durante la temporada seca cálida.

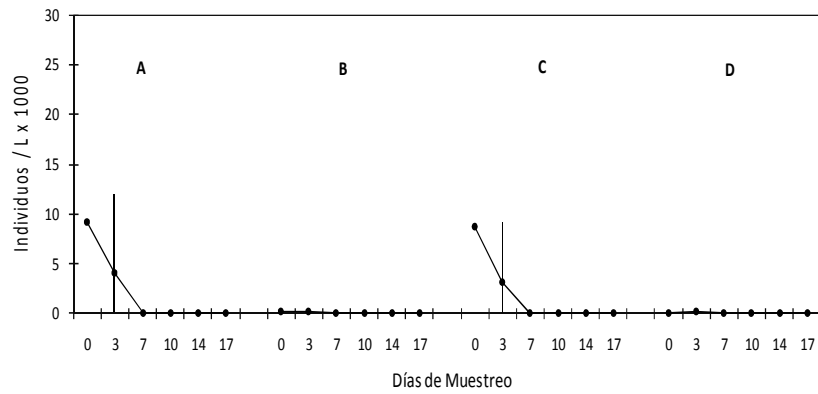


Figura 17. Valor máximo, mínimo y promedio de *P. vulgaris* durante la temporada lluviosa cálida.

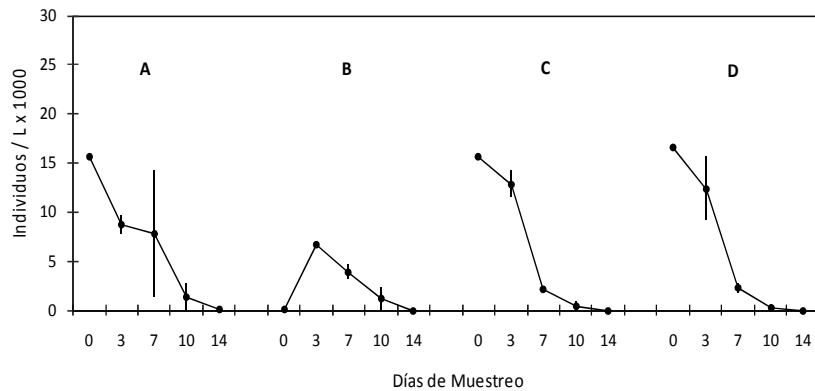


Figura 18. Valor máximo, mínimo y promedio de *C. catellina* durante la temporada seca cálida.

Densidad poblacional de *F. cornuta*

Es importante señalar que durante la temporada seca fría se presentó esta especie de forma muy abundante. La máxima abundancia se encontró en el tratamiento C con un promedio de 8270 ind. L^{-1} y la mínima en el tratamiento D con 2750 ind. L^{-1} ; esto quiere decir que mediante la filtración solo se logró eliminar una parte de estos rotíferos. Por otro lado el tratamiento A se encontró con un promedio de 3670 ind. L^{-1} y finalmente el B con 6660 ind. L^{-1} (Fig. 19). En los otros dos experimentos esta especie fue extremadamente rara.

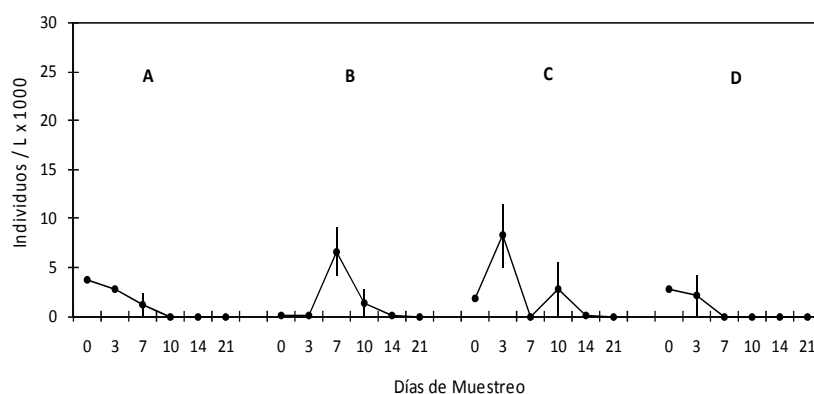


Figura 19. Valor máximo, mínimo y promedio de *F. cornuta* durante la temporada seca fría.

Condiciones ambientales

Temperatura

Durante los experimentos, dentro de los mesocosmos se presentaron temperaturas que oscilaron en un intervalo de entre 15.5 °C y 24.2 °C. Como era de esperarse, durante la temporada fría se midió la temperatura más baja 15.5 °C, y el valor máximo de este período fue de 17.7 °C, ambos registrados en el mes de febrero (Fig. 20). En la temporada seca cálida la temperatura se incrementó notablemente, con un intervalo de entre 19.2 °C y 23.5 °C, siendo estos dos valores registrados en abril (Fig. 21). El experimento de la temporada lluviosa cálida mostró el intervalo más amplio de variación de la temperatura, desde 18.9 °C en septiembre hasta 24.2 °C en agosto (Fig. 22). Como puede observarse en las figuras 18 a 20, el comportamiento de la temperatura en todos los tratamientos para las tres temporadas fue muy similar, reflejando el hecho de que los tratamientos y sus réplicas se encontraban en condiciones muy similares.

Oxígeno Disuelto

La oscilación de oxígeno disuelto que presentaron los mesocosmos se encontró entre los 0.3 y 23.3 mg L⁻¹ en todo el experimento. En la temporada seca fría la concentración máxima medida fue de 18.8 mg L⁻¹ en el mes de enero, en los tratamientos A y D con un valor mínimo de 0.3 mg L⁻¹ en el tratamiento D, en febrero (Fig. 23). En la temporada seca cálida se midió el valor máximo global que fue de 23.3 mg L⁻¹ mientras que el mínimo fue de 0.6 mg L⁻¹, ambos registrados en el tratamiento A y en el mes de abril (Fig. 24). Por último, la temporada lluviosa cálida presentó un máximo de 19.1 mg L⁻¹ en el tratamiento D durante el mes de agosto y el mínimo con 2.1 mg L⁻¹ en el tratamiento A y C en septiembre (Fig. 25).

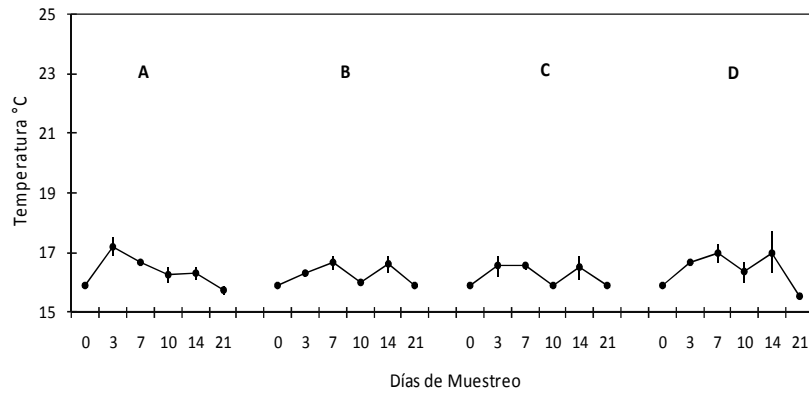


Figura 20. Valor máximo, mínimo y promedio de la temperatura durante la temporada seca fría.

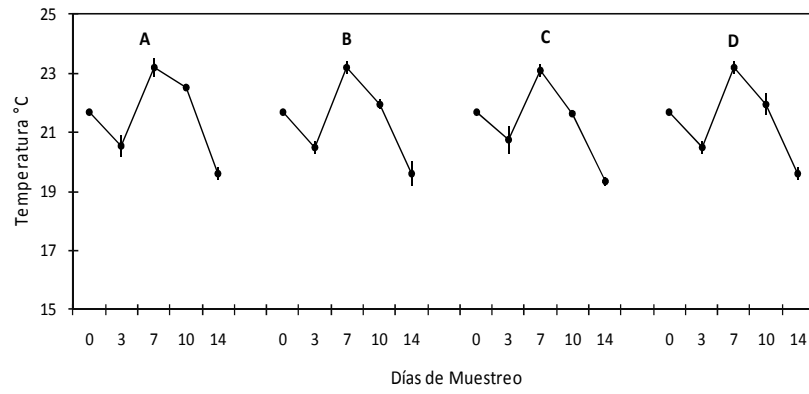


Figura 21. Valor máximo, mínimo y promedio de la temperatura durante la temporada seca cálida.

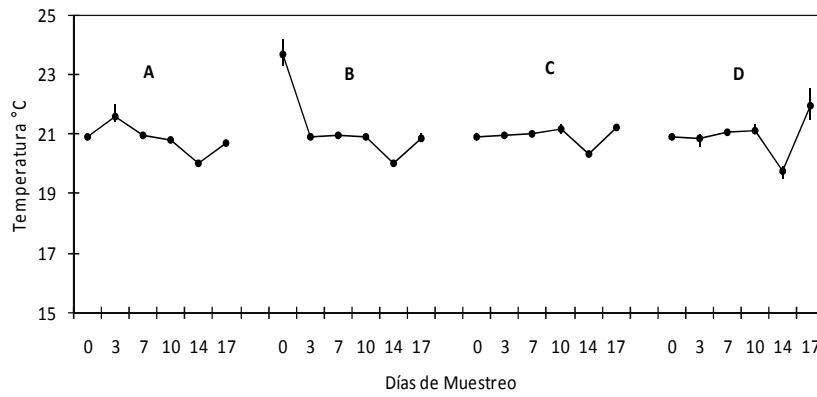


Figura 22. Valor máximo, mínimo y promedio de la temperatura durante la temporada lluviosa cálida.

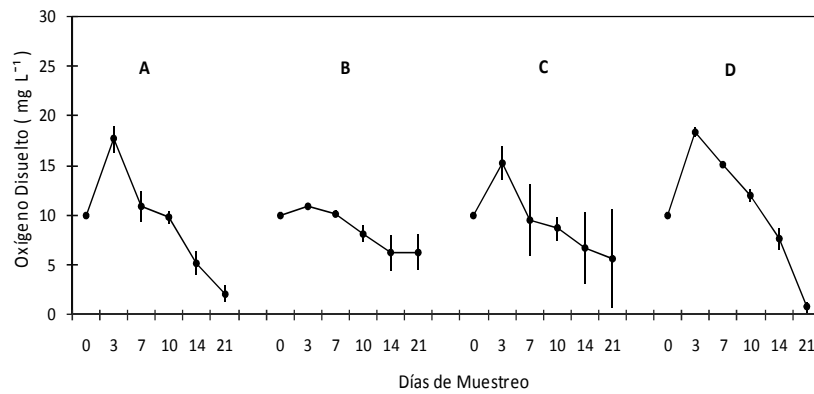


Figura 23. Valor máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto durante la temporada seca fría.

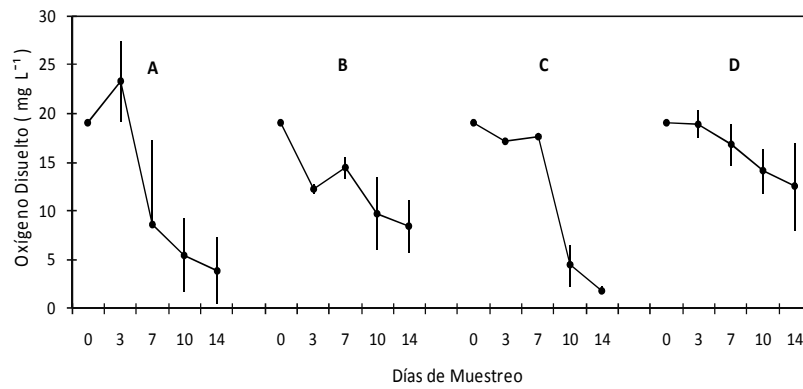


Figura 24. Valor máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto durante la temporada seca cálida.

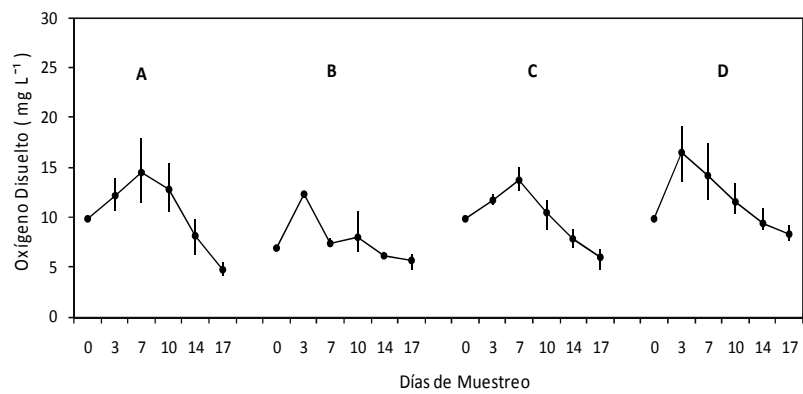


Figura 25. Valor máximo, mínimo y promedio de oxígeno disuelto durante la temporada lluviosa cálida.

Conductividad Específica

La conductividad específica K_{25} en el agua de los mesocosmos varió entre $194 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $2142 \mu\text{S cm}^{-1}$. En este caso, es necesario separar los resultados obtenidos en el tratamiento B -que fue diluido- puesto que la dilución provocó que ahí se midieran valores menores de conductividad. En los tratamientos no diluidos A, C y D, la K_{25} durante la temporada seca fría alcanzó un valor máximo de $1118 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el tratamiento C y el valor más bajo de $814 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el tratamiento D, los cuales se midieron en el mes de febrero (Fig. 26). En el tratamiento diluido, la conductividad durante esta misma temporada varió entre 258 y $318 \mu\text{S cm}^{-1}$. En la temporada seca cálida se midieron los valores más elevados de K_{25} de todos los experimentos, siendo el intervalo 1442 - $2132 \mu\text{S cm}^{-1}$. Los valores más altos se presentaron en el tratamiento A debido a la adición que se hizo de Nitrato de Sodio (Fig. 27). Para el tratamiento B diluido el intervalo fue de entre 423 y $457 \mu\text{S cm}^{-1}$. Durante la temporada lluviosa cálida el intervalo fue de 707 a $1100 \mu\text{S cm}^{-1}$ en los no diluidos y nuevamente el máximo se midió en el tratamiento A, al cual se le añadió nitrato de sodio (Fig. 28). En el tratamiento B la K_{25} varió entre 201 y $316 \mu\text{S cm}^{-1}$. En todos los casos se presentó una tendencia decreciente de la conductividad debida a la extracción de agua para las muestras y a la sustitución que se realizó en cada muestreo del agua extraída por un volumen igual de agua desionizada (Fig. 28).

pH

La variación del pH en los experimentos fue notable y se encontró en un intervalo de 8.8 a 11.2 . La temporada seca fría presentó un máximo de 10.5 en el mes de febrero y un mínimo de 9.0 durante enero en las condiciones iniciales, ambos datos se registraron en el tratamiento A (Fig. 29). En la temporada seca cálida el valor más elevado fue de 10.3 en el tratamiento B y el valor más bajo de 8.8 se mostró en las condiciones iniciales de todos los tratamientos (Fig 30). Durante la temporada lluviosa cálida el valor más alto fue de 11.2 en el control, mientras que el mínimo fue de 9.3 en el tratamiento B (Fig. 31). Durante todos los experimentos las condiciones de pH se mantuvieron entre básicas y fuertemente básicas.

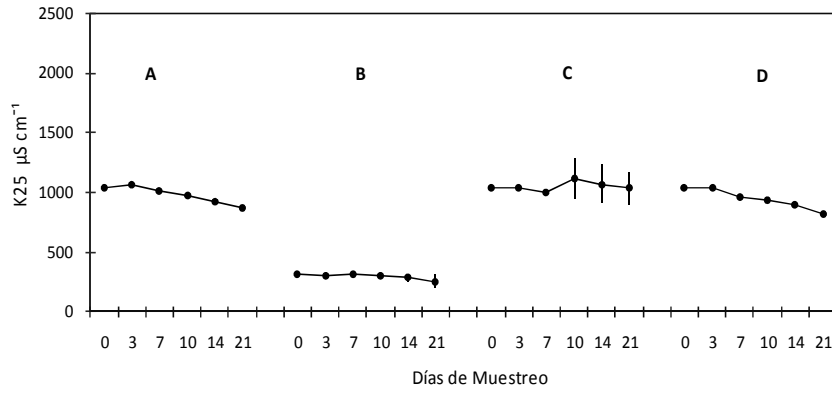


Figura 26. Valor máximo, mínimo y promedio de la K₂ durante la temporada seca fría.

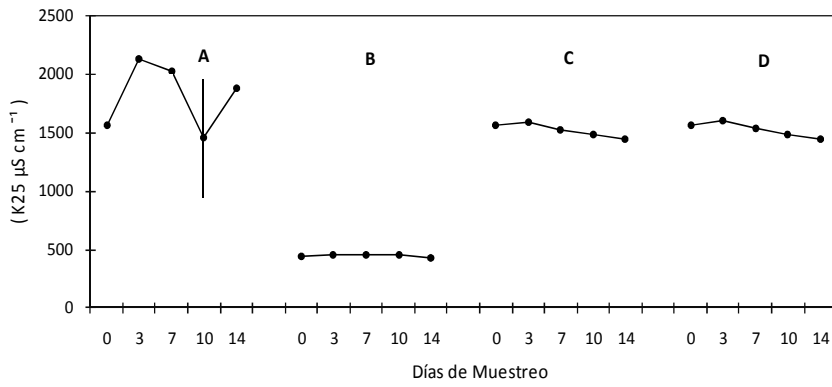


Figura 27. Valor máximo, mínimo y promedio de la K₂ durante la temporada seca cálida.

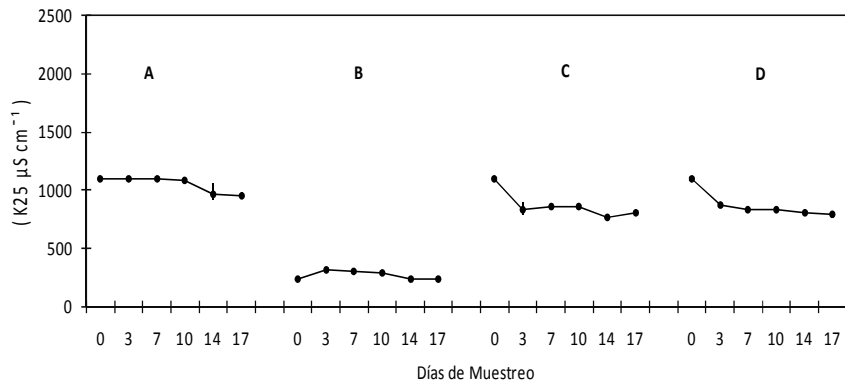


Figura 28. Valor máximo, mínimo y promedio de la K₂₅ durante la temporada lluviosa cálida.

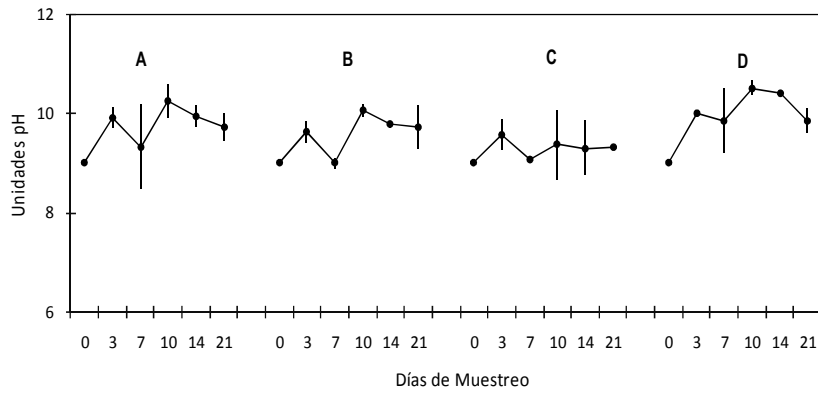


Figura 29. Valor máximo, mínimo y promedio del pH durante la temporada seca fría.

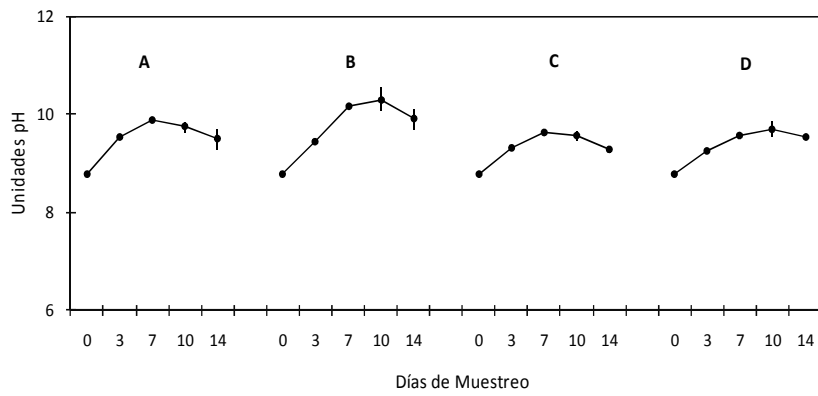


Figura 30. Valor máximo, mínimo y promedio del pH durante la temporada seca cálida.

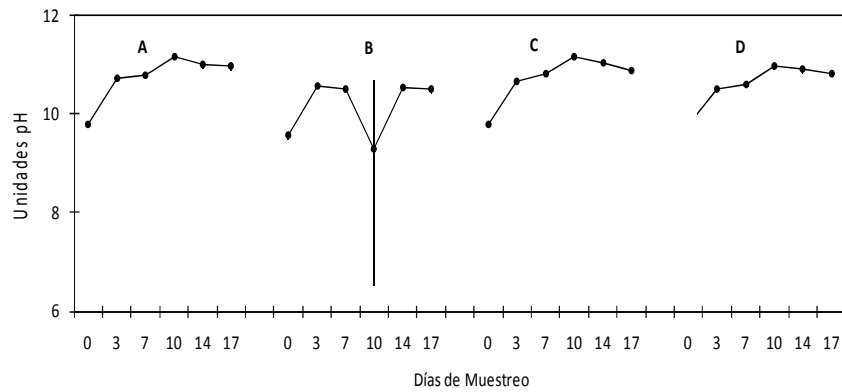


Figura 31. Valor máximo, mínimo y promedio del pH durante la temporada lluviosa cálida.

Concentración de fósforo total

Durante los experimentos las concentraciones de fósforo total se presentaron en un intervalo de 0.18 a 20.4 mg de P L⁻¹. Durante la temporada seca fría las concentraciones de P total en el tratamiento A fueron las más elevadas de todos los experimentos debido a que, por un error analítico, se estableció que debía agregarse fósforo para equilibrar la relación N:P. Es por lo anterior que, como se observa en la Fig. 32, la concentración de fósforo total fue significativamente mayor que en los otros tratamientos, con un mínimo de 0.68 mg L⁻¹ la cual estuvo presente en el mes de enero y febrero (Fig. 32). En contraste, la temporada seca cálida, donde ya se agregó nitrógeno y no fósforo, tuvo una máxima concentración de 3.84 mg L⁻¹ en el tratamiento A y una mínima de 0.73 mg L⁻¹ en el tratamiento B, ambas registradas en el mes de abril (Fig. 33). Para la temporada lluviosa cálida la concentración más alta que se midió fue de 2.05 mg L⁻¹ en el tratamiento C en agosto y la menor de 0.18 mg L⁻¹ en el tratamiento B en septiembre (Fig. 34).

Concentración de nitrógeno total

La concentración de nitrógeno en los mesocosmos vario entre 3.21 y 78.0 mg L⁻¹. Es necesario mencionar que para las temporadas seca cálida y lluviosa cálida se agregó nitrato de sodio en el tratamiento A, lo cual explica los valores considerablemente mayores medidos en él. En la temporada seca fría, cuando no se agregó nitrógeno, se obtuvo un valor máximo de 11.25 mg L⁻¹ en el tratamiento D y un valor mínimo de 4.2 mg L⁻¹ en el tratamiento B, ambos registrados en el mes de febrero (Fig. 35). Para la temporada seca cálida el valor más elevado fue al inicio con 78 mg L⁻¹ en el tratamiento A y el valor más bajo con 3.48 mg L⁻¹ en el tratamiento B, los dos determinados en abril (Fig. 36). En la temporada lluviosa cálida se presento un máximo de 33.0 mg L⁻¹ en el tratamiento A durante agosto y el mínimo de 3.21 mg L⁻¹ en el tratamiento B en septiembre (Fig.37).

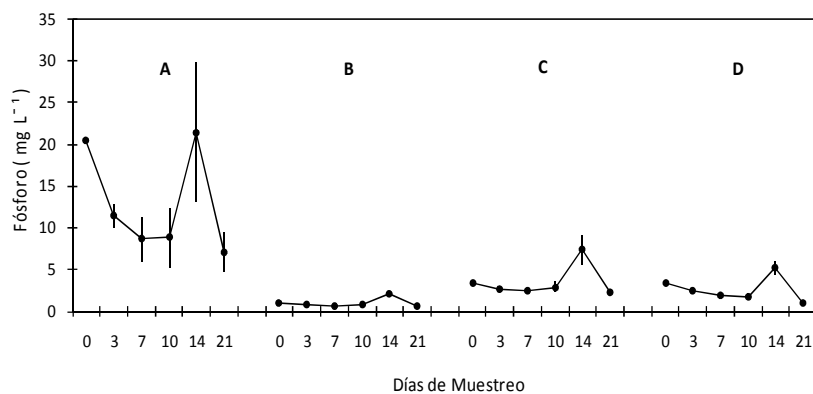


Figura 32. Valor máximo, mínimo y promedio del fósforo total durante la temporada seca fría.

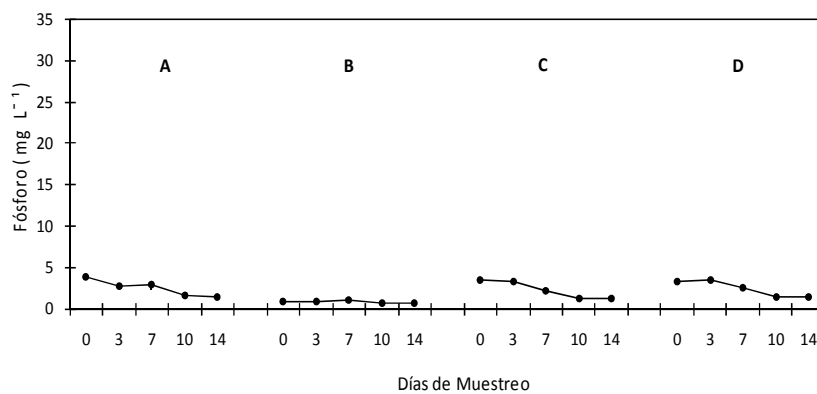


Figura 33. Valor máximo, mínimo y promedio del fósforo total durante la temporada seca cálida.

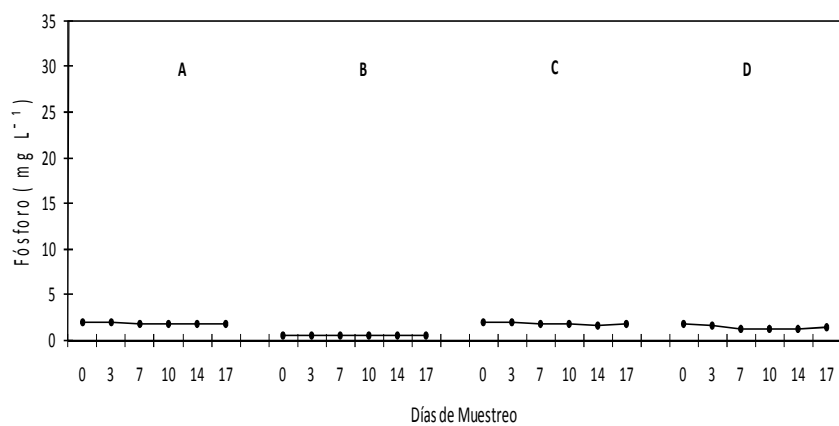


Figura 34. Valor máximo, mínimo y promedio del fósforo total durante la temporada lluviosa cálida.

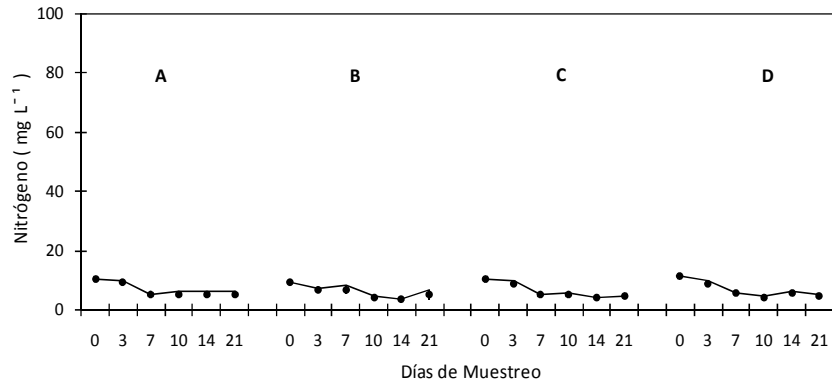


Figura 35. Valor máximo, mínimo y promedio del nitrógeno total durante la temporada seca fría.

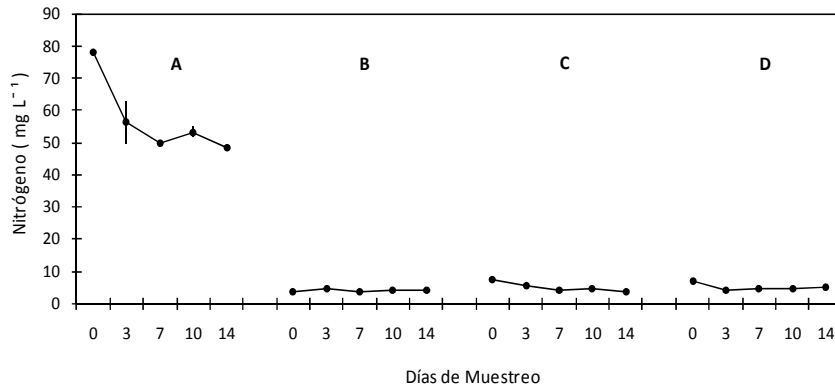


Figura 36. Valor máximo, mínimo y promedio del nitrógeno total durante la temporada seca cálida.

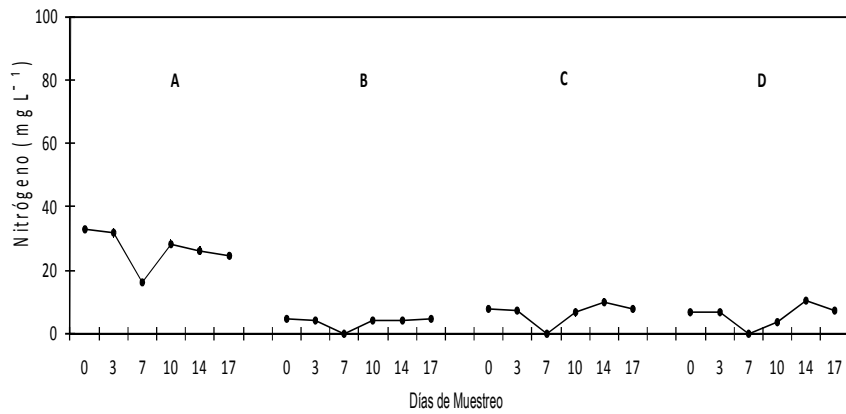


Figura 37. Valor máximo, mínimo y promedio del nitrógeno total durante la temporada lluviosa cálida.

Concentración de Clorofila a

La concentración de clorofila a durante los experimentos fue altamente variable. Los valores de la temporada seca fría fueron los más elevados, mientras que en la temporada lluviosa cálida se midieron los valores menores. El intervalo de variación total estuvo entre 6.8 y 325.0 $\mu\text{g L}^{-1}$. Como era de esperarse, los valores más bajos se encontraron en el tratamiento B diluido. Durante la temporada seca fría el intervalo de variación fue de 17.0 en el tratamiento B hasta 325.0 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el C, ambas registradas en el mes de febrero (Fig. 38). Durante la temporada seca cálida el máximo fue de 110 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el tratamiento A y el mínimo de 6.8 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el B, registrados en abril (Fig. 39). Por último, en la temporada lluviosa cálida el valor máximo fue de 61.6 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el tratamiento A durante septiembre, y el valor mínimo fue de 8.1 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el tratamiento B en octubre (Fig. 40).

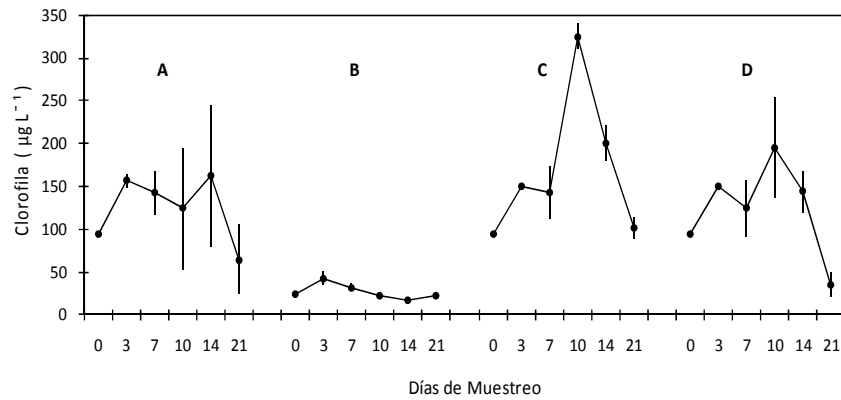


Figura 38. Valor máximo, mínimo y promedio de la clorofila *a* durante la temporada seca fría.

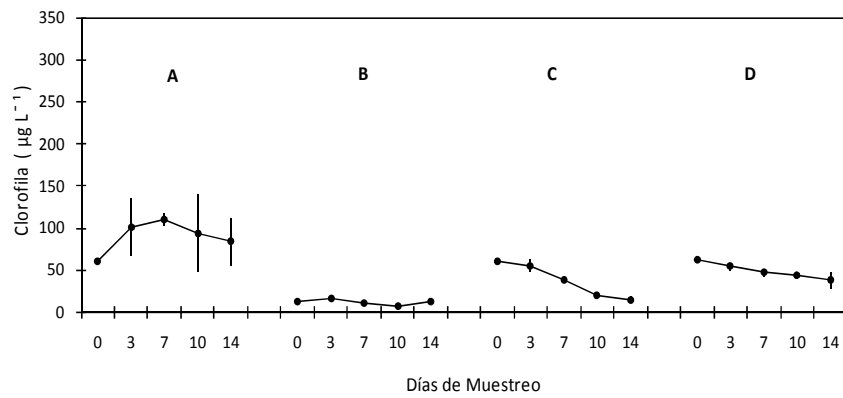


Figura 39. Valor máximo, mínimo y promedio de la clorofila durante la temporada seca cálida.

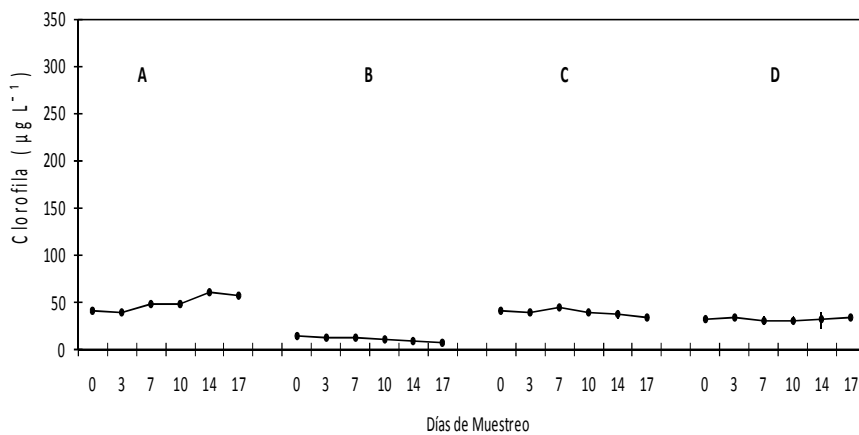


Figura 40. Valor máximo, mínimo y promedio de la clorofila *a* durante la temporada lluviosa cálida.

Análisis de correlación

Correlación: temporada seca fría

Los resultados obtenidos del análisis de correlación mostraron que las especies más relacionadas positivamente fueron *B. angularis* y *B. calyciflorus* ($r = 0.644$ $p=0.001$), así como los rotíferos *B. angularis* y *P. vulgaris* ($r = 0.805$, $P= 0.00001$); esto demuestra que no existió una competencia entre ellas, lo cual hubiera provocado la disminución de alguna y la proliferación de la otra. *A. brightwelli* y la clorofila *a* también se relacionaron de forma directa $r= 0.578$ con un valor de $P = 0.03$ (Tabla 3).

Correlación: temporada seca cálida

En esta temporada se mantuvo la relación directa entre *B. angularis* y *B. calyciflorus* $r = 0.522$ $P=0.018$ que ya había sido establecida para la temporada seca fría. En esta temporada también se presentó relación significativa entre *B. angularis* y *T. pusilla* $r = 0.868$ y *P. vulgaris* con *Asplanchna* $r = 0.562$, todos con valor de significancia de $P = 0.05$; de igual forma esto explica que las poblaciones de las diferentes especies de rotíferos pueden sobrevivir sin afectarse entre sí. En el caso de *Asplanchna* y *P. vulgaris* tampoco demostró una correlación negativa debido a que *P. vulgaris* utiliza movimientos rápidos para escapar de los depredadores como *Asplanchna*. Mientras que las especies que tuvieron una correlación negativa fueron *B. calyciflorus* y los copépodos $r = -0.585$, $P<0.05$ es decir la proliferación de los copépodos provoca la disminución de *B. calyciflorus*, lo cual se debe a que los copépodos adultos son importantes depredadores sobre los rotíferos (Tabla 4).

Correlación: temporada lluviosa cálida

En la última temporada también se presentaron relaciones positivas entre *B. angularis* y *T. pusilla* con un valor de $r = 0.537$, *B. angularis* y *P. vulgaris* $r = 0.762$, *T. pusilla* con *P. vulgaris* $r = 0.570$ y *T. pusilla* y *Asplanchna* $r = 0.476$ todos con un valor de significancia $p =$

0.05; lo anterior refleja el hecho de que varias especies crecieron simultáneamente y disminuyeron también de forma similar. Para el caso de *B. calyciflorus* y la clorofila *a* se estableció la existencia de una relación significativa inversa $r = -0.703$, $P < 0.05$, la cual pudo explicarse porque este rotífero se benefició de densidades menores de fitoplancton, especialmente de cianobacterias (Tabla 5).

Temporada Seca Fría	<i>B. angularis</i>	<i>B. calyciflorus</i>	<i>T. pusilla</i>	<i>P. vulgaris</i>	Copépodos	Cladóceros	<i>A. brightwelli</i>	Clorofila a
<i>B. angularis</i>	1	0.644 0.001	0.147 0.494	0.805 0.000	0.285 0.177	-0.017 0.939	-0.170 0.428	0.236 0.267
<i>B. calyciflorus</i>		1	0.120 0.577	0.234 0.270	0.290 0.170	0.011 0.959	0.064 0.766	-0.067 0.756
<i>T. pusilla</i>			1	0.115 0.593	0.209 0.326	0.180 0.400	0.125 0.560	-0.024 0.912
<i>P. vulgaris</i>				1	0.284 0.178	-0.012 0.956	-0.195 0.361	0.257 0.225
Copépodos					1	0.493 0.014	0.374 0.072	0.133 0.534
Cladóceros						1	0.267 0.208	0.219 0.305
<i>A. brightwelli</i>							1	0.578 0.003
Clorofila a								1

Tabla 3. Matriz de correlación temporada seca fría, valor superior: r2 (Coeficiente de correlación de Pearson) y valor inferior: valor de significancia.

Temporada Seca Cálida	<i>B. angularis</i>	<i>B. calyciflorus</i>	<i>T. pusilla</i>	<i>P. vulgaris</i>	Copépodos	Cladóceros	<i>A. brightwelli</i>	Clorofila a
<i>B. angularis</i>	1	0.522 0.018	0.868 0.000	0.100 0.675	-0.350 0.130	-0.194 0.412	0.044 0.852	0.346 0.135
<i>B. calyciflorus</i>		1	0.604 0.005	0.404 0.077	-0.585 0.007	-0.288 0.218	0.338 0.145	0.264 0.261
<i>T. pusilla</i>			1	0.084 0.724	-0.377 0.101	-0.416 0.068	0.013 0.955	0.355 0.125
<i>P. vulgaris</i>				1	0.169 0.477	0.252 0.283	0.562 0.010	0.299 0.200
Copépodos					1	0.560 0.010	0.274 0.243	0.003 0.991
Cladóceros						1	0.409 0.074	-0.384 0.094
<i>A. brightwelli</i>							1	0.063 0.792
Clorofila a								1

Tabla 4. Matriz de correlación temporada seca cálida, valor superior: r^2 (Coeficiente de correlación de Pearson) y valor inferior: valor de significancia.

Temporada Lluviosa Cálida	<i>B. angularis</i>	<i>B. calyciflorus</i>	<i>T. pusilla</i>	<i>P.vulgaris</i>	Copépodos	Cladóceros	<i>A. brightwelli</i>	Clorofila <i>a</i>
<i>B. angularis</i>	1	0.162 0.449	0.537 0.007	0.762 0.000	-0.196 0.359	0.044 0.837	0.294 0.163	-0.085 0.693
<i>B. calyciflorus</i>		1	-0.146 0.495	-0.116 0.588	0.146 0.495	0.241 0.256	0.118 0.584	-0.703 0.000
<i>T. pusilla</i>			1	0.570 0.004	-0.103 0.632	-0.071 0.741	0.476 0.019	0.113 0.600
<i>P.vulgaris</i>				1	-0.159 0.457	-0.177 0.408	0.197 0.356	0.173 0.418
Copépodos					1	-0.063 0.770	-0.088 0.681	-0.178 0.404
Cladóceros						1	-0.061 0.776	-0.268 0.205
<i>A. brightwelli</i>							1	-0.102 0.637
Clorofila <i>a</i>								1

Tabla 5. Matriz de correlación temporada lluviosa cálida, valor superior: r^2 (Coeficiente de correlación de Pearson) y valor inferior: valor de significancia.

Discusión

La riqueza específica del ensamblado de rotíferos encontrada durante el presente trabajo puede considerarse baja. En general, se considera que los ambientes eutróficos tienen menor número de especies con respecto a los ambientes menos enriquecidos (Sládeček, 1983). El número de especies de rotíferos encontrados en este trabajo es un poco menor (12 especies) con respecto a un estudio anterior desarrollado en el mismo lago por Sarma y Martínez (2000) en el que se encontraron 17 especies. Para explicar esta diferencia debe considerarse que estos autores realizaron muestreos mensuales a lo largo de todo el año, mientras que en el presente trabajo únicamente se estudiaron tres temporadas, aunque los muestreos fueron más intensivos. A pesar de lo anterior, en nuestro trabajo se encontraron especies que no habían sido observadas previamente, tales como *Asplanchna brightwelli* y *Keratella tropica*.

Las especies que estuvieron presentes correspondieron a las condiciones altamente productivas del cuerpo de agua. El género *Brachionus* incluye numerosas especies típicas de ambientes eutróficos. También *P. vulgaris*, *Trichocerca* y *Filinia* son géneros con varias especies que viven en ambientes enriquecidos. *Brachionus angularis* y *Brachionus calyciflorus* son especies típicas de ambientes eutróficos. Según Walz (1987) *B. angularis* es un estratega K con elevadas tasas de reproducción y de crecimiento poblacional, pero también con alta mortalidad. Alfonso y Miracle (1990) encuentran a esta especie como la dominante en la Albufera de Valencia, España, un cuerpo de agua oligohalino y también hipertrófico. Marcé et. al, (2005) también observaron la dominancia de *B. angularis* en el embalse Foix, un pequeño cuerpo de agua hipertrófico en España.

Aunque algunas especies de rotíferos estuvieron presentes durante las tres temporadas estudiadas, cada temporada fue dominada por especies diferentes. En la temporada seca fría predominaron claramente los braquiiónidos, seguidos por *F. cornuta*. La presencia de números muy elevados de esta última especie únicamente se observó en la temporada seca fría, coincidiendo con Martínez y Sarma (2000). Lo anterior señala claramente la

preferencia de *F. cornuta* por el tipo de alimento presente en esta temporada además de que las condiciones ambientales la favorecen. Nandini et. al, (2005) también encontraron esta especie en el lago de Xochimilco, en México. Es posible que la baja temperatura haya afectado la riqueza de especies en Tezozómoc, pues fue en esta temporada cuando se observó el menor número de especies de rotíferos, aunque las densidades fueron las más elevadas.

Los rotíferos suelen ser el componente de mayor abundancia en el zooplancton de lagos hipertróficos (Sommaruga, 1995). En el presente trabajo las densidades de rotíferos en los diferentes tratamientos fueron generalmente elevadas (hasta 34000 ind. L⁻¹) en los primeros muestreos y luego descendieron considerablemente, hasta llegar a desaparecer en la mayoría de los casos. Sommaruga encontró densidades de hasta 123 000 ind. L⁻¹ en el lago Rodó, cuerpo de agua urbano e hipertrófico en Uruguay, aunque la mayor parte del tiempo las densidades fueron menores a 30 000 ind. L⁻¹, valores más parecidos a los del Tezozómoc.

La desaparición paulatina de los rotíferos en los experimentos probablemente estuvo asociada a la muerte y degradación del fitoplancton en los mesocosmos, como lo señala la disminución de la concentración de clorofila *a*. La disminución gradual del fitoplancton puede asociarse al consumo por parte de los organismos del zooplancton, pero al parecer un factor mucho más importante fue el encierro que se realizó en los mesocosmos. Los envases empleados estuvieron completamente aislados del agua del lago, por lo que no existió la posibilidad de intercambio de nutrientes con el exterior. Adicionalmente, el efecto del pequeño tamaño de los mesocosmos (10 L), y el escaso movimiento del agua en el interior, favorecieron la sedimentación del fitoplancton en el fondo de los recipientes, donde muy probablemente la luz disponible no fue suficiente para mantener condiciones fotosintéticas adecuadas, provocando la muerte de las algas. Al disminuir el alimento disponible, también los rotíferos fueron desapareciendo.

En general, ninguno de los tratamientos tuvo un efecto significativo sobre las densidades de rotíferos totales. Esto significa que ni el equilibrio de la relación N:P, ni la dilución de los nutrientes, ni la eliminación del zooplancton de mayor tamaño causaron un impacto notable sobre el tipo y las densidades de los rotíferos presentes, como se esperaba. Consideradas globalmente, las densidades de rotíferos en todos los tratamientos no tuvieron diferencias significativas ($P > 0.05$). Cuando se analizaron individualmente, algunas especies sí mostraron diferencias significativas, lo cual se aplicó especialmente a *B. calyciflorus*.

Los rotíferos pueden ser muy susceptibles a la limitación de nutrientes, especialmente al fósforo (Conde-Porcuna et. al, 2002). Rothhaupt (1995) mostró que los rotíferos que consumen alimento limitado en fósforo se ven afectadas sus tasas de crecimiento, especialmente los géneros *Brachionus* y *Anuraeopsis*. Conde-Porcuna et. al, (2002) observaron una importante relación entre las densidades de rotíferos y el fósforo disponible en un embalse. En el presente estudio, durante el experimento de la temporada seca-fría, y por un error analítico antes del experimento, se añadió fósforo al tratamiento supuestamente equilibrado. En realidad, este tratamiento resultó aún más desequilibrado que las condiciones del lago, con un déficit mayor de nitrógeno. A pesar de lo anterior, los rotíferos alcanzaron densidades elevadas, aunque menores a las observadas en el tratamiento control. Lo anterior señala que la adición de más fósforo en condiciones de gran concentración de este elemento no favoreció un crecimiento mayor de los rotíferos.

En los experimentos de la temporada seca cálida y lluviosa cálida si se agregó nitrógeno (NaNO_3) y la relación N:P quedó equilibrada en el tratamiento. En el caso de la primera temporada, las mayores densidades de rotíferos totales sí se presentaron en el tratamiento equilibrado, aunque el comportamiento fue parecido al tratamiento control. En este caso podría considerarse que sí hubo un efecto positivo de la adición, aunque no llegó a ser estadísticamente significativo. En cambio, durante la temporada lluviosa cálida

no se observó ningún efecto y en todos los tratamientos el descenso de la densidad de rotíferos totales fue muy rápido. En esta temporada se desarrolló en el lago un fuerte florecimiento de la cianobacteria *Microcystis* spp., considerada un alimento inadecuado para el zooplancton (Nandini, 2000), lo cual probablemente influyó para que los rotíferos no pudieran crecer.

Rothhaupt (1995) no observó efecto sobre los rotíferos por el consumo de algas crecidas en medio deficiente en N, cuando las concentraciones de alimento fueron bajas o medias, pero sí se presentó una reducción significativa de la tasa máxima de crecimiento cuando se le ofrecieron concentraciones elevadas de alimento. Ramos-Rodríguez y Conde-Porcuna (2003) observaron algunos efectos negativos del consumo de fitoplancton crecido en medio limitado en P o limitado en N, pero también encontraron que la criptofícea *Cryptomonas* sp. crecida en medio deficiente en P resultó un alimento excelente para el crecimiento del rotífero *Keratella cochlearis*.

El cociente N:P en ecosistemas acuáticos se usa comúnmente como un indicador para predecir la composición, biomasa y sucesión estacional del fitoplancton (Kilham, 1990 en Kim et. al, 2007). También se utiliza como un índice de la limitación de nutrientes para el crecimiento de las algas. El radio atómico 16N:1P es conocido como el coeficiente de Redfield y ha sido utilizado comúnmente para describir la composición promedio del fitoplancton. Muchas investigaciones han mostrado que este cociente varía dependiendo de las especies de algas y de las condiciones ambientales (Rhee, 1978; Forsber y Ryding, 1980; Geider y La Roche 2002; Ho et. al, 2003) y que los coeficientes óptimos de nutrientes varían según con las especies.

De acuerdo con Miracle et. al, (2007) la adición de cantidades elevadas de nutrientes en mesocosmos dentro de un lago originalmente poco productivo y transparente afectó negativamente a la biomasa de los rotíferos y facilitó el incremento en biomasa de los copépodos. En el presente estudio se observó la presencia de una especie del copépodo

ciclopoideo *Acanthocyclops* del complejo *robustus*. Es muy probable que esta especie haya ejercido un control sobre las poblaciones de rotíferos ya que éstos constituyen su principal alimento en la fase adulta (Enríquez-García et. al, 2010). Esta especie de ciclopoideo habita típicamente en aguas eutróficas e hipertróficas y se alimenta de fitoplancton pero también de zooplancton, principalmente de rotíferos y de algunos cladóceros (Marce et. al, 2005). La presencia de copépodos fue más importante en los experimentos de las temporadas seca cálida y lluviosa cálida. En la temporada seca fría, aunque inicialmente hubo densidades elevadas de rotíferos, estos organismos rápidamente desaparecieron en el segundo muestreo. Esta ausencia pudo haber favorecido la presencia de mayores densidades de rotíferos en esta temporada.

Otro factor que pudo haber afectado a los rotíferos es la presencia del rotífero depredador *Asplanchna brightwellii* el cual se alimenta de diferentes tipos de rotíferos, especialmente del género *Brachionus* (Sarma et. al, 2007). *Asplanchna* estuvo presente en las dos primeras temporadas pero no se presentó durante la lluviosa cálida. Debido a que alcanzó densidades elevadas (más de 800 ind. L⁻¹) pudo ser un factor de control significativo de los otros rotíferos.

En conclusión, no se observó un efecto de mejoría del fitoplancton al equilibrar o disminuir la concentración de los nutrientes nitrógeno y fósforo. Al parecer, predominó el efecto de encierro de los mesocosmos y el fitoplancton fue muriendo y descomponiéndose sin que ocurriera un cambio notable en el tipo y la calidad de las especies como había sido planteado. La disminución del alimento se reflejó también en una disminución de las densidades de rotíferos, los cuales acabaron desapareciendo casi totalmente en algunos tratamientos. A esta disminución y desaparición de los rotíferos pudo haber contribuido también la presencia y crecimiento de especies depredadoras tales como el copépodo ciclopoideo *Acanthocyclops* del grupo *robustus* y el rotífero *Asplanchna brightwellii* que se alimenta de otros rotíferos. Entonces, en el corto plazo, la

modificación de los nutrientes no mostró ningún efecto positivo sobre la asociación de rotíferos del lago hipertrófico Tezozómoc.

Conclusiones

Las poblaciones de los rotíferos planctónicos no presentaron el efecto esperado al balancear o reducir la concentración de nutrientes en el agua del lago Tezozómoc.

Las especies dominantes fueron *B. angularis*, *B. calyciflorus*, *T. pusilla* y *P. vulgaris*. Las especies temporales fueron *C. catellina* y *F. cornuta*. Siendo en general estas especies y sus abundancias correspondientes a un lago hipertrófico.

Las concentraciones y composición del alimento, así como las condiciones ambientales; fueron un factor determinante en la abundancia de ciertas especies de rotíferos en cada una de las temporadas del año.

La mayor abundancia de rotíferos y los valores más elevados de “clorofila *a*” se observaron en la temporada seca fría; en esta temporada *F. cornuta* fue la especie dominante. Durante la temporada seca cálida disminuyó la “clorofila *a*” favoreciendo a que *C. catellina* fuera la especie dominante en dicha temporada.

En la temporada lluviosa cálida se presentó un florecimiento de la cianobacteria *M. botrys*, lo cual se asoció con una fuerte disminución de forma general en todas las especies de rotíferos. En este caso *P. vulgaris* fue la más abundante.

Las elevadas densidades de rotíferos en el lago Tezozómoc señalan la importancia que tiene este grupo como consumidor del fitoplancton. Sin embargo, es necesario buscar otras alternativas para disminuir o mejorar la composición del fitoplancton y de este modo permitir a los organismos filtradores realizar con mayor efectividad el mejoramiento de las condiciones en el lago.

Citas Bibliográficas

Acharya, K, Kyle, M. y Elser, J.J. 2004. Biological stoichiometry of Daphnia growth: An ecophysiological test of the growth rate hypothesis. *Limnology and Oceanography*. 49:656-665.

Agasild, H. Zingel, P. Tõnno, I. Haberman, J y Nõges, T. 2007. Contribution of different zooplankton groups in grazing on phytoplankton in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia*. 584:167-177.

Arndt, H. 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) a review. *Hydrobiologia*. 255/256:231-246.

Barnés, R. D. 1996. Zoología de los invertebrados. Nueva Editorial interamericana. México. 958.

Brett, M.T. Müller-Navarra, D.C y Park, S-K. 2000. Empirical analysis of the effect of phosphorous limitation on algal food quality for freshwater zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 45:1564-1575

Castro, A. H. 2005. Efecto de los rotíferos sobre la estructura de los componentes de la trama trófica de un lago urbano eutrófico. Tesis de Licenciatura (Biología). FES Iztacala, UNAM. Tlalnepantla. 57.

Conde-Porcuna, J. M. 2000. Relative importance of competition with Daphnia (Cladocera) and nutrient limitation on Anuraeopsis (Rotífera) population dynamics in a laboratory study. *Freshwater Biology*. 44:423-430.

Conde-Porcuna, J. M. Ramos-Rodríguez, E y Pérez-Martínez C. 2002. Correlations between nutrient concentrations and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir. *Freshwater Biology*. 47:1463-1473.

Conde-Porcuna, J. M. Ramos, E y Morales, R. 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas*. 1-9.

Costa, B. C, Anderson. A. S. 2005. Relationships between rotifers, phytoplankton and bacterioplankton in the Corumbá reservoir, Goiás State Brazil. *Hydrobiologia*. 546:415-421.

Daniel, W. W. 2002. Bioestadística. Cuarta edición. Editorial Limusa Noriega editores, México.

Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez, C. Bécares, E. Valentín, M. Goma, J y Castrillo. P. 2004. A 2-year experimental study on nutrient and predator influences on food web constituents in a shallow lake of north-west Spain. *Freshwater Biology*. 49:1574-1592

Forsberg, C. y S.O. Ryding. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie*. 89:189-207.

García-Roger, E. M. Martínez, A y Serra, M. 2006. Starvation tolerance of rotifers produced from parthenogenetic eggs and from diapausing eggs a life table approach. *Journal of Plankton Research*. 28:257-265.

Haberman, J. Laugaste, R y Nõges, T. 2007. The role of cladocerans reflecting the trophic status of two large and shallow Estonian lakes. *Hydrobiologia*. 584:157-166.

Ho, T.Y. Quigg, A. Finkel, Z.V. Milligan, A.J. Wyman, K. Falkowski, P.G y Morel, F.M.M. 2003. The elemental composition of some marine phytoplankton . Journal of Phycology. 39:1145-1159

Kairesalo, T. Miracle, M. R. Romo, S. Rueda, J. Russell, V. Stahl-Delbanco, A. Svensson, M. Vakkilainen, K. Valentín, M. Van de Bund, W. J. Van Donk, E. Vicente, E y Villena, M. J. 2004. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. Freshwater Biology. 1633-1649.

Kim, H-S., Hwang, S-J., Shin, J-K., An, K-G. and Yoon, C.G. 2007. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. Hydrobiologia. 581:255-267

Koste, W. 1979. Rotatoria Borntraeger Berlín. 673.

Lürling, M y Van Donk, E. 1997. Life history consequences for *Daphnia pulex* feeding on nutrient limited phytoplankton. Freshwater Biology. 38:693-709.

Marcé, R., Comerma, M., García, J.C., Gomá, J. y Armengol, J. 2005. The zooplankton community in a small, hypertrophic mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain). *Limnética*. 24:275-294

Miracle, M. R. Alfonso, M. T. Vicente, E. 2007. Fish and nutrient enrichment effects on rotifers in a Mediterranean shallow lake: a mesocosm experiment. Hydrobiologia. 593:77-94.

Molinero, J. M. Anneville, O. Souissi, S. Balvay, G y Gerdeaux, D. 2006. Anthropogenic and climate forcing on the long-term changes of planktonic rotifers in Lake Geneva, Europe. Journal of Plankton Research. 28:287-296.

Moss, B. Stephen, D. Balayla, D. M. Bécares, E. Collings, S. E. Fernández, C. Aláez, M. Fernández-Aláez, C Ferriol, C. García, P. Gomá, J. Gyllström, M. Hansson, L. A. Hietala, J. Kairesalo, T. Miracle, M. R. Romo, Rueda, J. Russell, V. Sthal-Delbanco. Svensson, M. Vakkilainen, K. Valentín, M. Van de Bund, W. J. Van Donk, E. Vicente, E y Villena, M. J. 2004. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*. 49:1633-1649.

Nandini, S y Ramakrishna, R. 2000. Microcosm experiments on the effect of nutrient enrichment and a soil layer on the development of freshwater plankton. *Limnologica*. 30:9-19.

Nandini, S. 2000. Responses of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): A demographic study. *Aquatic Ecology*. 34:227-242.

Nasselli- Flores, L. y Barone, R. 1994. Relationship between trophic state and plankton community structure in 21 Sicilian dam reservoirs. *Hydrobiologia* 275/276:197-205

Oliva, M. G. Rodríguez, A. Lugo, A. Sánchez, M. R. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*. 193-206.

Quirós, R. 2007. Manejo y recuperación de lagos urbanos. Documento de trabajo del área de Producción Acuática No. 6. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 16.

Ramos-Rodríguez, E. y Conde-Porcuna, J. M. 2003. Nutrient limitation on a planktonic rotifer: Life history consequences and starvation resistance. *Limnol. Oceanogr*. 933-938.

Rhee , G.Y. 1978. Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition and nitrate uptake. *Limnology and Oceanography*. 23:10-24

Romo, S. Miracle, M. R. Villena, M-J. Rueda, J. Ferriol, C. y Vicente, E. 2004. Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology*. 49:1593–1607.

Rothhaupt, K. O. 1995. Algal nutrient limitation affects rotifer growth rate but not ingestion rate. *Limnology and Oceanography*. 1201-1208.

Ruttner-Kolisko, A. 1975. Planktonic rotifers. Biology and taxonomy. *Die binnengewässer*. 1-146.

Sánchez, Ma. del R. Oliva, Ma. G. Castillo, J.M y Lugo, A. 2007. El Lago del Parque Urbano Tezozómoc. En: De la Lanza, G. (ed.) *Las aguas interiores de México, conceptos y casos*. AGT Editor, México D.F. 126-139

Sarma, S. S. S. Nandini, S y Gulati, R. D. 2002. Cost of reproduction in selected species of zooplankton (rotifers and cladocerans). *Hydrobiologia*. 481:89-99.

Sarma, S. S. S. Mangas- Ramírez, E y Nandini, S. 2002. Effect of ammonia toxicity on the competition among three species of cladocerans (Crustacea: Cladocera). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 1-9.

Sarma, S.S.S. García-Martínez, G y Nandini, S. 2007. Population growth of *Asplanchna brighwelli* (Rotifera) fed prey species having different morphological defenses. *Freshwater Ecology*. 22:667-676

Sarma, S. S. S y Martínez-Figueroa. 2000. Morfometría de *Filinia cornuta* (Weisse, 1847) (Rotífera: *Filiniidae*) en el estanque del parque Tezozómoc (México). *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*. 75-78.

Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*. 100:169-201.

Smith, V.H. 1983. Low Nitrogen to Phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*. 221:669-671.

Sommaruga, R. 1995. Microbial and classical food webs: A visit to a hypertrophic lake. *FEMS Microbiolog. Ecology*. 17:257-270.

Striebel, M. Spörl, G y Stibor, H. 2008. Light-induced changes of plankton growth and stoichiometry: Experiments with natural phytoplankton communities. *Limnology and Oceanography*. 53:513-522.

Walz, N. 1987. Comparative population dynamics of the rotifers *Brachionus angularis* and *Keratella cochlearis*. *Hydrobiologia*. 147:209-213

Anexo



Figura 1. *Keratella tropica*.



Figura2. *Brachionus angularis*.

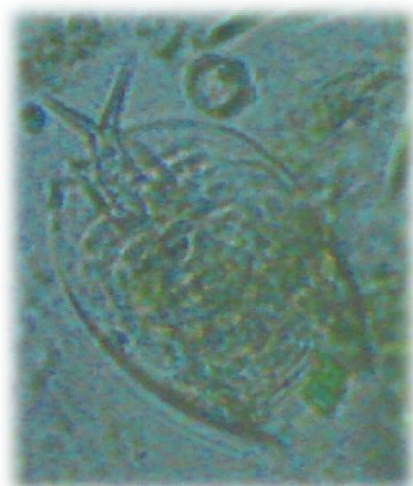


Figura 3. *Lepadella ovalis*.



Figura 4. *Brachionus calyciflorus*.



Figura 5. *Cephalodella catellina*.



Figura 6. *Trichocerca pusilla*.



Figura 7. *Trichocerca stylata*.



Figura 8. *Polyarthra vulgaris*.



Figura 9. *Filinia cornuta*.



Figura 10. *Filinia longiseta*.

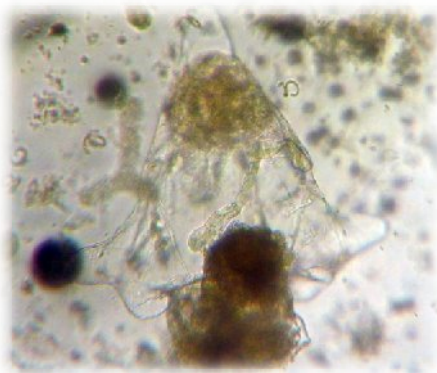


Figura 11. *Asplanchna brightwellii*.