

**Determinación de la biomasa de la comunidad de  
rotíferos en el Canal Cuemanco en Xochimilco,  
México.**

**TESIS**

**Que para obtener el grado de:**

**MAESTRA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS**

**P R E S E N T A**

**MARGARITA ZAMORA GARCÍA**

**2143806813**

**Comité Tutoral:**

**Directora:**

Dra. María Elena Castellanos Páez

**Codirector:**

Dr. Gilberto Vela Correa

**Asesora:**

Dra. Marcela I. Benítez Díaz Mirón

Ciudad de México, México

Marzo 2020

# **Determinación de la biomasa de la comunidad de rotíferos en el Canal Cuemanco en Xochimilco, México.**

Alumna

**Biól. Margarita Zamora García**

## **Comité tutorial**

**Directora:**

**Dra. María Elena Castellanos Páez**

Laboratorio de Rotiferología y Biología Molecular de Plancton. Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco.

**Codirector:**

**Dr. Gilberto Vela Correa**

Laboratorio de Edafología y Absorción Atómica. Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco.

**Asesora:**

**Dra. Marcela I. Benítez Díaz Mirón**

Laboratorio de Rotiferología y Biología Molecular de Plancton. Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco.

El jurado designado por la Comisión de la Maestría en Ciencias Agropecuarias aprobó la Tesis titulada

**Determinación de la biomasa de la comunidad de rotíferos en el Canal Cuemanco en Xochimilco, México.**

Que presentó

**Biól. Margarita Zamora García**

**Comité Sinodal:**

**Presidente:** Dr. Manuel A. Castillo Rivera

\_\_\_\_\_

**Secretario:** Dr. Javier Aldeco Ramírez

\_\_\_\_\_

**Vocal:** Dra. Marcela I. Benítez Díaz Mirón

\_\_\_\_\_

Marzo de 2020

## **Agradecimientos**

A la Dra. María Elena Castellanos Páez por sus valiosas enseñanzas, por su participación y compromiso para este trabajo. Además agradecer por ser la guía en este proyecto.

A la Dra. Marcela Benítez Díaz Mirón por su apoyo en la planeación, desarrollo, y conclusión de este trabajo, además de su valiosa participación y apoyo en las salidas a campo.

A la Dra. Gabriela Garza Mouriño por su apoyo emocional, técnico y científico para la realización de este trabajo.

Al Dr. Gilberto Vela Correa por sus observaciones y permitirme trabajar en su Laboratorio de Edafología y Absorción Atómica.

Al M. en E.A. Rubén A. Contreras Tapia por su apreciable apoyo en campo, laboratorio y sus observaciones en este escrito.

Al Biól. Oscar Cano Flores por su apoyo en las salidas a campo y trabajo de laboratorio.

Al Laboratorio de Rotiferología y Biología Molecular de Plancton (UAM-X) por ser mi segunda casa.

Al CONACyT por la beca otorgada para la realización de esta Maestría (570564).

A las personas que apoyaron en alguna de las salidas a campo, agradecer su valiosa participación.

## **Dedicatoria**

Este trabajo se lo dedico a mis padres Elvia y Nicéforo con mucho cariño por haberme formado como la persona que soy, los admiro y los amo.

A mi madre, que sin importar nuestras circunstancias principalmente económicas, siempre buscó la forma de apoyarme en todos los sentidos e impulsarme para seguir adelante, la admiro y sin ella como primer impulso no lo habría logrado.

Con mucho cariño a mis hermanas y hermanos, cómplices de aventuras, gracias porque siempre estuvieron en el momento que los necesité. A mi hermana América por nuestras batallas y riñas, perdón por adelantar tus canas, gracias por tu cariño, apoyo incondicional y por tomar el papel de mi segunda mamá.

Con amor a mi compañero de vida Rubén, por motivarme y a pesar de todo siempre creer en mí, por ser mi eslabón, mi apoyo incondicional y mi cómplice de aventuras.

A mi hija Rebeca, que aunque sé que eres muy pequeña para comprender mis palabras, quiero que sepas que eres mi motivación y mi impulso de cada día, me haces muy feliz. Eres lo más bonito y especial en mi vida.

A mis suegros con mucho cariño Conchita y Román, que siempre me han apoyado y han estado pendientes de mí, se los agradezco.

A mi segunda familia Male, Gaby y Marce, gracias por enseñarme a creer en mí y transmitirme sus conocimientos, ustedes saben que las admiro, no solo como docentes, si no como grandes personas, las quiero mucho.

A mis sobrinos, espero que logren sus sueños sin importar las circunstancias, no se limiten y que nada los detenga, los quiero.

A mi amiga y casi hermana de la infancia Naye que reforzó mi inquietud de seguir estudiando y que a pesar de la distancia, siempre ha estado pendiente.

## Índice

<b>Introducción .....</b>	<b>10</b>
<b>Objetivo general.....</b>	<b>11</b>
<b>Justificación.....</b>	<b>11</b>
<b>Hipótesis.....</b>	<b>11</b>
<b>Capítulo 1: Variación de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en Canal Cuemanco, Xochimilco durante un ciclo anual.....</b>	<b>12</b>
<b>Resumen .....</b>	<b>12</b>
<b>Objetivos .....</b>	<b>12</b>
<b>Revisión Bibliográfica.....</b>	<b>13</b>
Xochimilco.....	13
Lago de Xochimilco.....	13
<b>Material y Métodos .....</b>	<b>20</b>
Red de muestreo.....	20
Parámetros físicos y químicos.....	21
Nutrientes.....	21
Parámetros bióticos.....	21
Pigmentos fotosintéticos .....	21
Producción primaria.....	21
Índice del estado trófico de Carlson.....	22
Análisis de datos .....	22
<b>Resultados .....</b>	<b>23</b>
Parámetros físicos y químicos.....	23
Nutrientes.....	33

Parámetros bióticos .....	37
Pigmentos fotosintéticos .....	37
Producción primaria .....	41
Índice del estado trófico de Carlson.....	42
<b>Discusión .....</b>	<b>47</b>
<b>Conclusiones .....</b>	<b>52</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>52</b>
<b>Capítulo 2: Estimación bimensual de la abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos del Canal Cuemanco, Xochimilco.....</b>	<b>61</b>
<b>Resumen .....</b>	<b>61</b>
<b>Objetivo.....</b>	<b>62</b>
<b>Revisión Bibliográfica.....</b>	<b>63</b>
Rotíferos.....	63
Características importantes para la determinación taxonómica de Rotíferos .....	63
Dinámica Poblacional de la comunidad de Rotíferos .....	66
Alimentación de los rotíferos.....	68
Biomasa de rotíferos .....	68
Rotíferos de Xochimilco .....	70
<b>Material y Métodos .....</b>	<b>74</b>
Abundancia y diversidad de rotíferos .....	74
Red de muestreo.....	74
Colecta de material biológico .....	75
Índice de Shannon.....	75
Biomasa de la comunidad de zooplancton y rotíferos. ....	76

Determinación de rotíferos por biovolumen .....	76
Determinación de peso húmedo, peso seco y cenizas totales de la comunidad de plancton. ....	76
Determinación de Carbono Orgánico Total de la comunidad de plancton. ....	77
Determinación de índices del estado trófico del sistema .....	77
Índice de Saprobiedad (S) .....	77
Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Abundancia.....	78
Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Biomasa .....	78
Análisis de datos .....	78
<b>Resultados .....</b>	<b>79</b>
Abundancia y diversidad de rotíferos .....	79
Biomasa de la comunidad de zooplancton y rotíferos. ....	91
Biomasa de rotíferos por biovolumen.....	91
Determinación de peso húmedo, peso seco y cenizas totales de la comunidad de plancton. ....	97
Determinación de Carbono Orgánico Total de la comunidad de plancton. ....	99
Determinación de índices del estado trófico del sistema .....	101
Índice de Saprobiedad (S) .....	101
Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Abundancia.....	103
Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Biomasa .....	106
<b>Discusión .....</b>	<b>109</b>
<b>Conclusiones .....</b>	<b>113</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>114</b>
<b>Capítulo 3: La interacción de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua con la abundancia de la comunidad de rotíferos.....</b>	<b>125</b>
<b>Resumen .....</b>	<b>125</b>



<b>Objetivo</b> .....	<b>125</b>
<b>Revisión Bibliográfica</b> .....	<b>126</b>
Importancia de los rotíferos .....	126
Rotíferos como indicadores .....	126
Factores físicos y químicos .....	128
Temperatura .....	128
Concentración de Oxígeno.....	129
pH.....	129
<b>Material y Métodos</b> .....	<b>130</b>
Rotíferos en relación con los parámetros abióticos .....	130
Análisis de Correspondencia Canónica.....	130
<b>Resultados</b> .....	<b>130</b>
Rotíferos en relación con los parámetros abióticos .....	130
Análisis de Correspondencia Canónica.....	147
<b>Discusión</b> .....	<b>148</b>
<b>Conclusiones</b> .....	<b>150</b>
<b>Referencias</b> .....	<b>151</b>

## Introducción

En los ecosistemas, la composición de especies está asociada con las interacciones entre los parámetros bióticos y abióticos (Ricklefs, 1987). En los cuerpos de agua dulce, el zooplancton está constituido principalmente por ciliados, rotíferos, copépodos y otros crustáceos (Wallace y Snell, 2001; Conde-Porcuna *et al.*, 2004). La composición específica del zooplancton puede ser un excelente criterio para caracterizar el estado trófico de los sistemas acuáticos y para deducir la estructura de las comunidades acuáticas (Gannon y Stemberger, 1978; Hemraj *et al.*, 2017). El filo Rotifera, puede representar hasta el 30% de la biomasa del plancton de un cuerpo de agua (Hardy *et al.*, 1984). Aunque los rotíferos usualmente tienen menor biomasa que los micro crustáceos, su alta tasa de renovación los hace muy importantes en la dinámica trófica de las comunidades planctónicas de agua dulce (Bogdan y Gilbert, 1982; Xiong *et al.*, 2019). La composición de especies de rotíferos en los lagos es resultado de influencias de los parámetros físicos, químicos y biológicos. La composición de especies está asociada a gradientes del estado trófico, la temperatura o el pH (Ejsmont-Karabin, 1995; Klais *et al.*, 2016).

La biomasa de una comunidad acuática brinda información cuantitativa de la materia orgánica disponible para los siguientes niveles tróficos (Rossa *et al.*, 2007). Dentro de la comunidad zooplanctónica, en términos de carbono, los rotíferos pueden representar hasta el 60% de la biomasa del plancton de un cuerpo de agua (Baranyi *et al.*, 2002). La dificultad para realizar su estimación explica los pocos estudios publicados sobre este tema (Rossa *et al.*, 2007).

En México solo existen dos reportes de biomasa de rotíferos en cuerpos de agua dulce (Benítez-Díaz-Mirón *et al.*, 2014 y Castellanos-Páez *et al.*, 2014). En el lago de Xochimilco, los rotíferos son el grupo más representativo dentro del zooplancton (Garza-Mouriño *et al.*, 2003, Nandini *et al.*, 2005, Enríquez-García *et al.*, 2009). Por lo que el objetivo de la presente investigación fue estimar la biomasa de la comunidad de rotíferos y su relación con la producción primaria y los parámetros físicos y químicos del agua en el Canal Cuemanco en Xochimilco, México, durante un ciclo anual.

## **Objetivo general**

Estimar la diversidad, abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos y su relación con los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en el Canal Cuemanco en Xochimilco, México, durante un ciclo anual.

## **Justificación**

Los rotíferos juegan un papel fundamental en la producción secundaria y en la regulación de las comunidades en sistemas acuáticos (Conde-Porcuna *et al.*, 2004). Son un eslabón fundamental en las tramas tróficas, por su pequeño tamaño, alta tasa de reproducción, su movilidad y calidad nutricional (Garfias y Tirado, 2003; Sellami *et al.*, 2009). Estos organismos también son utilizados como bioindicadores de contaminación ya que responden rápidamente a tratamientos de aguas residuales mediante la eliminación de bacterias, además son utilizados en acuicultura farmacológica (Sarma *et al.*, 1996). Algunas especies son consideradas como indicadoras del estado trófico del sistema (Sladeczek, 1983; Ejsmont-Karabin *et al.*, 2012). Por lo tanto, estudiar la diversidad, abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos permite conocer el estado trófico del sistema. Además, estudiar los parámetros físicos, químicos y biológicos que determinan la abundancia de la comunidad de rotíferos ayuda en el entendimiento del sistema

## **Hipótesis**

La diversidad, abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos del Canal Cuemanco, Xochimilco serán característicos de un sistema eutrófico.

Los índices del estado trófico calculados con las variables ambientales y con la comunidad de rotíferos clasificarán al sistema como un sistema eutrófico.

La abundancia de rotíferos se verá determinada por los parámetros físicos, químicos y biológicos.

## **Capítulo 1: Variación de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en Canal Cuemanco, Xochimilco durante un ciclo anual**

### **Resumen**

Con el objetivo de evaluar los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua del canal Cuemanco se muestrearon mensualmente 3 estaciones a lo largo del canal de febrero de 2015 a enero de 2016. Para todas las estaciones se consideraron ambas costas del canal y los biotopos superficie y fondo. El total de muestras mensuales fue de 12 (3 estaciones x 2 costas x 2 biotopos). Se determinaron los siguientes parámetros físicos: temperatura, profundidad y transparencia; químicos: pH, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, amonio y fósforo total; y biológicos: pigmentos fotosintéticos, producción primaria neta, bruta y respiración. Además, se determinó el índice del estado trófico (TSI). Los parámetros presentaron una mayor variabilidad asociada a la temporalidad (meses) más que a los biotopos. La profundidad del canal tuvo una media anual de  $64.14 \pm 12.5$  cm con una transparencia media de  $31.9 \pm 7.8$  cm (lo que representó entre 28.7 y 85.7% de la columna de agua). La temperatura presentó diferencias significativas entre meses y entre los biotopos (media anual  $21.35 \pm 2.96$  °C), mientras que el pH fue ligeramente básico con una media anual de  $8.39 \pm 0.73$ . Con base en los resultados obtenidos para la producción primaria, Cuemanco es un cuerpo de agua mesoproductivo con meses euproductivo (PPB  $243.54 \pm 154.9$  mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>). Sin embargo, el índice de estado trófico siempre fue superior a 50, por lo que se considera el canal como un sistema con alta productividad (eutrófico).

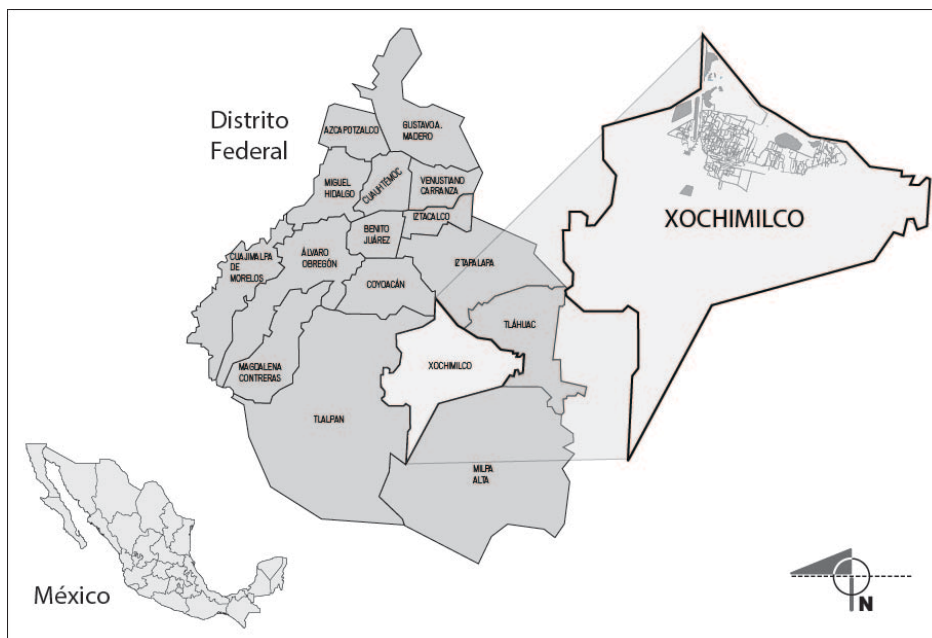
### **Objetivos**

- Determinar los parámetros físicos, químicos y biológicos del Canal Cuemanco durante un ciclo anual.
- Determinar la concentración de nutrimentos (nitritos, nitratos, amonio y fósforo total), y la producción primaria
- Determinar la relación entre los parámetros evaluados
- Determinar el índice de estado trófico del Canal Cuemanco

## Revisión Bibliográfica

### Xochimilco

Xochimilco es una de las 16 alcaldías de la Ciudad de México, cuenta con una extensión de 118.13 km<sup>2</sup>, lo que representa el 8% de la superficie total (INEGI, 2014a). La alcaldía de Xochimilco se encuentra ubicada entre los paralelos 19° 09' y 19° 19' de latitud Norte y los meridianos 99° 00' y 99° 10' de longitud Oeste, con una altitud de entre 2,200 y 3,100 msnm. Colinda al Norte con las alcaldías de Tlalpan, Coyoacán, Iztapalapa y Tláhuac; al Este con las de Tláhuac y Milpa Alta; al Sur con las de Milpa Alta y Tlalpan; y al Oeste con la alcaldía de Tlalpan (INEGI, 2014b), (Figura 1).



**Figura 1. Ubicación geográfica de la Delegación Xochimilco. Modificado de INEGI, (2014b).**

### Lago de Xochimilco

Los lagos de Xochimilco eran seis: Zumpango, Texcoco, Xaltocan, México, Xochimilco y Chalco (Rojas-Rabiela, 2004). Estos lagos cubrían todo el Valle de México con más de 470,000 ha. Los recursos naturales al interior de la cuenca eran ricos y consistían en manantiales a pie de montaña, bosques maderables y variedad de vertebrados e invertebrados comestibles. Este

ecosistema ha sido alterado desde tiempos prehispánicos, cuando se modificó el lago para producir una serie de canales alrededor de islas artificiales rectangulares llamadas chinampas (Armillas, 1971). En este sistema de seis lagos se formaron los primeros asentamientos urbanos, que con el tiempo empezaron a explotar los recursos naturales y posteriormente empezó la modificación del ecosistema lacustre con la transformación a suelo firme para ser habitado (Rojas-Rabiela, 2004).

Actualmente el Lago de Xochimilco, es una formación hidrológica cerrada que es drenada artificialmente, con un área de 9,600 km<sup>2</sup> (Ezcurra *et al.*, 2006). Es un cuerpo de agua somero compuesto por canales (Figura 2), con un promedio de 1 m de profundidad y un máximo que no excede de dos metros (Garza-Mouriño *et al.*, 2005). El uso de suelo en el lago de Xochimilco es diverso, existen zonas agrícolas, urbanas, turísticas y mixtas (Merlo-Galeazzi y Zambrano, 2014).

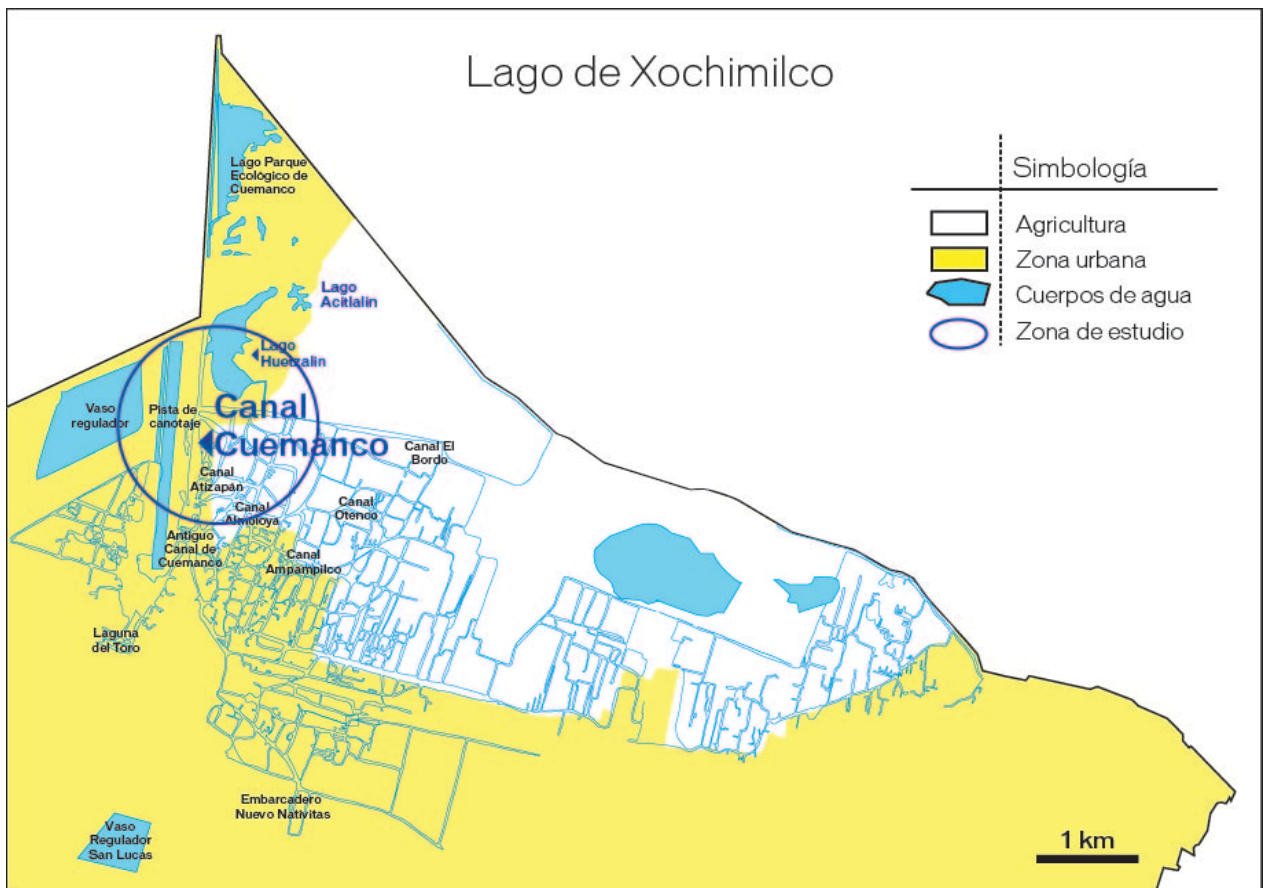


Figura 2. Lago de Xochimilco. Modificado de INEGI (2014a).

El caso de Xochimilco es un ejemplo de conflicto del crecimiento urbano en relación con la disponibilidad del agua subterránea entre las ciudades y las provincias, la sobreexplotación de las aguas subterráneas por la expansión de la Ciudad de México y el incremento de los volúmenes de aguas subterráneas extraídas para consumo de la ciudad, llevando al agotamiento de los recursos. Durante su paso por los canales, el agua recibe contaminación adicional por descargas domésticas, desechos de ganado de traspatio, y de actividades turísticas (Ramos-Bello *et al.*, 2001). Debido a los bajos niveles de agua en los canales, desde los años setentas el sistema recibe agua residual tratada de tres plantas de tratamiento, teniendo como mayor aporte a la planta de tratamiento Cerro de la Estrella. Esta planta, produce un efluente de aguas residuales tratadas de  $5 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ , provenientes de tratamiento con proceso de lodos activados y cloración, siendo estas aguas descargadas en el lago de Xochimilco (Juárez-Figueroa *et al.*, 2003; Martínez-Cruz *et al.*, 2006). El agua pluvial es otro aporte de agua al sistema. Además de estos aportes, los canales abiertos son sujetos a descargas de aguas residuales de asentamientos irregulares (Mazari-Hiriart *et al.*, 2000; Juárez-Figueroa *et al.*, 2003; Zambrano *et al.*, 2009; Merlín-Uribe *et al.*, 2013). Se estima que la población establecida de forma irregular en áreas adyacentes o dentro de la zona chinampera y de los canales asciende a más de 15,000 personas que aportan diariamente miles de millones de bacterias fecales al sistema (Espinosa, 2006).

Por otro lado, el uso de agroquímicos es común en la producción de flores en las chinampas, dando como resultado un agua de retorno agrícola con una carga de nitrógeno y fósforo que promueve el crecimiento de microalgas y malezas en el sistema (Espinosa, 2006). El sedimento del lago se compone principalmente por limo en un 49.9%, arcilla en un 21.9% y un 28.2% de arena y restos de materia vegetal (Fernández-Rendón y Barrera-Escorcia, 2013).

### ***Fauna***

Antes de la introducción de aguas tratadas a los canales de Xochimilco la fauna acuática existente en la zona era abundante (Stephan-Otto, 2003). A pesar de todos los impactos, actualmente este sistema tiene un gran valor ecológico. Los canales de Xochimilco albergan especies nativas de importancia biológica y comercial, como el charal blanco (*Chirostoma jordani*), el pez amarillo (*Girardhynichtys viviparus*), el ajolote (*Ambystoma mexicanum*) y el acocil (*Cambarellus*

*montezumae*; Sánchez-Meza *et al.*, 2009). Aunque actualmente estas especies acuáticas se encuentran desplazadas por especies introducidas como la carpa (*Cyprinus carpio*), tilapia (*Oreochromis niloticus*) y la lobina negra (*Micropterus salmoides*). Estas especies han generado grandes cambios en la estructura trófica. Ahora son tan abundantes que comprenden más del 95% de la biomasa de vertebrados en el sistema (Zambrano *et al.*, 2010).

El complejo ecosistema que conforman los canales y remanentes lacustres de Xochimilco, es un refugio y sustento para una cantidad considerable de vida silvestre. Su riqueza de aves asciende a 212 especies que ya fueron documentadas y de las cuales destacan 80 especies asociadas a los ambientes acuáticos; como los patos (17), chorlos y playeros (15) y las garzas (11). Otras especies que también dependen del lugar son el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) y el martín pescador nortero (*Ceryle alcyon*), las dos son especies visitantes en invierno. Las estructuras de las chinampas han favorecido a 112 especies de hábitos terrestres como pájaros carpinteros, chipes, gorriones, calandrias, y otras especies afines. En Xochimilco no hay ninguna especie de ave endémica. Sin embargo, es de suma importancia para las aves residentes ya que al menos 57 anidan en el humedal y 17 son especies acuáticas. Xochimilco no deja de ser de importancia para las aves migratorias ya que arriban 90 especies en la zona, principalmente en época invernal. Entre estas destaca el pelicano blanco (*Pelecanus erythrorhynchos*) que en los últimos años se ha detectado en grupos de cerca de 800 individuos, alimentándose de los peces de la zona (Meléndez y Romero, 2012).

Es refugio para algunas especies de patos (*Anas spp.*) y garzas entre las que se encuentra (*Egretta spp.*). Proporciona alimentación y descanso a especies como la garza *Ardea herodias* y el ave *Actitis macularia*. Debido a la mancha urbana los sitios con este tipo de humedales han disminuido, por esta razón constituyen una parte fundamental, para la reproducción de especies residentes, como es el caso del zambullidor orejado *Podiceps nigricollis*, siendo la Ciudad de México el primer reporte de reproducción para esta especie. El pato *Anas discors* es otra especie migratoria que se reproduce en el sitio durante todo el año entre otras especies cuyo único registro para la Ciudad de México ha sido en esta zona, como es el caso del ave *Jacana spinosa*. Además de otros organismos: 21 especies de peces, 10 de reptiles, 6 de anfibios y 23 de mamíferos (INECOL, 2002).



Se pueden encontrar algunas especies de las cuales se desconocen datos sobre su reproducción como la lagartija endémica *Phrynosoma orbiculare*, y la culebra *Thamnophis scaliger*. Para el caso de los mamíferos representa un sitio de refugio y alimentación, por ejemplo: para la musaraña (*Cryptotis parva*), el murciélago (*Mormoops megalophylla*) y para otras que dependen de los cuerpos de agua para subsistir, como es el caso del tlacuache (*Didelphis virginiana*), único marsupial en la Cuenca de México y el cacomixtle (*Bassariscus astutus*). Peces e invertebrados presentes en el ecosistema proveen de alimento a muchas especies de reptiles, aves y mamíferos (INECOL, 2002). Es un ecosistema de gran importancia para la biodiversidad de la Ciudad de México, ya que alberga especies endémicas y especies con alguna categoría de riesgo, según la NOM-059-SEMARNAT (SEMARNAT, 2010). Entre las especies con alguna categoría de riesgo se encuentran 10 bajo protección especial, 7 amenazadas, dos en peligro de extinción y 6 son endémicas (Tabla 1).

**Tabla 1. Especies de Xochimilco con alguna categoría de riesgo según la NOM-059.**

Especie	Nombre común	Endémica	Protección especial	Amenazada	Peligro de extinción
<i>Ambystoma mexicanum</i>	Ajolote acuático	X	X		X
<i>Ambystoma velasci</i>	Ajolote tigre de meseta		X		
<i>Rana montezumae</i>	Rana de Moctezuma	X	X		
<i>Kinosternon hirtipes</i>	Tortuga casquito		X		
<i>Crotalus molossus</i>	Cascabel cola negra		X		
<i>Anas platyrhynchos diazi</i>	Pato mexicano	X	X		
<i>Sceloporus grammicus</i>	Lagartija escamosa de mezquite		X		
<i>Ardea herodias</i>	Garza morena		X		
<i>Accipiter striatus</i>	Gavilán pecho rojo		X		
<i>Rallus limicola</i>	Rascón limícola		X		
<i>Phrynosoma orbiculare</i>	Lagartija cornuda de montaña	X		X	
<i>Thamnophis eques</i>	Culebra jarretera listonada			X	
<i>Thamnophis scaliger</i>	Culebra listonada de montaña	X		X	
<i>Pituophis deppei</i>	Cincuate	X		X	
<i>Rana tlaloci</i>	Rana de Tláloc	X			X
<i>Cupressus lusitánica</i>	Cedro blanco		X		
<i>Nymphaea mexicana</i>	Ninfa			X	
<i>Erythrina coralloides</i>	Colorín			X	

## **Flora**

Se encuentra conformada por vegetación halófila especies representadas por pasto salado (*Distichlis spicata*) especie dominante del sitio; asimismo, poblaciones de romerito (*Suaeda torreyana*) y otras especies como *Poa annua*, *Cynodon dactylum* y *Urtica dioica*. La vegetación acuática y subacuática (pantano) está integrada por Lentejilla (*Lemna minúscula*), chilacastle (*Wolffia columbiana*) y lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), de las cuales el lirio es la especie más abundante (INECOL, 2002).

En canales y lagunas, son característicos los “tulares” (*Typha latifolia*; *Scirpus americanus*, y en menor proporción *Cyperus* sp. y *Juncus* sp., entre otras), También se observa una comunidad de composición florística variable a lo largo de las diferentes épocas del año como berro (*Berula erecta*), atlanchán (*Cuphea angustifolia*); hierba del cáncer (*Lythrum vulneraria*); carrizo (*Phragmites australis*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), altamisa (*Bidens laevis*), chichicastle (*Lemna gibba*), tepalacate (*Hydromystria laevigata*) y paragüitas (*Hydrocotyle ranunculoides*). También se puede encontrar ahuejote (*Salix bonplandiana*); especies introducidas como el ahuehuete (*Taxodium mucronatum*), sauce llorón (*Salix babylonica*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*), eucalipto (*Eucalyptus* spp.) y fresno (*Fraxinus uhdei*). Las especies ninfa (*Nymphaea mexicana*) y los “tulares” (*Typha latifolia*; *Scirpus americanus*, *Cyperus* sp. y *Juncus* sp.) se encuentran en categoría de Amenazadas (SEMARNAT, 2010).

## **Nombramientos**

Debido a la importancia ecológica y cultural, Xochimilco ha sido sujeto de diferentes reconocimientos nacionales e internacionales que han servido como medidas de conservación (Tabla 2).

**Tabla 2. Reconocimientos Nacionales e Internacionales de Xochimilco.**

<b>Fecha</b>	<b>Evento</b>	<b>Características</b>
4 Diciembre de 1986	Zona de Monumentos Históricos	Por decreto Presidencial, Publicado en el diario oficial de la federación
11 Diciembre de 1987	Fue inscrito en el listado de <b>“Patrimonio cultural de la Humanidad”</b>	Por la Organización de Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO)
11 de Mayo de 1992	Se estableció como Área Natural Protegida, bajo la categoría de Zona Sujeta a conservación Ecológica denominada <b>"Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco"</b>	Por decreto Presidencial, Publicado en el Diario Oficial de la Federación
2 de Febrero de 2004	Sitio Ramsar 1363 <b>“Sistema lacustre Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”</b> .	Por ser un humedal de importancia internacional en el marco de la Convención sobre los Humedales

## Material y Métodos

### Red de muestreo

Con base en trabajos previos (Benítez-Díaz-Mirón *et al.*, 2014; Castellanos-Páez *et al.*, 2014), para la presente investigación se seleccionaron tres estaciones de muestreo en el Canal Cuemanco, Xochimilco, tomando en cuenta: costa A y costa B (ver Figura 3); y dos biotopos: superficie (S) y fondo (F). Los muestreos se realizaron mensualmente de febrero de 2015 a enero de 2016. Cada mes se seleccionó un día entre lunes y jueves, evitando los días con mayor actividad turística en la zona (viernes a domingo).

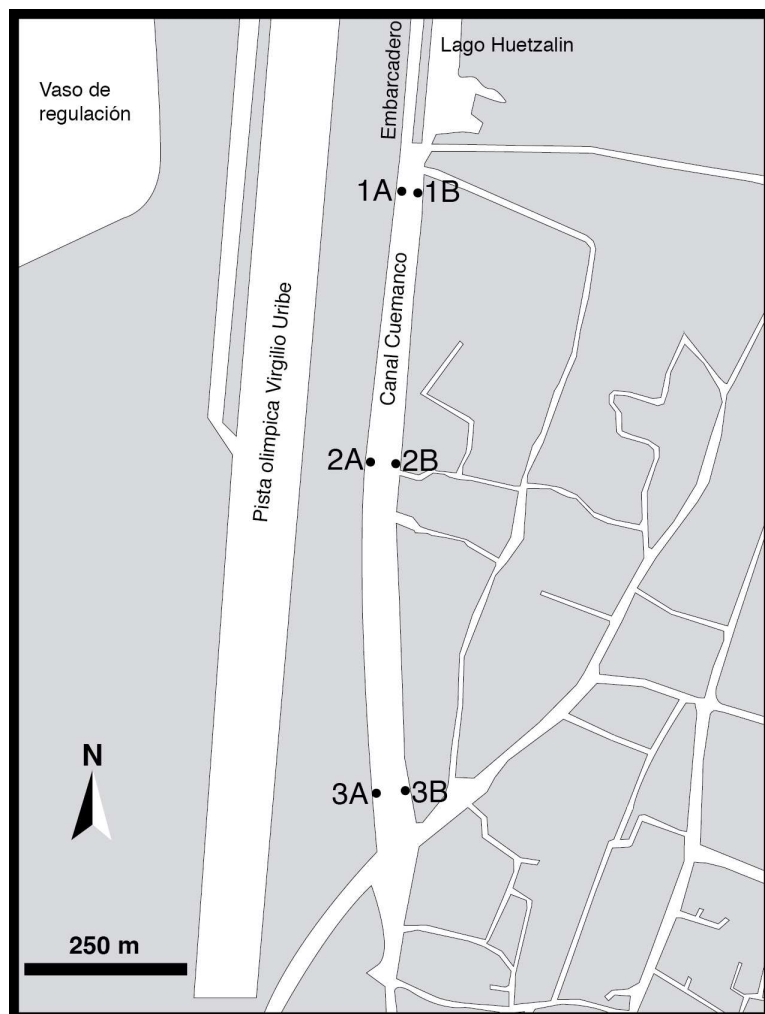


Figura 3. Estaciones de muestreo de biomasa del canal Cuemanco, Xochimilco (Modificado de Google Maps).

## **Parámetros físicos y químicos**

En cada una de las estaciones se evaluaron los parámetros físicos y químicos del agua: profundidad, transparencia, pH, temperatura, oxígeno disuelto y nutrientes. La transparencia y profundidad se determinaron con un Disco de Secchi con cuerda graduada cada centímetro. Para la medición de pH y temperatura se empleó un potenciómetro (Conductronic pH 10 Digital pH meter; México), previamente calibrado con soluciones buffer (pH 7 y 10). La determinación de la concentración de oxígeno disuelto se realizó por el método de Winkler modificado por Strickland y Parsons (1972).

## **Nutrientes**

Los nutrientes analizados fueron: nitrito ( $\text{NO}_2$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4$ ) y fósforo total ( $\text{PO}_4$ ). Para la toma de muestras se usaron 250 ml de agua de cada estación en frascos de vidrio previamente etiquetados que fueron mantenidos en congelación ( $-40^\circ\text{C}$ ) hasta la determinación colorimétrica por espectrofotometría. La determinación se realizó empleando un espectrofotómetro Hach DR 2800 (Hach, Alemania) usando los siguientes protocolos:  $\text{PO}_4$  método 10127;  $\text{NH}_4$  método 10023;  $\text{NO}_2$  método 8507; y  $\text{NO}_3$  método 8192 (Hach, 2007).

## **Parámetros bióticos**

### **Pigmentos fotosintéticos**

Se determinaron los pigmentos fotosintéticos: clorofila *a*, *b*, *c* y carotenoides, por el método estándar de espectrofotometría (extracción con acetona al 90%) descrito en Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon (1999).

### **Producción primaria**

La producción primaria de cada estación se estimó con el método de cambios en la concentración de oxígeno en botellas claras y oscuras (Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon, 1999). Se realizaron incubaciones *in situ* en botellas DBO de 300 ml (Corning, E.E. U.U). En cada estación se tomaron tres botellas: inicial, clara y oscura. La determinación de oxígeno disuelto se realizó

por el método de Winkler modificado por Strickland y Parsons (1972) y se convirtió a mg de carbono incorporado (Barreiro-Güemes y Signoret-Poillon, 1999).

### **Índice del estado trófico de Carlson**

Con los datos obtenidos de la transparencia de Secchi, clorofila *a* y concentración de fósforo total durante el muestreo anual se calculó el Índice del Estado Trófico de Carlson (Carlson, 1977). Con base a la cantidad obtenida por este índice, los cuerpos de agua son clasificados como: 0-40 baja productividad, 40-50 media productividad y >50 alta productividad. El índice se calcula con la siguiente fórmula modificada por Osgood (1982):

$$TSI = \frac{(TSI_{TP} + TSI_{chl} + TSI_{sd})}{3}$$

dónde:

$$TSI_{TP} = 4.14 + 14.43 \ln \text{Fósforo total } (\mu\text{g L}^{-1})$$

$$TSI_{chl} = 30.56 + 9.81 \ln \text{Clorofila } a \text{ } (\mu\text{g L}^{-1})$$

$$TSI_{sd} = 60 - 14.43 \ln \text{profundidad de Secchi } (m).$$

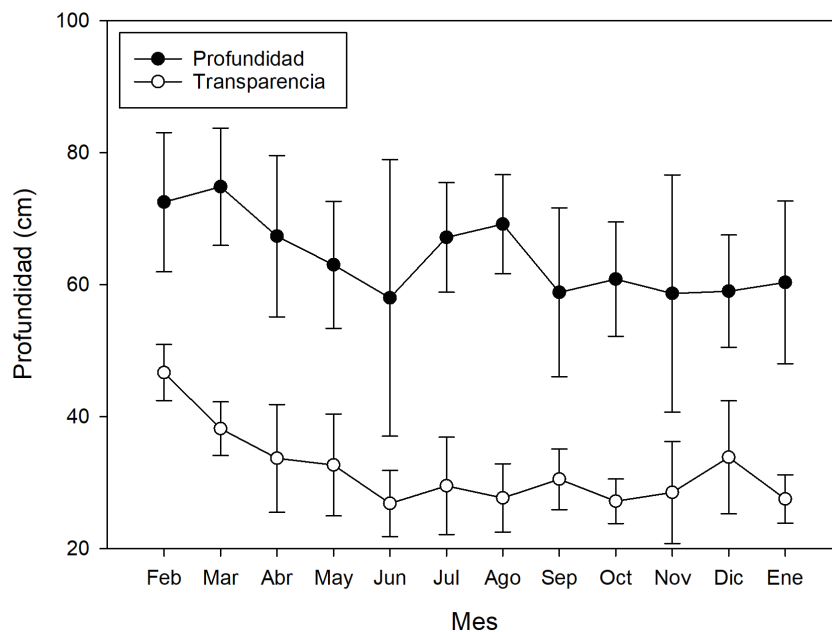
### **Análisis de datos**

Para la presentación de los datos se utilizó estadística descriptiva. Posteriormente se aplicaron pruebas de significancia estadística (Zar, 1996). Se realizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA de dos vías) para probar los efectos espaciales (biotopo), temporales (mes) y la interacción de ambos sobre los parámetros físicos, químicos y biológicos (PAST 3.20; Hammer, 2018). Para determinar la asociación entre los parámetros bióticos y abióticos se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (Zar, 1996).

## Resultados

### Parámetros físicos y químicos

La profundidad del canal Cuemanco fue de 28 cm la mínima y 90 cm la máxima con una media anual de  $64.14 \pm 12.55$  cm. En la Figura 4 se muestran los valores mensuales de la profundidad y transparencia del Canal Cuemanco. Como se puede observar la profundidad varió durante todo el año sin mostrar alguna tendencia. Las menores profundidades fueron registradas durante los meses de junio y septiembre a enero. La transparencia de la columna de agua tuvo una variación de 19.5 a 53 cm (media anual de  $31.9 \pm 7.8$  cm) lo que representó entre 28.7 y 85.7% de la profundidad de la columna de agua (media  $51.10 \pm 13.57$  %). Febrero fue el único mes de muestreo con transparencias superiores al 50% de la columna de agua.



**Figura 4. Profundidad y transparencia de la columna de agua del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Se muestra la media y la desviación estándar.**

Los parámetros físicos, químicos y biológicos se presentan en la Tabla 3. En la tabla se muestra la media y desviación estándar por estación (1-3), por costa (A o B) y por biotopo (S o F);, así como los valores mínimos y máximos de cada uno de los parámetros evaluados.

Tabla 3. Variables físicas, químicas y biológicas de las estaciones de muestreo

Variables (unidad)	IAS	IAF	IBS	IBF
<b>Profundidad (cm)</b>	<b>48 ± 10.59</b> 29 - 64	<b>48 ± 10.59</b> 29 - 64	<b>62.83 ± 8.63</b> 49 - 78	<b>62.83 ± 8.63</b> 49 - 78
<b>Transparencia (cm)</b>	<b>29.83 ± 7.4</b> 21 - 47	<b>29.83 ± 7.4</b> 21 - 47	<b>28.41 ± 6.93</b> 21 - 45	<b>28.66 ± 6.81</b> 21 - 45
<b>Temperatura (°C)</b>	<b>22.84 ± 2.56</b> 18.6 - 25.9	<b>21.69 ± 2.17</b> 17.3 - 24.2	<b>22.5 ± 3.04</b> 18 - 26.9	<b>21.12 ± 2.72</b> 16.8 - 24.4
<b>pH</b>	<b>8.8 ± 0.59</b> 7.42 - 9.55	<b>8.83 ± 0.56</b> 7.57 - 9.52	<b>8.77 ± 0.56</b> 7.61 - 9.66	<b>8.72 ± 0.5</b> 7.84 - 9.45
<b>O.D. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>7.81 ± 0.88</b> 6.1 - 9.09	<b>7.28 ± 1.1</b> 5.51 - 8.67	<b>6.75 ± 1.29</b> 4.65 - 8.97	<b>5.71 ± 1.42</b> 3.9 - 8.04
<b>Nitritos NO<sub>2</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.09 ± 0.07</b> 0.003 - 0.218	<b>0.18 ± 0.22</b> 0.005 - 0.77	<b>0.12 ± 0.11</b> 0.01 - 0.377	<b>0.09 ± 0.09</b> 0.001 - 0.263
<b>Nitratos NO<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1.26 ± 0.98</b> 0.001 - 2.9	<b>1.87 ± 2.11</b> 0.5 - 8	<b>1.18 ± 0.52</b> 0.5 - 2.4	<b>1.37 ± 1.43</b> 0.1 - 5.5
<b>Amonio NH<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.09 ± 0.18</b> 0.001 - 0.64	<b>0.11 ± 0.19</b> 0.01 - 0.72	<b>0.13 ± 0.2</b> 0.01 - 0.73	<b>0.16 ± 0.18</b> 0.01 - 0.68
<b>Fósforo total PO<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>4.39 ± 1.27</b> 1.7 - 6.55	<b>4.31 ± 1.12</b> 2.5 - 6.31	<b>4.38 ± 1.08</b> 2.4 - 5.9	<b>3.84 ± 1.16</b> 0.9 - 5.2
<b>Clorofila a (Chl a µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>11.52 ± 5.6</b> 2.594 - 22.983	<b>12.29 ± 5.03</b> 6.512 - 25.11	<b>9.77 ± 4.92</b> 2.97 - 23.518	<b>12.81 ± 4.77</b> 6.896 - 25.051
<b>Clorofila b (Chl b µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1.86 ± 1.42</b> 0.292 - 4.911	<b>1.64 ± 1.17</b> 0.75 - 5.121	<b>1.35 ± 1.11</b> 0.001 - 4.32	<b>2.28 ± 1.27</b> 0.925 - 4.949
<b>Clorofila c (Chl c µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1.56 ± 1.39</b> 0.001 - 4.772	<b>1.51 ± 1.37</b> 0.001 - 4.405	<b>1.21 ± 1.07</b> 0.001 - 3.708	<b>1.96 ± 1.71</b> 0.001 - 5.078
<b>Carotenos (µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.58 ± 0.37</b> 0.124 - 1.5	<b>0.62 ± 0.32</b> 0.158 - 1.31	<b>0.52 ± 0.27</b> 0.177 - 1.069	<b>0.61 ± 0.33</b> 0.194 - 1.3
<b>Producción primaria bruta (PPb mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>197.9 ± 112.69</b> 37.666 - 372.668	<b>161.39 ± 95.23</b> 18.62 - 284.221	<b>222.71 ± 134.77</b> 44.097 - 587.157	<b>277.41 ± 161.51</b> 82.559 - 600.998
<b>Producción primaria neta (PPn mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>107.7 ± 74.35</b> 14.941 - 238.88	<b>110.93 ± 73.22</b> 12.37 - 235.087	<b>143.88 ± 129.46</b> 6.246 - 479.792	<b>216.26 ± 138.66</b> 69.267 - 501.876
<b>Respiración (R mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>160.01 ± 157.05</b> 11.25 - 600.077	<b>166.38 ± 199.26</b> 0.496 - 577.688	<b>164.5 ± 128.87</b> 15.382 - 387.602	<b>102.91 ± 175.15</b> 0.556 - 619.69



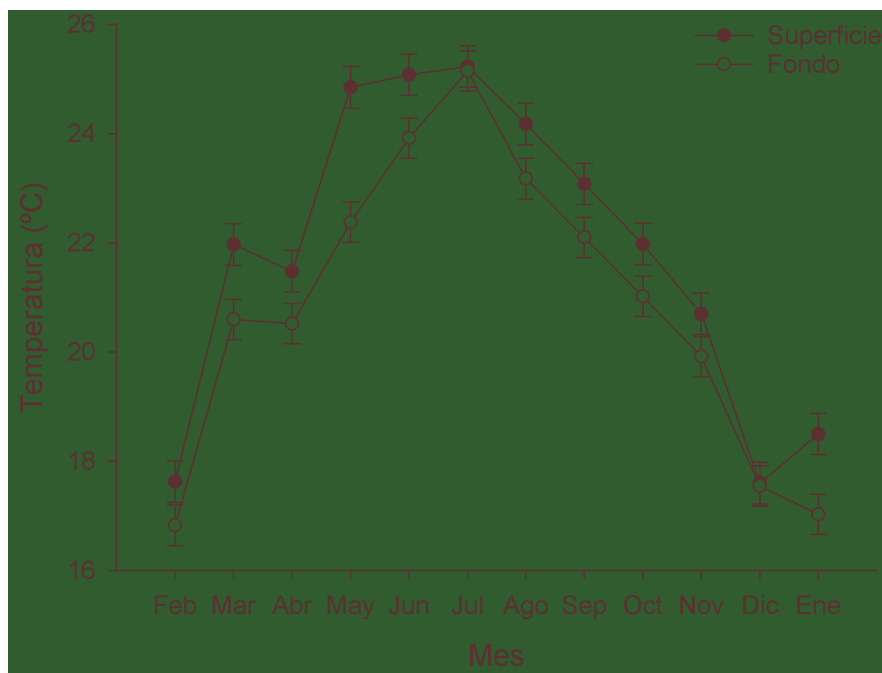
**Tabla 3. Variables físicas, químicas y biológicas de las estaciones de muestreo (Continuación)**

<b>Variables (unidad)</b>	<b>2AS</b>	<b>2AF</b>	<b>2BS</b>	<b>2BF</b>
<b>Profundidad (cm)</b>	<b>73.75 ± 9.73</b> 61 - 90	<b>73.75 ± 9.73</b> 61 - 90	<b>66.08 ± 14.52</b> 28 - 82	<b>66.08 ± 14.52</b> 28 - 82
<b>Transparencia (cm)</b>	<b>30.29 ± 6.36</b> 23 - 47	<b>30.29 ± 6.36</b> 23 - 47	<b>27.37 ± 6.45</b> 19.5 - 40	<b>27.37 ± 6.45</b> 19.5 - 40
<b>Temperatura (°C)</b>	<b>22.67 ± 3.18</b> 17.9 - 27	<b>20.85 ± 3.12</b> 15.7 - 25.5	<b>22.32 ± 2.76</b> 17.9 - 26.5	<b>20.6 ± 3.33</b> 15.6 - 26.7
<b>pH</b>	<b>8.66 ± 0.49</b> 7.54 - 9.38	<b>8.52 ± 0.43</b> 7.75 - 9.25	<b>8.49 ± 0.5</b> 7.33 - 9.22	<b>8.51 ± 0.49</b> 7.28 - 9.28
<b>O.D. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>7.33 ± 1.45</b> 3.71 - 8.94	<b>5.4 ± 1.8</b> 1.45 - 7.5	<b>6.29 ± 2.03</b> 3.76 - 9.16	<b>5.21 ± 1.39</b> 2.61 - 7.58
<b>Nitritos NO<sub>2</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.15 ± 0.12</b> 0.006 - 0.348	<b>0.17 ± 0.17</b> 0.008 - 0.549	<b>0.14 ± 0.12</b> 0.009 - 0.355	<b>0.15 ± 0.12</b> 0.013 - 0.375
<b>Nitratos NO<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>2.41 ± 1.61</b> 0.1 - 5	<b>2.43 ± 2.31</b> 0.4 - 7.4	<b>1.8 ± 1.27</b> 0.4 - 3.9	<b>1.8 ± 1.2</b> 0.5 - 4.7
<b>Amonio NH<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.12 ± 0.18</b> 0.01 - 0.67	<b>0.43 ± 0.94</b> 0.001 - 3.4	<b>0.14 ± 0.18</b> 0.001 - 0.63	<b>0.29 ± 0.17</b> 0.08 - 0.72
<b>Fósforo total PO<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>4.26 ± 1.58</b> 0.6 - 6.75	<b>4.11 ± 1.48</b> 2.3 - 7.7	<b>3.83 ± 0.98</b> 2.1 - 5.5	<b>4.12 ± 1.83</b> 0.001 - 7.12
<b>Clorofila a (Chl a µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>10.05 ± 3.85</b> 6.63 - 20.142	<b>11.74 ± 5.35</b> 0.301 - 23.484	<b>10.1 ± 4.57</b> 4.41 - 22.4	<b>13.3 ± 8.03</b> 0.065 - 30.696
<b>Clorofila b (Chl b µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1.51 ± 0.63</b> 0.707 - 2.761	<b>1.65 ± 1.07</b> 0.001 - 3.979	<b>1.67 ± 1.49</b> 0.001 - 5.337	<b>3.68 ± 4.85</b> 0.991 - 18.216
<b>Clorofila c (Chl c µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1.14 ± 0.95</b> 0.001 - 2.711	<b>1.27 ± 1.02</b> 0.001 - 3.645	<b>1.38 ± 1.46</b> 0.001 - 5.149	<b>2.48 ± 3.01</b> 0.001 - 9.98
<b>Carotenos (µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.49 ± 0.23</b> 0.197 - 0.89	<b>0.51 ± 0.33</b> 0.016 - 1.26	<b>0.49 ± 0.26</b> 0.125 - 0.952	<b>0.59 ± 0.33</b> 0.18 - 1.31
<b>Producción primaria bruta (PPb mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>308.67 ± 211.64</b> 56.785 - 738.43	<b>394.36 ± 239.15</b> 12.768 - 667.188	<b>237.7 ± 129.88</b> 56.907 - 503.619	<b>291.97 ± 137.95</b> 37.963 - 475.155
<b>Producción primaria neta (PPn mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>127.19 ± 93.05</b> 0.426 - 264.945	<b>277.24 ± 192.02</b> 16.523 - 639.063	<b>172.25 ± 144.07</b> 0.748 - 483.306	<b>173.02 ± 132.76</b> 32.089 - 381.331
<b>Respiración (R mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>229.41 ± 251.24</b> 37.5 - 833.095	<b>192.9 ± 195.5</b> 11.225 - 701.823	<b>120.67 ± 101.67</b> 11.25 - 318.949	<b>180.52 ± 159.73</b> 24.375 - 511.146

**Tabla 3. Variables físicas, químicas y biológicas de las estaciones de muestreo (Continuación)**

<b>Variables (unidad)</b>	<b>3AS</b>	<b>3AF</b>	<b>3BS</b>	<b>3BF</b>
<b>Profundidad (cm)</b>	<b>66 ± 7.76</b> 56 - 78	<b>66 ± 7.76</b> 56 - 78	<b>68.16 ± 7.22</b> 57 - 81	<b>68.16 ± 7.22</b> 57 - 81
<b>Transparencia (cm)</b>	<b>38 ± 7.33</b> 28 - 48	<b>38 ± 7.33</b> 28 - 48	<b>37.41 ± 6.94</b> 27 - 53	<b>37.41 ± 6.94</b> 27 - 53
<b>Temperatura (°C)</b>	<b>20.23 ± 3.48</b> 14.4 - 24	<b>20.78 ± 3.37</b> 16.1 - 28.3	<b>20.57 ± 2.3</b> 16.4 - 23.4	<b>20.05 ± 2.46</b> 14.4 - 22.8
<b>pH</b>	<b>8.35 ± 0.38</b> 7.9 - 9.38	<b>8.39 ± 0.42</b> 7.85 - 9.25	<b>8.09 ± 0.67</b> 6.71 - 9.16	<b>8.14 ± 0.5</b> 7.16 - 9.16
<b>O.D. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>6.7 ± 1.06</b> 5.17 - 8.72	<b>5.18 ± 0.95</b> 3.92 - 6.7	<b>5.56 ± 0.97</b> 3.88 - 7.3	<b>5.1 ± 0.96</b> 3.72 - 6.59
<b>Nitritos NO<sub>2</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.37 ± 0.24</b> 0.082 - 0.964	<b>0.38 ± 0.24</b> 0.086 - 0.974	<b>0.4 ± 0.24</b> 0.081 - 0.972	<b>0.39 ± 0.24</b> 0.081 - 0.962
<b>Nitratos NO<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>4.12 ± 2.04</b> 1 - 7.6	<b>3.73 ± 1.83</b> 0.9 - 7.2	<b>4.4 ± 2.86</b> 1.3 - 10.6	<b>3.63 ± 1.64</b> 1.1 - 6.5
<b>Amonio NH<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1.15 ± 1.11</b> 0.001 - 3.64	<b>0.84 ± 0.87</b> 0.001 - 2.5	<b>1.18 ± 1.06</b> 0.001 - 3.16	<b>1.18 ± 1.06</b> 0.01 - 3.44
<b>Fósforo total PO<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>4.42 ± 1</b> 2.6 - 6.5	<b>4.34 ± 1.4</b> 1.9 - 6.2	<b>4.44 ± 1.9</b> 0.8 - 6.9	<b>4.11 ± 1.36</b> 1.3 - 6
<b>Clorofila a (Chl a µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>8.74 ± 3.53</b> 4.476 - 14.307	<b>9.51 ± 3.52</b> 4.641 - 14.41	<b>9.95 ± 4.5</b> 4.087 - 18.567	<b>10.11 ± 3.48</b> 4.47 - 15.456
<b>Clorofila b (Chl b µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.99 ± 0.57</b> 0.001 - 2.082	<b>0.94 ± 0.6</b> 0.001 - 2.024	<b>1.27 ± 0.88</b> 0.001 - 3.335	<b>1.16 ± 0.58</b> 0.001 - 2.098
<b>Clorofila c (Chl c µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.95 ± 0.78</b> 0.001 - 2.56	<b>1.07 ± 0.85</b> 0.001 - 2.528	<b>1 ± 0.98</b> 0.001 - 2.92	<b>0.88 ± 0.65</b> 0.001 - 1.92
<b>Carotenos (µg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>0.42 ± 0.24</b> 0.182 - 0.94	<b>0.5 ± 0.28</b> 0.224 - 1.213	<b>0.47 ± 0.32</b> 0.089 - 1.29	<b>0.47 ± 0.22</b> 0.232 - 1
<b>Producción primaria bruta (PPb mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>149.6 ± 105.8</b> 6.179 - 350.52	<b>257.12 ± 94.82</b> 100.501 - 386.38	<b>199.5 ± 110.96</b> 43.911 - 412.407	<b>224.09 ± 141.24</b> 18.569 - 512.574
<b>Producción primaria neta (PPn mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>114.85 ± 92.67</b> 12.452 - 302.971	<b>168.59 ± 87.49</b> 24.977 - 318.464	<b>147.2 ± 72.13</b> 25.026 - 266.24	<b>150.03 ± 104.1</b> 0.251 - 344.662
<b>Respiración (R mgC m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>)</b>	<b>127.5 ± 174.06</b> 15.251 - 577.341	<b>167.37 ± 179.57</b> 7.5 - 515.625	<b>101.29 ± 139.81</b> 0.338 - 431.805	<b>138.24 ± 114.04</b> 29.903 - 406.126

La temperatura media anual del agua del canal fue de  $21.35 \pm 2.96$  °C. La temperatura máxima registrada fue de 28.30 °C en el biotopo fondo durante el mes de julio, mientras que la mínima de 14.40 °C fue registrada en dos ocasiones, la primera en el biotopo superficie en el mes de diciembre y la segunda en el mes de enero en el biotopo fondo. En términos de biotopo, la temperatura media anual de la superficie fue superior y significativamente diferente a la temperatura del fondo ( $21.86 \pm 3.0$  y  $20.85 \pm 2.84$  respectivamente; ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ; Figura 5). A excepción de los meses de julio y diciembre, el resto del año, la media de la temperatura en el biotopo superficie fue mas elevada en comparación con el fondo (Figura 5; ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ). La temporada con mayor temperatura fue de mayo a agosto que corresponde a la estacionalidad primavera-verano. La temperatura presentó diferencias significativas entre los meses y los biotopos muestreados (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ), sin embargo no se presentaron diferencias en la interacción de ambos (ANOVA de dos vías  $p = 0.769$ ; Tabla 4).



**Figura 5. Temperatura (°C) de la columna de agua del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Se muestra la media y el error estándar para cada mes.**

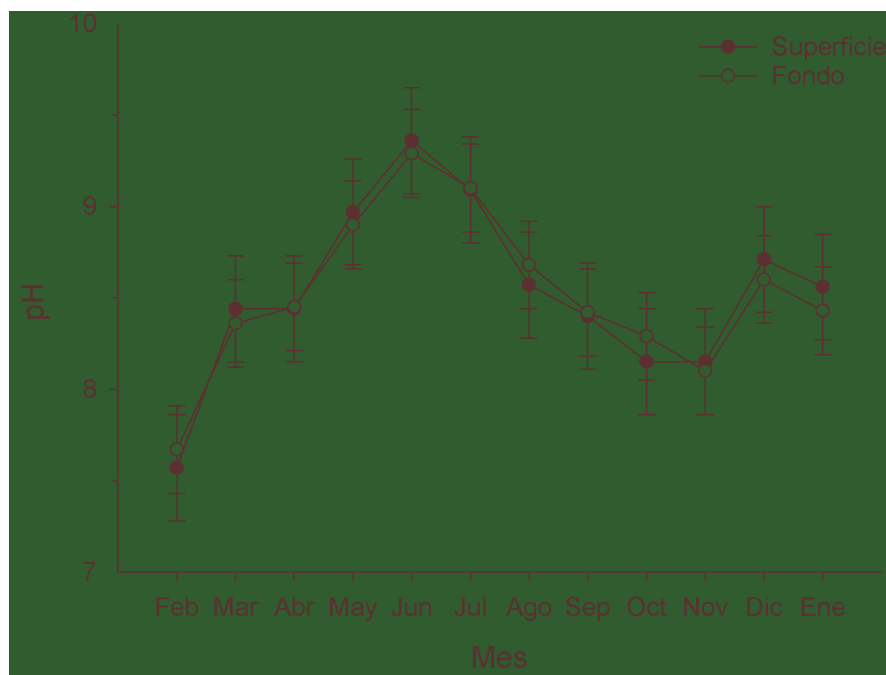
En la Figura 6 se muestran los registros de temperatura por estación de muestreo. Para cada estación se muestran los valores para ambos biotopos y para todos los meses. Todas las

estaciones registraron un patrón estacional de temperatura, alcanzando las mayores temperaturas durante la temporada de primavera y verano, en comparación con los menores registros durante invierno. Como se puede observar, las estación 3 (ambas costas) presentaron las menores temperaturas comparadas con las otras estaciones (Figura 6).



**Figura 6. Temperatura (°C) de la columna de agua de las estaciones de muestreo del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Los círculos negros representan el biotopo superficie y los círculos blancos el biotopo fondo.**

El valor de pH se consideró como ligeramente básico, ya que se registró de 6.47 a 9.66 con una media anual de  $8.39 \pm 0.73$ . En la Figura 7 se presentan los valores medios de pH por biotopo para cada mes analizado. Como se puede observar el pH varió durante todo el año de muestreo, con valores mas elevados en los muestreos de mayo a julio (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ), mientras que valores mas cercanos a la neutralidad fueron observados en el mes de febrero. Las variaciones mensuales en el pH presentaron diferencias significativas (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ). No se observaron diferencias significativas entre biotopos (ANOVA de dos vías  $p = 0.866$ ), y la interacción de ambos factores tampoco resultó significativa (ANOVA de dos vías  $p = 0.998$ ; Tabla 4).



**Figura 7. pH de la columna de agua del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Se muestra la media y el error estándar para cada mes.**

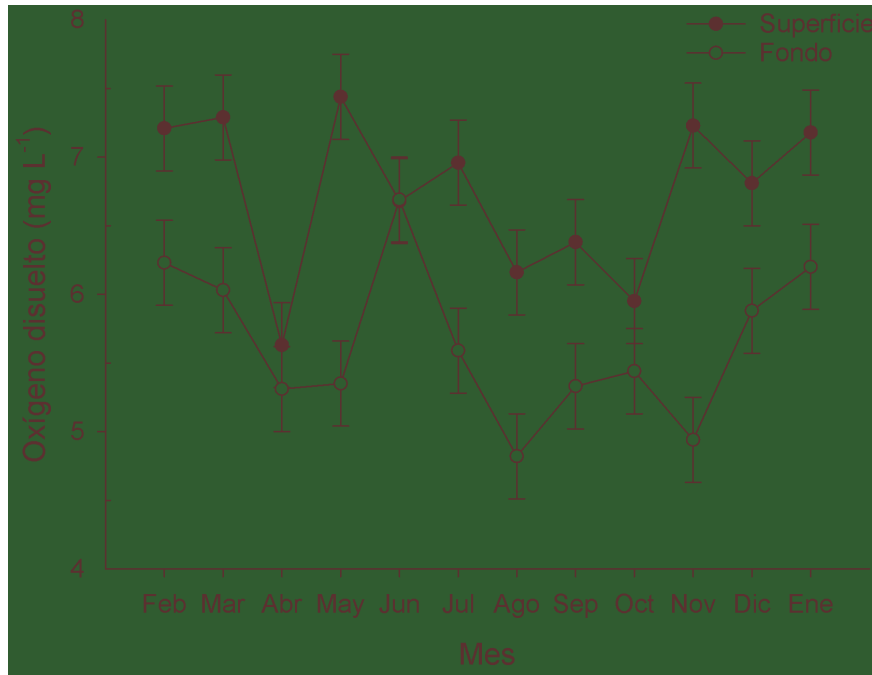
En la Figura 8 se muestran los registros de pH para cada estación muestreada. Las estaciones uno y dos presentaron el patrón que se observó en la media mensual general (Figura 7), sin embargo la estación 3 presentó otro patrón de registros (Figura 8).



**Figura 8. pH de la columna de agua de las estaciones de muestreo del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Los círculos negros representan el biotopo superficie y los círculos blancos el biotopo fondo.**

La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua osciló de 1.45 a 9.16 mg L<sup>-1</sup> con una media anual de 6.20 ± 1.57 mg L<sup>-1</sup> (Figura 9); no obstante, no se presentaron diferencias significativas entre meses (ANOVA de dos vías  $p=0.298$ ) y tampoco hubo significancia en la interacción con el factor biotopo (ANOVA de dos vías  $p=0.833$ ; Tabla 4). Sin embargo, las

diferencias entre biotopos si resultaron significativas. En general, el oxígeno disuelto fue más elevado en el biotopo superficie con una media anual de  $6.74 \pm 1.48 \text{ mg L}^{-1}$ , y con diferencias significativas respecto a la media del fondo de  $5.65 \pm 1.48 \text{ mg L}^{-1}$  (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ). La menor concentración de oxígeno disuelto se presentó en el biotopo fondo durante el mes de noviembre.



**Figura 9. Oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de la columna de agua del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Se muestra la media y el error estándar para cada mes.**

Aún cuando cada estación de muestreo presentó diferente patrón de oscilación en la concentración del oxígeno disuelto durante el año de muestreo (Figura 10), en la mayoría de los casos la concentración fue superior en el biotopo superficie.



**Figura 10. Oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de la columna de agua de las estaciones de muestreo del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Los círculos negros representan el biotopo superficie y los círculos blancos el biotopo fondo.**



**Tabla 4. Reporte de ANOVA de dos vías para temperatura, pH y oxígeno disuelto del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
<b>Temperatura</b>					
Mes:	985.193	11	89.563	49.78	0.000*
Biotopo:	36.673	1	36.673	20.38	0.000*
Interacción:	13.157	11	1.196	0.66	0.769
Entre:	215.920	120	1.799		
Total:	1250.940	143			
<b>pH</b>					
Mes:	27.180	11	2.471	18.56	0.000*
Biotopo:	0.004	1	0.004	0.03	0.866
Interacción:	0.275	11	0.025	0.19	0.998
Entre:	15.975	120	0.133		
Total:	43.434	143			
<b>OD</b>					
Mes:	29.196	11	2.654	1.19	0.298
Biotopo:	43.088	1	43.088	19.39	0.000*
Interacción:	14.460	11	1.315	0.59	0.833
Entre:	266.725	120	2.223		
Total:	353.470	143			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

### **Nutrientes**

En la Figura 11 se muestran los valores medios de los nutrientes para cada biotopo durante el año de muestreo. Los nitritos ( $\text{NO}_2$ ) se registraron de 0.0 a 0.97  $\text{mg L}^{-1}$  con una media anual de  $0.22 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ , presentando diferencias significativas entre los meses de muestreo (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ), sin significancia estadística entre biotopos (ANOVA de dos vías  $p = 0.561$ ) ni en la interacción de ambos factores (ANOVA de dos vías  $p = 1.00$ ; Tabla 5). En general, las concentraciones registradas en ambos biotopos siguieron el mismo comportamiento durante el

año de muestreo, con las concentraciones más bajas en el período de julio a octubre. Las concentraciones de nitritos en el fondo fueron ligeramente superiores en todos los meses con excepción de septiembre y enero, con una media anual de  $0.23 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ , comparado con superficie cuya media fue de  $0.22 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ , sin embargo dichas diferencias no fueron significativas (ANOVA de dos vías  $p=0.561$ ).

Los nitratos ( $\text{NO}_3$ ) se presentaron en concentraciones desde 0.0 hasta  $10.6 \text{ mg L}^{-1}$  con una media anual de  $2.59 \pm 2.0 \text{ mg L}^{-1}$ , presentaron diferencias significativas entre meses (ANOVA de dos vías  $p<0.05$ ) y no entre biotopos (ANOVA de dos vías  $p=0.849$ ), ni significancia en la interacción de ambos factores (ANOVA de dos vías  $p=0.997$ ; Tabla 5). Las concentraciones medias de nitratos en ambos biotopos mostraron una fluctuación anual similar, con las menores concentraciones durante mayo a noviembre (Figura 11). Las concentraciones de  $\text{NO}_3$  fueron superiores en el biotopo superficie en 7 de los 12 meses con una media de  $2.61 \pm 2.1 \text{ mg L}^{-1}$ , comparado con  $2.58 \pm 2.0 \text{ mg L}^{-1}$  para el biotopo fondo. A pesar de estas diferencias entre biotopos, dichas diferencias no fueron significativas. Tanto los nitritos como los nitratos presentaron las concentraciones más altas durante el mes de Febrero para ambos biotopos.

El amonio ( $\text{NH}_4$ ) se presentó en concentraciones de 0.0 a  $3.64 \text{ mg L}^{-1}$  con una media anual de  $0.51 \pm 0.8 \text{ mg L}^{-1}$  y se registró en concentraciones mayores en el biotopo fondo con una media de  $0.52 \pm 0.8 \text{ mg L}^{-1}$ , sin embargo dichas diferencias no fueron estadísticamente significativas (ANOVA de dos vías  $p=0.794$ ). Al igual que los otros dos compuestos nitrogenados, el amonio presentó fluctuaciones anuales similares en ambos biotopos, y registró concentraciones significativamente menores en el periodo de mayo a octubre (Figura 11; ANOVA de dos vías  $p=0.001$ ). La interacción de los factores mes y biotopo no fue estadísticamente significativa (ANOVA de dos vías  $p=1.000$ ; Tabla 5).

Las concentraciones de fósforo ( $\text{PO}_4$ ) fueron de 0.0 a  $7.70 \text{ mg L}^{-1}$  con una media de  $4.19 \pm 1.4 \text{ mg L}^{-1}$ . Las concentraciones de  $\text{PO}_4$  fueron superiores en igual número de meses para ambos biotopos (6), no obstante, la concentración fue ligeramente mayor en el biotopo superficie con una media de  $4.26 \pm 1.4 \text{ mg L}^{-1}$  en comparación con  $4.13 \pm 1.4 \text{ mg L}^{-1}$  registrado en fondo, por lo que, no se encontraron diferencias significativas entre biotopos (ANOVA de dos vías  $p=0.441$ ).

En el mes de abril fue cuando se registró la menor concentración de fósforo. La amplia fluctuación entre meses se reflejó estadísticamente (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ; Tabla 5).



**Figura 11. Nutrientes (mg L<sup>-1</sup>) de la columna de agua del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Se muestra la media y el error estándar.**

**Tabla 5. Reporte de ANOVA de dos vías para los nutrientes analizados del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

	<b>SS</b>	<b>DF</b>	<b>MS</b>	<b><i>f</i></b>	<b><i>p</i></b>
<b>NO<sub>2</sub></b>					
Mes:	2.62001	11	0.238182	7.788	0.000*
Biotopo:	0.0103955	1	0.0103955	0.3399	0.561
Interacción:	0.0417584	11	0.00379622	0.1241	1.000
Entre:	3.67003	120	0.0305836		
Total:	6.34219	143			
<b>NO<sub>3</sub></b>					
Mes:	224.542	11	20.4129	6.821	0.000*
Biotopo:	0.108406	1	0.108406	0.03622	0.849
Interacción:	6.93012	11	0.630011	0.2105	0.997
Entre:	359.122	120	2.99268		
Total:	590.702	143			
<b>NH<sub>4</sub></b>					
Mes:	19.9854	11	1.81686	3.233	0.001*
Biotopo:	0.0386122	1	0.0386122	0.06871	0.794
Interacción:	0.20052	11	0.0182291	0.03244	1.000
Entre:	67.4393	120	0.561995		
Total:	87.6639	143			
<b>PO<sub>4</sub></b>					
Mes:	96.4826	11	8.77114	6.806	0.000*
Biotopo:	0.76986	1	0.76986	0.5974	0.441
Interacción:	6.45778	11	0.587071	0.4555	0.927
Entre:	154.649	120	1.28875		
Total:	258.36	143			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

## Parámetros bióticos

### Pigmentos fotosintéticos

Cada pigmento fotosintético analizado tuvo un patrón de concentración diferente a lo largo del año, registrando de los valores más altos durante el mes de Mayo (Figura 12), con excepción de carotenos cuyo registró más alto fue durante el mes de enero. A pesar de la amplia variabilidad anual en la concentración de los pigmentos fotosintéticos analizados, el biotopo fondo presentó una media anual superior a la superficie en los cuatro pigmentos (Tabla 3; Figura 12).

La clorofila *a* (*chl a*) se registró entre 0.07 y 30.69  $\mu\text{g L}^{-1}$  con una media anual de  $10.83 \pm 4.9 \mu\text{g L}^{-1}$ . El comportamiento de *chl a* fue similar para ambos biotopos, registrando su menor concentración en el mes de febrero y su mayor en el mes de mayo. En todos los meses, con excepción de diciembre, las concentraciones registradas de *chl a* fueron superiores en el biotopo fondo. Así mismo, la media anual registrada por biotopo fue superior en fondo con  $11.63 \pm 5.2 \mu\text{g L}^{-1}$ , comparado con  $10.02 \pm 4.5 \mu\text{g L}^{-1}$  para superficie (Figura 12). Las diferencias citadas fueron estadísticamente significativas (ANOVA de dos vías  $p=0.005$ ). Las diferencias tanto entre biotopos como entre meses fueron estadísticamente significativas (ANOVA de dos vías (ANOVA de dos vías  $p<0.05$ ), contrario a la interacción entre ambos factores (ANOVA de dos vías  $p=0.886$ ; Tabla 6).

La clorofila *b* (*chl b*) se registró de 0.0 a 18.22  $\mu\text{g L}^{-1}$ , con una media anual de  $1.67 \pm 1.8 \mu\text{g L}^{-1}$ . En general, las concentraciones de *chl b* en ambos biotopos se mostraron constantes teniendo sus menores registros en el mes de febrero y enero, mientras que la mayor concentración para el biotopo superficie fue durante el mes de mayo y para el fondo en el mes de julio (Figura 12). El biotopo fondo registró las mayores concentraciones y tuvo una media anual de  $1.90 \pm 2.3 \mu\text{g L}^{-1}$  en comparación con  $1.45 \pm 1.1 \mu\text{g L}^{-1}$  registrada en superficie. No se presentaron diferencias significativas entre los biotopos (ANOVA de dos vías  $p=0.110$ ), las diferencias fueron significativas entre los meses (ANOVA de dos vías  $p=0.001$ ) y la interacción de ambos factores no fue significativa (ANOVA de dos vías  $p=0.736$ ; Tabla 6).

La clorofila *c* (*chl c*) mostró una amplia variación anual comenzando con concentraciones bajas de febrero a abril, seguido por concentraciones superiores de mayo a julio y un posterior descenso de agosto a enero con un pico en el mes de noviembre (Figura 12). La media anual fue de  $1.37 \pm 1.4 \mu\text{g L}^{-1}$  alcanzando hasta  $9.98 \mu\text{g L}^{-1}$ . Entre biotopos no se presentaron diferencias significativas (ANOVA de dos vías  $p=0.087$ ), las diferencias fueron significativas entre los meses (ANOVA de dos vías  $p<0.05$ ) y la interacción de ambos factores no fue significativa (ANOVA de dos vías  $p=0.660$ ; Tabla 6).

Los carotenos presentaron su mayor concentración en el mes de enero y sus menores concentraciones en los meses de febrero y junio (Figura 12). La concentración de carotenos fue superior en el biotopo fondo con una media de  $0.55 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$  (comparado con  $0.50 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$  en superficie). Los carotenos presentaron diferencias significativas (ANOVA de dos vías  $p<0.05$ ), no presentaron diferencias entre estaciones (ANOVA de dos vías  $p=0.070$ ) y las diferencias no fueron significativas en la interacción de ambos factores (ANOVA de dos vías  $p=0.719$ ; Tabla 6).



**Figura 12. Pigmentos fotosintéticos ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) de la columna de agua del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Se muestra la media y el error estándar.**

**Tabla 6. Reporte de ANOVA de dos vías para los pigmentos fotosintéticos del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

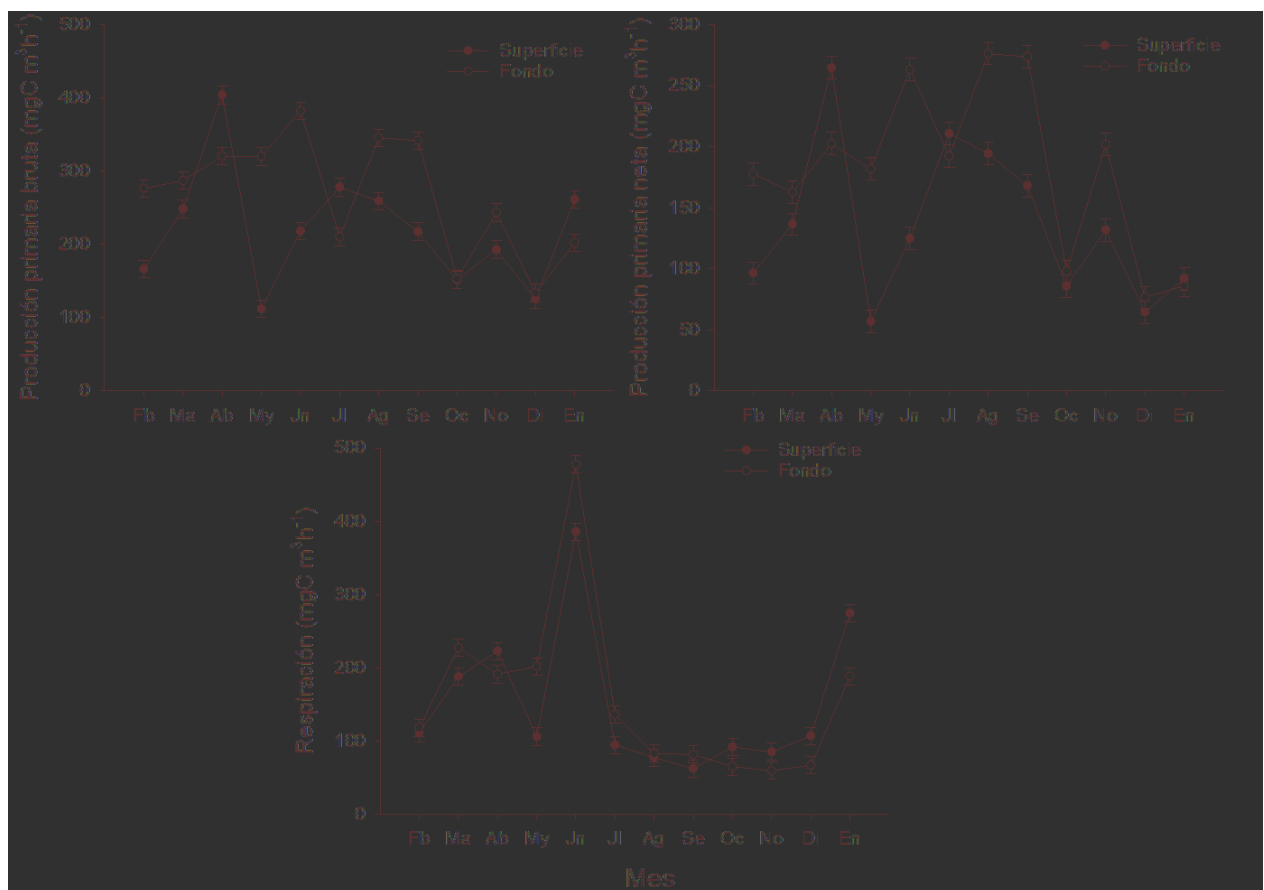
	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
<i>Chl a</i>					
Mes:	1966	11	178.727	15.92	0.000*
Biotopo:	93.2039	1	93.2039	8.3	0.005*
Interacción:	64.4468	11	5.8588	0.5217	0.886
Entre:	1347.51	120	11.2293		
Total:	3471.17	143			
<i>Chl b</i>					
Mes:	95.4735	11	8.67941	3.089	0.001*
Biotopo:	7.29518	1	7.29518	2.597	0.110
Interacción:	21.6587	11	1.96897	0.7008	0.736
Entre:	337.138	120	2.80949		
Total:	461.566	143			
<i>Chl c</i>					
Mes:	124.465	11	11.315	8.92	0.000*
Biotopo:	3.77104	1	3.77104	2.973	0.087
Interacción:	10.8741	11	0.98855	0.7793	0.660
Entre:	152.227	120	1.26856		
Total:	291.337	143			
<i>Carotenos</i>					
Mes:	8.20144	11	0.745585	22.92	0.000*
Biotopo:	0.10912	1	0.10912	3.355	0.070
Interacción:	0.257229	11	0.0233844	0.7189	0.719
Entre:	3.90341	120	0.0325284		
Total:	12.4712	143			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$



## Producción primaria

La Producción Primaria Bruta (PPB) y la Producción Primaria Neta (PPN) presentaron una amplia variación mensual. La media anual de la PPB y la PPN fue superior en el biotopo fondo, mientras que la Respiración (R) fue mayor en el biotopo superficie. La media anual de la PPB fue de  $243.54 \pm 154.9 \text{ mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$  y fue superior en el biotopo fondo con una media de  $267.73 \pm 163.7 \text{ mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$ . El menor registro fue en el biotopo fondo en el mes de mayo (Figura 13). La PPN tuvo una media anual de  $159.10 \pm 121.38 \text{ mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$ , presentando sus menores registros en el mes de Junio, cuando la R presentó sus mayores registros (Figura 13). Al igual que la PPB, la media anual de la PPN fue significativamente superior en el biotopo fondo ( $182.69 \pm 133.86 \text{ mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) vs. superficie con  $135.52 \pm 103.8 \text{ mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$ ).



**Figura 13. Producción primaria ( $\text{mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) de la columna de agua del Canal Cuemanco durante el año de muestreo. Se muestra la media y el error estándar.**

Tanto la PPB como la PPN presentaron diferencias significativas entre los meses y los biotopos (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ), no obstante, la interacción de ambos factores no resultó significativa (ANOVA de dos vías  $p > 0.05$ ; Tabla 7). En el caso de la R, sólo se registraron diferencias significativas entre los meses (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ; Tabla 7).

**Tabla 7. Reporte de ANOVA de dos vías para la producción primaria del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

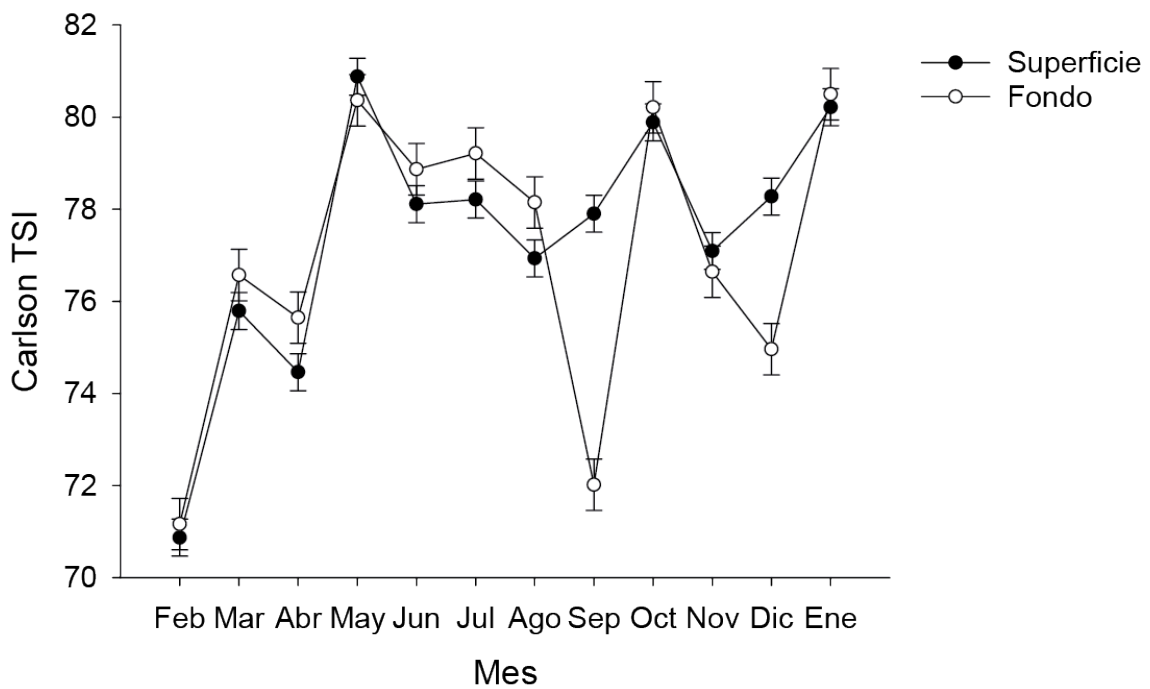
	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
<b>PPB</b>					
Mes:	553453	11	50313.9	2.409	0.010*
Biotopo:	84263.3	1	84263.3	4.034	0.047*
Interacción:	288961	11	26269.2	1.258	0.257
Entre:	2506620	120	20888.5		
Total:	3433300	143			
<b>PPN</b>					
Mes:	452207	11	41109.7	3.41	0.000*
Biotopo:	80093.7	1	80093.7	6.644	0.011*
Interacción:	127933	11	11630.3	0.9648	0.482
Entre:	1446550	120	12054.6		
Total:	2106790	143			
<b>R</b>					
Mes:	1451760	11	131978	6.535	0.000*
Biotopo:	2018.9	1	2018.9	0.09997	0.752
Interacción:	96385	11	8762.27	0.4339	0.938
Entre:	2423370	120	20194.7		
Total:	3973530	143			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

### Índice del estado trófico de Carlson

La media anual del índice del estado trófico de Carlson (TSI) del canal Cuemanco fue de  $77.21 \pm 4.67$ , lo cual considera al canal Cuemanco como un cuerpo de agua con alta productividad. En

términos de biotopo, el biotopo superficie tuvo una media anual de  $77.39 \pm 3.33$  en comparación con  $77.03 \pm 5.73$  del biotopo fondo. Estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (ANOVA de dos vías  $p=0.594$ ). Es importante mencionar que durante todo el año se obtuvieron valores  $>50$  TSI, por lo que siempre se calificó como un cuerpo de agua de alta productividad. No se observó una estacionalidad en el TSI (Figura 14), no obstante, la variabilidad temporal presentó diferencias significativas (ANOVA de dos vías  $p<0.05$ ). La interacción de ambos factores no presentó diferencias significativas (ANOVA de dos vías  $p=0.612$ ; Tabla 8).



**Figura 14. Índice del estado trófico de Carlson durante un año en la red de muestreo del Canal Cuemanco, Xochimilco.**

**Tabla 8. Reporte de ANOVA de dos vías para el índice del estado trófico del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

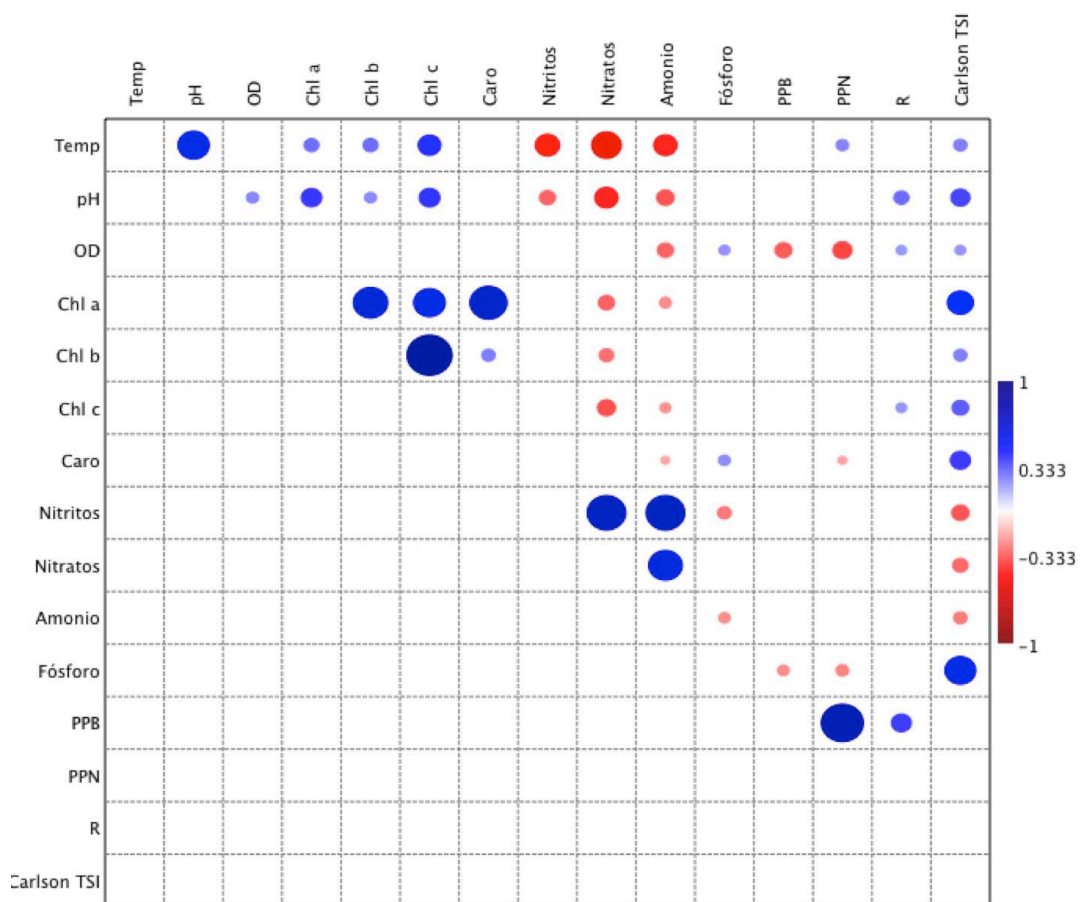
	<b>SS</b>	<b>DF</b>	<b>MS</b>	<b><i>f</i></b>	<b><i>p</i></b>
<b>TSI</b>					
Mes:	998.443	11	90.7675	5.525	0.000*
Biotopo:	4.6875	1	4.6875	0.2853	0.594
Interacción:	149.687	11	13.6079	0.8284	0.612
Entre:	1971	120	16.4274		
Total:	3124	143			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

En la Tabla 9 se presenta la matriz de correlación de Pearson entre los parámetros bióticos y abióticos, se muestran en negritas los valores superiores a 0.5 correlaciones positivas y menores a -0.5 para correlaciones negativas.

	Temp	pH	OD	<i>Chl a</i>	<i>Chl b</i>	<i>Chl c</i>	Carot	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	PPB	
<b>Temp</b>													
<b>pH</b>	<b>0.59</b>												
<b>OD</b>	0.11	0.23											
<b><i>Chl a</i></b>	0.28	0.39	0.04										
<b><i>Chl b</i></b>	0.28	0.22	0.02	<b>0.64</b>									
<b><i>Chl c</i></b>	0.42	0.39	0.11	<b>0.59</b>	<b>0.85</b>								
<b>Carot</b>	-0.11	0.10	0.07	<b>0.69</b>	0.25	0.05							
<b>NO<sub>2</sub></b>	-0.46	-0.30	-0.12	-0.15	-0.14	-0.14	-0.13						
<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>-0.55</b>	-0.44	-0.11	-0.30	-0.27	-0.34	-0.08	<b>0.72</b>					
<b>NH<sub>4</sub></b>	-0.44	-0.33	-0.30	-0.22	-0.16	-0.21	-0.17	<b>0.73</b>	<b>0.63</b>				
<b>PO<sub>4</sub></b>	-0.03	0.13	0.21	0.10	-0.02	0.05	0.22	-0.26	-0.05	-0.22			
<b>PPB</b>	0.15	0.06	-0.32	0.04	-0.01	0.01	-0.07	-0.06	-0.10	-0.05	-0.22		
<b>PPN</b>	0.23	0.06	-0.36	0.01	0.00	0.07	-0.17	-0.06	-0.11	-0.04	-0.24	<b>0.79</b>	
<b>R</b>	0.13	0.28	0.19	0.08	0.13	0.20	-0.01	0.03	-0.06	-0.12	0.00	0.37	
<b>TSI</b>	0.25	0.36	0.20	0.49	0.24	0.31	0.38	-0.32	-0.29	-0.25	<b>0.58</b>	-0.10	

Se encontraron 10 relaciones positivas y una relación negativa entre los parámetros (Tabla 9). La temperatura presentó una correlación significativa positiva con el pH (0.59), mientras que tuvo una correlación significativa negativa con los nitratos. La *chl a* tuvo relaciones positivas con los demás pigmentos fotosintéticos (*chl a-chl b*: 0.64; *-chl c*: 0.59; *-carotenos*: 0.69), mientras la *chl b* con la *chl c* (0.85). Por otro lado, los compuestos nitrogenados tuvieron relaciones positivas entre sí ( $\text{NO}_2\text{-NO}_3$  y  $\text{NO}_2\text{-NH}_4$ : 0.73;  $\text{NO}_3\text{-NH}_4$ : 0.63). En el caso de la producción primaria, la PPB y la PPN tuvieron una correlación positiva con 0.59. El TSI presentó una correlación positiva con el  $\text{PO}_4$  (0.58). En la Figura 15 se muestra gráficamente las correlaciones estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ).



**Figura 15. Matriz de la correlación de Pearson de las variables analizadas. Para cada correlación significativa ( $p < 0.05$ ) se presenta un círculo. El color azul representa las relaciones positivas mientras que el color rojo las relaciones negativas. El tamaño del círculo y la intensidad del color está en relación a la fortaleza de la relación.**

## Discusión

Este estudio presenta los parámetros abióticos y bióticos del canal Cuemanco durante un ciclo anual. Considerando que, durante el año de muestreo, la profundidad del canal no superó los 90 cm en ambas costas (Figura 4), resulta evidente la variabilidad en los parámetros evaluados, debido a que tal y como lo reportan otros autores, las fluctuaciones del nivel del agua ejercen no solo cambios físicos y químicos, sino también biológicos (Jackson *et al.*, 2001; Yang *et al.*, 2017; Schiaffino *et al.*, 2019); es común que durante los períodos secos (asociados a bajos niveles de agua), aumenten los valores de conductividad, pH y turbidez inorgánica (Chaparro *et al.*, 2011), así como las biomásas de fitoplancton y bacterioplancton (por ejemplo, Kobayashi *et al.*, 2009; Chaparro *et al.*, 2014), lo que además influye en la estructura de la comunidad (Baranyi *et al.*, 2002).

En los meses de febrero y marzo se presentó la mayor profundidad y posteriormente descendió sin alcanzar la profundidad observada al principio del muestreo. Este descenso en la profundidad del Canal se debe en gran medida a que el aporte de agua al sistema depende además de la precipitación, de fuentes externas como los efluentes de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella ( $5 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ ; Juárez-Figueroa *et al.*, 2003; Martínez-Cruz *et al.*, 2006).

Por otra parte, a pesar de que la columna de agua del Canal Cuemanco es poco profunda, se encontraron diferencias significativas entre los biotopos de superficie y fondo para 5 de los 14 parámetros evaluados (Tabla 3), (temperatura, O.D., *chl a*, PPB y PPN). Por otro lado, 13 de los 14 parámetros evaluados presentaron diferencias significativas entre los meses de muestreo. Las condiciones observadas a lo largo del año corresponden a las descritas para lagos eutróficos, principalmente por la disminución de la transparencia del agua y una clara diferencia entre las capas superficiales, ricas en oxígeno y el hipolimnion desoxigenado. La hipoxia en el hipolimnion conduce a una carga interna de fósforo que se libera desde el sedimento, que a su vez amplifica la eutrofización del sistema (Vinçon-Leite y Casenave, 2019).

La temperatura del agua mostró un incremento durante el verano y fue significativamente superior en el biotopo superficie (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ). La radiación solar es la principal fuente de calor para un lago y la temperatura de la superficie está directamente relacionada con el

clima, mientras que el fondo se ve más influido por la morfometría del lago (Robertson e Imberger, 1994; Hondzo y Stefan, 1996). La cantidad de luz que puede recibir un lago depende de diversos factores como la altura sobre el nivel del mar, la posición geográfica y la temporada del año, registrando su mayor cantidad durante verano y generalmente es absorbida por la superficie del cuerpo de agua (Golterman, 1975; Wetzel y Likens, 2001). Este patrón puede explicar lo observado en el Canal Cuemanco, con un incremento significativo en el periodo de mayo a julio, correspondiente al verano (Figura 5).

El pH registrado osciló de manera temporal (meses) y no espacial (biotopo) durante el año de muestreo (Figura 7). Durante todo el año el pH se registró como básico. El pH menor a 6.5 (ácido) es considerado como perjudicial para la mayoría de los organismos acuáticos (USEPA, 1980) y esta asociado a cuerpos de agua oligotróficos, mientras que el pH neutro y básico están asociados a cuerpos de agua eutróficos y mesotróficos (Soni *et al.*, 2013). El pH, se encontró relacionado positivamente con la temperatura (Tabla 8). Esta relación es reconocida ya que un aumento en la temperatura conlleva a un aumento en los registros de pH (Wetzel y Likens, 2001). En la presente investigación esta relación se pudo observar en los registros de ambos parámetros (Figura 5 y 7).

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros más importantes en los lagos y su concentración refleja los procesos químicos y físicos del cuerpo de agua (Wetzel y Likens, 2001). Además, es un factor vital para la vida acuática. En cuerpos de agua continentales, la concentración de oxígeno disuelto para la vida acuática no debe ser menor a  $5.0 \text{ mg L}^{-1}$  (Murphy, 2007). El oxígeno disuelto fue registrado de entre  $1.45$  a  $9.16 \text{ mg L}^{-1}$  con una media anual de  $6.20 \pm 1.57 \text{ mg L}^{-1}$ . La media anual de todas las estaciones fue mayor a  $5.1 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabla 3). El oxígeno disuelto fue significativamente menor en el biotopo fondo que en la superficie durante todo el año (Figura 9). Esto puede deberse a que en cuerpos de agua lenticos como Cuemanco, el oxígeno entra en la superficie de la columna de agua y en el fondo es común que la concentración sea menor debido a la descomposición de la materia orgánica por las bacterias que viven en el fondo del cuerpo de agua (Robarts *et al.*, 2005; Murphy, 2007).



El nitrógeno es el elemento químico más abundante de la atmósfera terrestre (cerca del 80%) y uno de los componentes esenciales de las biomoléculas como los aminoácidos (Camargo y Alonso, 2007). Las formas más comunes de nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos son el amonio, nitrito y nitrato (Wetzel y Likens, 2001). El amonio tiende a ser oxidado a nitrato por bacterias quimioautótrofas ( $\text{NH}_4 > \text{NO}_2 > \text{NO}_3$ ; Wetzel y Likens, 2001). En el presente estudio el nitrito, nitrato y amonio presentaron una correlación significativa. Estos compuestos están presentes como resultado de la deposición atmosférica, escurrimientos, disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno, fijación de nitrógeno por ciertos procariontes, y la degradación de la materia orgánica (Wetzel y Likens, 2001; Camargo y Alonso, 2007). La descomposición orgánica y aporte externo (contaminación antropogénica) se evidencia por las concentraciones encontradas de estos compuestos en el Canal Cuemanco (González *et al.*, 2004). Los altos niveles de nitrógeno inorgánico pueden tener efectos adversos en ciertos organismos acuáticos, sin embargo estos compuestos pueden ser removidos del agua por macrófitas, algas y bacterias que la asimilan y lo ocupan como fuente de nitrógeno (Dodds *et al.*, 2002; Smith, 2003).

El amonio y los nitratos son empleados como indicadores de la calidad del agua de cuerpos dulceacuícolas. De acuerdo a Zanetta (1994), la calidad del agua según la concentración de amonio es: 0 – 0.04 mg L<sup>-1</sup> muy pura; 0.04 – 0.24 mg L<sup>-1</sup> pura; 0.24 – 0.7 mg L<sup>-1</sup> casi pura; 0.7 – 2.5 poco contaminada; 2.5 – 6.7 mg L<sup>-1</sup> contaminada; y muy contaminada >6.7 mg L<sup>-1</sup>. Con base en esta clasificación, el agua del Canal puede considerarse como *casi pura* debido a que la media anual de la concentración de amonio es de  $0.51 \pm 0.8$  mg L<sup>-1</sup>. Como se puede observar en la Figura 11, el amonio presentó una amplia variabilidad a lo largo del año en ambos biotopos. De enero a abril se registró poco contaminada (0.70 – 0.78 mg L<sup>-1</sup>), de mayo a octubre se presentó con calidad pura (0.06 – 0.35 mg L<sup>-1</sup>), en octubre se ajustó a la clasificación de muy pura (0.02 mg L<sup>-1</sup>), mientras que en noviembre y diciembre se observó contaminada (0.91 – 1.26 mg L<sup>-1</sup>). Es importante destacar que las concentraciones de amonio no se presentaron en concentraciones superiores a 3.64 mg L<sup>-1</sup>, es decir no se registró en condiciones muy contaminadas. La estación 3 (ambas costas y biotopos) presentaron medias superiores a las demás estaciones, consideradas como poco contaminadas (0.85 a 1.23 mg L<sup>-1</sup>), incluso dichas medias fueron superiores a la media anual del canal.

De acuerdo a Zanetta (1994), la calidad del agua según la concentración de nitratos es: 0 – 0.5 mg L<sup>-1</sup> muy pura; 0.5 – 2.0 mg L<sup>-1</sup> pura; 2.0 – 2.2 mg L<sup>-1</sup> casi pura; 2.2 – 2.6 poco contaminada; 2.6 – 4.0 mg L<sup>-1</sup> contaminada; y muy contaminada > 4.0 mg L<sup>-1</sup>. Con base en esta clasificación, el agua del Canal Cuemanco es considerada como poco contaminada con una concentración media de 2.59 ± 2.0 mg L<sup>-1</sup>. Existe una amplia variabilidad en la concentración de nitratos durante el año (Figura 11), durante 6 meses la calidad corresponde a agua pura (periodo de mayo a noviembre), mientras que en 3 meses se presentó contaminada (marzo, abril y enero) y en dos meses altamente contaminada (febrero y diciembre 2015). Al igual que el amonio, los nitratos se presentaron en medias superiores en la estación 3 que en las demás estaciones con 3.74 – 4.57 mg L<sup>-1</sup>, considerado como contaminada y muy contaminada. Los niveles altos de amonio y nitratos pueden atribuirse a la actividad antropogénica, ya que la estación 3 es la estación más cercana a asentamientos humanos. Se registraron concentraciones más altas de nitratos durante todo el año, esto se debe a que el nitrato es la forma final de la desnitrificación y concentraciones más altas están asociadas a una actividad microbiana (Scheffer, 2004).

Las concentraciones de NH<sub>4</sub> y NO<sub>2</sub> dependen de parámetros como el pH y la temperatura. Se ha demostrado que el amonio ionizado (NH<sub>4</sub>) tiende a disminuir cuando la temperatura y el pH incrementan (Camargo y Alonso, 2007). En la presente investigación la temperatura presentó una correlación inversa con los nitratos, mientras que los compuestos nitrogenados tuvieron correlaciones positivas entre sí (>0.5) Por su parte, las concentraciones de nitritos tienden a incrementar cuando el pH incrementa (Camargo y Alonso, 2007), relación que no se encontró en la presente investigación.

El fósforo total es la forma más utilizada para conocer el estado eutrófico de un cuerpo de agua (Scheffer, 2004). El fósforo tuvo una amplia fluctuación durante el año presentando diferencias significativas entre meses (ANOVA de dos vías  $p < 0.05$ ), sin embargo entre biotopos no se presentaron diferencias significativas. Las concentraciones registradas de fósforo no son consideradas como altas (Zanetta, 1994).

La clasificación de los lagos tropicales según su producción primaria es la siguiente: lagos euproductivos >250 mgC m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>, lagos mesoproductivos 75 – 250 mgC m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> y lagos

oligoproductivos  $0 - 75 \text{ mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$  (Margalef, 1980; Esteves, 1998). Con base en esto, el Canal Cuemanco puede clasificarse como mesoproductivo debido a que la media de la PPB fue de  $243.54 \pm 154.9 \text{ mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$ , y en ocasiones euproductivo (máximas de 738.43 y 667.19  $\text{mgC m}^3 \text{ h}^{-1}$  para superficie y fondo respectivamente).

La PPB tuvo una media anual de  $243.54 \pm 154.9 \text{ mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ . La variación en los valores PPN y PPB están relacionados a que en el método de botellas claras-oscurs mide el cambio en la concentración de oxígeno que está determinado por el metabolismo de la comunidad presente incluyendo la respiración del fitoplancton, bacterias y zooplancton. Si se filtrara la muestra para remover el zooplancton no es recomendable, ya que la comunidad fitoplanctónica podría ser alterada durante el proceso (Wetzel y Likens, 2001). La producción primaria de un ecosistema acuático depende de los organismos fotosintetizadores, por lo que es clave considerar esta producción como un punto de partida inicial para la evaluación sobre el potencial sustentable del ecosistema (Tundisi y Tundisi, 1976). La producción primaria depende de varios factores físicos, químicos y biológicos que interactúan entre sí (Kimmel *et al.*, 1990). Los principales parámetros que influyen son la temperatura y la disponibilidad de nutrientes (Gentilhomme y Lizon, 1998). La PPN tuvo una correlación positiva con la PPB. Esto puede deberse al método de determinación de ambos parámetros. Los valores de PPN y PPB fueron superiores en el biotopo fondo, esto se puede explicar debido a que el Lago de Xochimilco es un lago somero ( $64.14 \pm 12.5 \text{ cm}$ ) y la profundidad de la columna de agua permite la incidencia de la radiación solar. La transparencia de la columna de agua del Canal Cuemanco osciló entre 19.5 y 53 cm (28.7 a 85% de la columna de agua; media  $51.10 \pm 13.57 \%$ ), por lo que la amplitud de la zona eufótica (1% de la radiación solar incidente) fue desde 52.65 cm hasta el total de la columna de agua, de acuerdo con la relación de 2.7 veces la transparencia de Secchi (Poole y Atkins, 1929; Scheffer, 2004).

En términos del TSI, durante todo el año el Canal presentó registros de un cuerpo de agua con alta productividad con una media anual de  $77.21 \pm 4.67$ . Esto coincide con los registros de TSI para el Lago de Xochimilco por López-López *et al.* (2010), quienes encontraron valores superiores a 50 TSI, por lo que el cuerpo de agua se considera como eutrófico. El TSI presentó diferencias significativas entre los meses y no entre los biotopos analizados.

## Conclusiones

Los parámetros analizados se vieron influidos por los biotopos y los meses durante el año de muestreo. Con base en los resultados obtenidos, la variabilidad de los parámetros de la calidad del agua de Cuemanco varían en mayor medida temporalmente que espacialmente. La concentración de compuestos nitrogenados y fósforo registrados a lo largo del año muestran que el agua del Canal Cuemanco está poco contaminada. Por otro lado, tomando en cuenta la producción primaria como parámetro para clasificar al canal se determina que Cuemanco es un cuerpo de agua mesoproduktivo con meses euproduktivo. Sin embargo, al analizar los parámetros en conjunto empleando el índice del estado trófico se concluye que el Canal Cuemanco es un cuerpo de agua con alta productividad (eutrófico).

## Referencias

Baranyi, C., Hein, T., Holarek, C., Keckeis, S. y Schiemer, F. (2002). Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology*, 47(3) :473-482.

Barreiro-Güemes, M.T. y Signoret-Poillon, M. (1999). Productividad primaria en sistemas acuáticos costeros. Métodos de evaluación. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, 120 p.

Benítez-Díaz Mirón, M., Zamora-García, M., Castellanos-Páez, M.E., Garza-Mouriño, G., Contreras-Tapia, R.A. y Flores-López-Tello, J.L. (2014). Determinación de la biomasa de una comunidad zooplanctónica en el Canal Nacional de Cuemanco, Xochimilco. En: M.G. Figueroa-Torres, Linares-Jauregui, F., Ferrara-Guerrero, M.J. y Castro-Mejía J. eds., Manejo Integral de la Cuenca de Xochimilco y Sus Afluentes. México, E-Bios, pp. 73-80.

Bogdan, K.G. y Gilbert, J.J. (1982). Seasonal patterns of feeding by natural populations of *Keratella*, *Polyarthra*, and *Bosmina*: Clearance rates, selectivities, and contributions to community grazing. *Limnology and Oceanography*, 27(5): 918-934.

- Camargo, J.A. y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 16(2): 98-110.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes 1. *Limnology and oceanography*, 22(2), 361-369.
- Castellanos-Páez, M.E., Zamora-García, M., Benítez-Díaz Mirón, M., Garza-Mouriño, G. y Contreras-Tapia, R.A. (2014). Abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos y su relación con parámetros ambientales en tres estaciones del Canal Cuemanco, Xochimilco. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, 14(27): 27-56.
- Conde-Porcuna, J.M., Ramos-Rodríguez E. y Morales-Baquero, R. (2004). El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Revista Ecosistemas*, 13(2): 23-29.
- Dodds, W.K., Smith, V.H. y Lohman, K. (2002). Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 865-874.
- Ejsmont-Karabin, J. (1995). Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. *Hydrobiologia*, 313/314, 21–28.
- Enríquez-García, C., Nandini, S. y Sarma, S.S.S. (2009). Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco (Mexico City, Mexico). *Limnologica*, 39(4), 283-291.
- Espinosa, A. (2006). El Manejo de Agua en Xochimilco. En: Xochimilco, Tláhuac, Milpa Alta. “Resumen del Plan Integral y Estructura de Gestión del Polígono de Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta, Inscrito en la Lista del Patrimonio Mundial De La Unesco, 1st ed. México, D.F., pp. 26-27.
- Esteves, F. (1998). *Fundamentos de limnología*. 2ª ed. Ed. Interciencia. Sao Paulo. 409 p.

- Ezcurra, E., Mazari, M., Pisanty, I. y Aguilar, A. (2006). La Cuenca de México. México: Fondo de Cultura Económica, 286 p.
- Fernández-Rendón, C. y Barrera-Escorcía, G. (2013). Comparación de técnicas para la extracción de bacterias coliformes del sedimento del lago de Xochimilco, México. *Revista Argentina de Microbiología*, 45(3): 180-184.
- Gannon, J. y Stemberger, R. (1978). Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97(1): 16-35.
- Garza-Mouriño, G., Santillán-Quñonez, C., Castellanos-Páez, M.E. y Corona-Vallejo, M. (2003). Género *Brachionus* (Rotifera) en la zona chinampera del Lago de Xochimilco, Distrito Federal, México. *Scientiae Nature*, 6(1): 63-68.
- Garza-Mouriño, G., Silva-Briano, M., Nandini, S., Sarma, S. y Castellanos-Páez, M.E. (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(1): 169-179.
- Gentilhomme, V. y Lizon, F. (1998). Seasonal cycle of nitrogen and phytoplankton biomass in a well-mixed coastal system (Eastern English Channel). *Hydrobiologia*, 361:191-199.
- Golterman, H. L. (1975). *Developments in water science 2. Physiological Limnology: An Approach to the Physiology of Lake Ecosystems* 489 p.
- González, E.J., Ortaz, M. Peñaherrera, C. y Infante, A. (2004). Physical and chemical features of a tropical hypertrophic reservoir permanently stratified. *Hydrobiologia*, 522: 301-310.
- Hach, 2007. *Procedures manual, DR2800*. Hach Co., Germany, 814 pp.
- Hammer, Ø. (2018). *PAleontological STatistics, Reference Manual*. Oslo, Noruega, 275 p.

Hardy, E.R., Robertson, B. y Koste, W. (1984). About the relationship between the zooplankton and fluctuating water levels of Lago Camaleao, a central Amazonian varzea lake. *Amazoniana Kiel*, 9(1): 43-52.

Hemraj, D.A., Hossain, M.A., Ye, Q., Qin, J.G., Leterme, S.C. (2017). Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 184, 102-114.

Hondzo, M. y Stefan, H. G. (1996). Long-term lake water quality predictors. *Water Research*, 30: 2835-2852.

INEGI, (2014a). Prontuario de información geográfica delegacional de los Estados Unidos Mexicanos Xochimilco, Distrito Federal. Clave geoestadística 09013. México, D.F.: INEGI, pp.1-9.

INEGI, (2014b). México en cifras: Xochimilco, Distrito Federal. [en línea] Disponible en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=9> [Aceso 15 Oct. 2014].

Instituto de Ecología, A. C. (INECOL). 2002. Informe Final. Programa rector de restauración ecológica área natural protegida zona sujeta a Conservación ecológica Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. México, DF: UNAM.

Jackson, D.A., Peres-Neto P.R. y Olden, J.D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1): 157-170.

Juárez-Figueroa, L., Silva-Sánchez, J., Uribe-Salas, F. y Cifuentes-García, E. (2003). Microbiological indicators of water quality in the Xochimilco canals, Mexico City. *Salud Pública Méx.*45(5) :389-395.

Juárez-Figueroa, L., Silva-Sánchez, J., Uribe-Salas, F. y Cifuentes-García, E. (2003). Microbiological indicators of water quality in the Xochimilco canals, Mexico City. *Salud Pública México*, 45(5) :389-395.

- Kimmel, B.L., Lind O.T. y Paulson L.J. (1990). Reservoir primary production. En: Thorton K.W., Kimmel, B.L. y Payne, F.E. (Eds.) Reservoir limnology: Ecological perspectives. Wiley, New York, EEUU. pp. 133-193.
- Klais, R., Lehtiniemi, M., Rubene, G., Semenova, A., Margonski, P., Ikauniece, A., Simm, M., Pollumae, A., Grinien, E., Maekinen, K., Ojaveer, H. (2016). Spatial and temporal variability of zooplankton in a temperate semi-enclosed sea: implications for monitoring design and long-term studies. *Journal of Plankton Research*. 38, 652-661.
- Kobayashi, T., Ryder, D.S., Gordon, G., Shannon, I., Ingleton, T., Carpenter, M., Jacobs, S.J. (2009). Short-term response of nutrients, carbon and planktonic microbial communities to floodplain wetland inundation. *Aquatic Ecology*. 43, 843-858.
- López-López, E. Sedeño-Díaz, J. E., Ortiz-Ordóñez, E., Colmenares, M. R., & Pineda, O. A. (2010). Health Condition Assessment In Lake Xochimilco (México). *Romanian Journal Of Biology*, 55(1): 69-80.
- Margalef, R. (1980). *Ecología*. 3ª reimp. Omega. Barcelona, España. 951 p.
- Martínez-Cruz, P., Hernández-Martínez, A., Soto-Castor, R., Herrera, A. y Levario, J. (2006). Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at Xochimilco, México Empleo de humedales artificiales para el tratamiento de aguas de un canal experimental de Xochimilco, México. *Hidrobiologica*, 16(3): 211-219.
- Martínez-Cruz, P., Hernández-Martínez, A., Soto-Castor, R., Herrera, A. y Levario, J. (2006). Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at Xochimilco, México Empleo de humedales artificiales para el tratamiento de aguas de un canal experimental de Xochimilco, México. *Hidrobiologica*, 16(3): 211-219.
- Mazari-Hiriart, M., Cifuentes, E., Velázquez, E. y Calva, J. (2000). Microbiological groundwater quality and health indicators in Mexico City. *Urban Ecosystems*, 4(2): 91-103.



- Meléndez, H. y Romero, F (2012). Humedales del centro de México: 2da parte de Xochimilco. Universidad Autónoma Metropolitana. pp. 4.
- Merlín-Uribe, Y., Contreras-Hernández, A., Astier-Calderón, M., Jensen, O., Zaragoza, R. y Zambrano, L. (2013). Urban expansion into a protected natural area in Mexico City: alternative management scenarios. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(13): 398-411.
- Merlo-Galeazzi, A. y Zambrano, L. (2014). The Effect of Land Use on Isotope Signatures of the Detritus Pathway in an Urban Wetland System. *Wetlands*, 34(6): 1183-1190.
- Murphy, S. (2007). General Information on Dissolved Oxygen. In City of Boulder: USGS Water Quality Monitoring.
- Nandini, S., Ramírez-García, P. y Sarma, S. (2005). Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(2): 287-294.
- Osgood, R. A. (1982). Using Differences Among Carlson's Trophic State Index Values in Regional Water Quality Assessment 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 18(1), 67-74.
- Poole, H.H. y Atkins, W.R.G. (1929). Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 16: 297-324.
- Ramos-Bello, R., Cajuste, J., Flores Román, L. y García Calderón, N. (2001). Metales pesados, sales y sodio en los suelos de Chinampa en México. *Agrociencia*, 35(4): 385-395.
- Ricklefs, R. E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235(4785), 167-171.
- Robarts, R. D., Waiser, M. J., Arts, M. T., & Evans, M. S. (2005). Seasonal and diel changes of dissolved oxygen in a hypertrophic prairie lake. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 10(3), 167-177.

Robertson, D. M. e Imberger, J. (199). Lake number, a quantitative indicator of mixing used to estimate changes in dissolved oxygen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 79: 159-176.

Rojas-Rabiela, T. (2004). Las cuencas lacustres del Altiplano Central. *Arqueología mexicana*, 12(68): 20-27.

Rossa, D., Bonecker, C. y Fulone, L. (2007). Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: Revisao de métodos e factores influentes. *Interciencia*, 32(4): 220-226.

Sánchez-Meza, P.E., Romero-Jarero, J., Negrete-Redondo, P., López-Simeon, R., Malpica-Sánchez, A. (2009). Aprovechamiento de los ambientes reducidos para la producción de organismos acuáticos susceptibles a cultivo, para el consumo humano. *Veterinaria México*, 40(1): 55-67.

Schiaffino, M.R., Diovisalvi, N., Marfetán Molina, D., Fermani, P., Li Puma, C., Lagomarsino, L., Quiroga, M.V., Pérez, G.L. (2019). Microbial food-web components in two hypertrophic human-impacted Pampean shallow lakes: interactive effects of environmental, hydrological, and temporal drivers. *Hydrobiologia*. 830, 255-276.

Scheffer, M. (2004). *Ecology of shallow lakes* (Vol. 22). Springer Science & Business Media, 357 p.

Semarnat. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 110.

Smith, V.H., (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10: 126-39.

- Soni, V. K., Visavadia, M., Gosai, C., Hussain, M. D., Mewada, M. S., Gor, S., & Salahuddin, K. (2013). Evaluation of physico-chemical and microbial parameters on water quality of Narmada River, India. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 7(6), 496-503.
- Stephan-Otto, E., (2003). *El agua en la Cuenca de México: Sus problemas históricos y perspectivas de solución 1*, 1a Edición. México, D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, 233 p.
- Strickland, J.D.H. y Parsons, T.R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board Of Canada. 310 p.
- Tundisi, J y Tundisi, T.M. (1976). Produção orgânica em ecossistemas acuáticos. *Ciência e Cultura São Paulo*, 8: 861-887.
- US Environmental Protection Agency. (1980). *Clean Lakes Program Guidance Manual*. EPA-440/5-81-003.
- Vinçon-Leite, B., Casenave, C., 2019. Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of The Total Environment*. 651, 2985-3001.
- Wallace, R. y Snell, T. (2001). Phylum Rotifera. En: J. Thorp and A. Covich, ed., *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, 1st ed. San Diego: Academic Press, pp. 195-254.
- Wetzel, R.G. y G.E. Likens, (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3er Edición, Springer, 429 p.
- Xiong, W., Ni, P., Chen, Y., Gao, Y., Li, S., Zhan, A. (2019). Biological consequences of environmental pollution in running water ecosystems: A case study in zooplankton. *Environmental Pollution*. 252, 1483-1490.

Yang, J.R., Lv, H., Isabwe, A., Liu, L., Yu, X., Chen, H., Yang, J. (2017). Disturbance-induced phytoplankton regime shifts and recovery of cyanobacteria dominance in two subtropical reservoirs. *Water Research*. 120, 52-63.

Zambrano, L., Valiente, E. y Jake Vander Zanden, M. (2010). Stable isotope variation of a highly heterogeneous shallow freshwater system. *Hydrobiologia*, 646(1): 327-336.

Zanetta, A. (1994). Indicators and Indices of Water Quality for Environmental Impact Assessment. Joint Research Centre European Commission Institute for Systems Engineering and Informatics, Report EUR 15865 EN, 148 p.

Zar, J.H. (1996). *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall PTR, 121 p.

## Capítulo 2: Estimación bimensual de la abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos del Canal Cuemanco, Xochimilco

### Resumen

El presente estudio describe un ciclo anual de la abundancia y biomasa de rotíferos en el Canal Cuemanco (Xochimilco, México), de febrero de 2015 a enero de 2016. La biomasa se determinó mediante tres métodos: biovolumen (bimensual), cenizas totales (mensual) y carbono orgánico total (mensual). Se reportan 66 especies de rotíferos pertenecientes a 27 géneros agrupados en 15 Familias, de las cuales 11 especies se presentan como primer reporte para Xochimilco. Las Familias conspicuas fueron Brachionidae con 18 especies y Lecanidae con 13 especies. Los géneros más diversos fueron *Lecane* con 13 especies y *Brachionus* con 11 especies presentes. La abundancia de rotíferos osciló entre 47.99 y 8,799.39 ind L<sup>-1</sup>. Las especies más representativas fueron *Keratella tropica*, *Brachionus angularis*, *K. cochlearis*, *B. calyciflorus*, *B. budapestinensis*, *K. americana*, *B. havanaensis* y *B. caudatus*, especies que aportaron el 83% de la abundancia total de rotíferos. La biomasa determinada por biovolumen fue superior en el biotopo fondo con  $69.89 \pm 74.40 \mu\text{g L}^{-1}$  que el biotopo superficie  $43.04 \pm 83.40 \mu\text{g L}^{-1}$ . Aunque las diferencias entre biotopos no fueron estadísticamente significativas, si hubo diferencias entre meses. La biomasa determinada por medio del método de cenizas totales indicó que ambas costas de la estación 1 presentaron biomásas mayores (mgC L<sup>-1</sup>) con  $0.95 \pm 1.6$  y  $0.24 \pm 0.2$  mgC L<sup>-1</sup>. La mayor biomasa registrada fue de  $5.71 \text{ mgC L}^{-1}$  en la estación 1A durante el mes de Enero. La biomasa evaluada por el método de carbono orgánico total muestra que las estaciones con más altos valores fueron la 1A ( $0.49 \pm 0.7 \text{ mgC L}^{-1}$ ), 2B ( $0.23 \pm 0.2 \text{ mgC L}^{-1}$ ) y 1B ( $0.18 \pm 0.1 \text{ mgC L}^{-1}$ ). La estimación de biomasa de la comunidad zooplanctónica por los métodos de cenizas totales (ct) y carbono orgánico total (cot) coincidieron en el patrón físico y estacional de la biomasa, sin embargo la biomasa estimada por el método de ct tuvo valores superiores. El índice de Saprobiedad fue de 1.79 a 2.05 con una media anual de  $1.86 \pm 0.05$  lo que corresponde a  $\beta$ -mesosaprobio. El TSI<sub>rot</sub> propuesto por Ejsmont-Karabin (2012), se calculó empleando la abundancia de rotíferos (ind L<sup>-1</sup>) y la biomasa (mg peso húmedo L<sup>-1</sup>). Al calcularlo con la abundancia, el TSI<sub>rot</sub> indicó que el Canal Cuemanco es un cuerpo de agua mesoeutrófico a eutrófico, mientras que calculado con la biomasa un cuerpo de agua eutrófico. Es importante

mencionar que en ambos cálculos se presentaron diferencias significativas entre el mes y el biotopo. En ambos casos el biotopo fondo presentó valores mayores que el biotopo superficie.

### **Objetivo**

Estimar bimensualmente la abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos del canal Cuemanco, Xochimilco.

## **Revisión Bibliográfica**

### **Rotíferos**

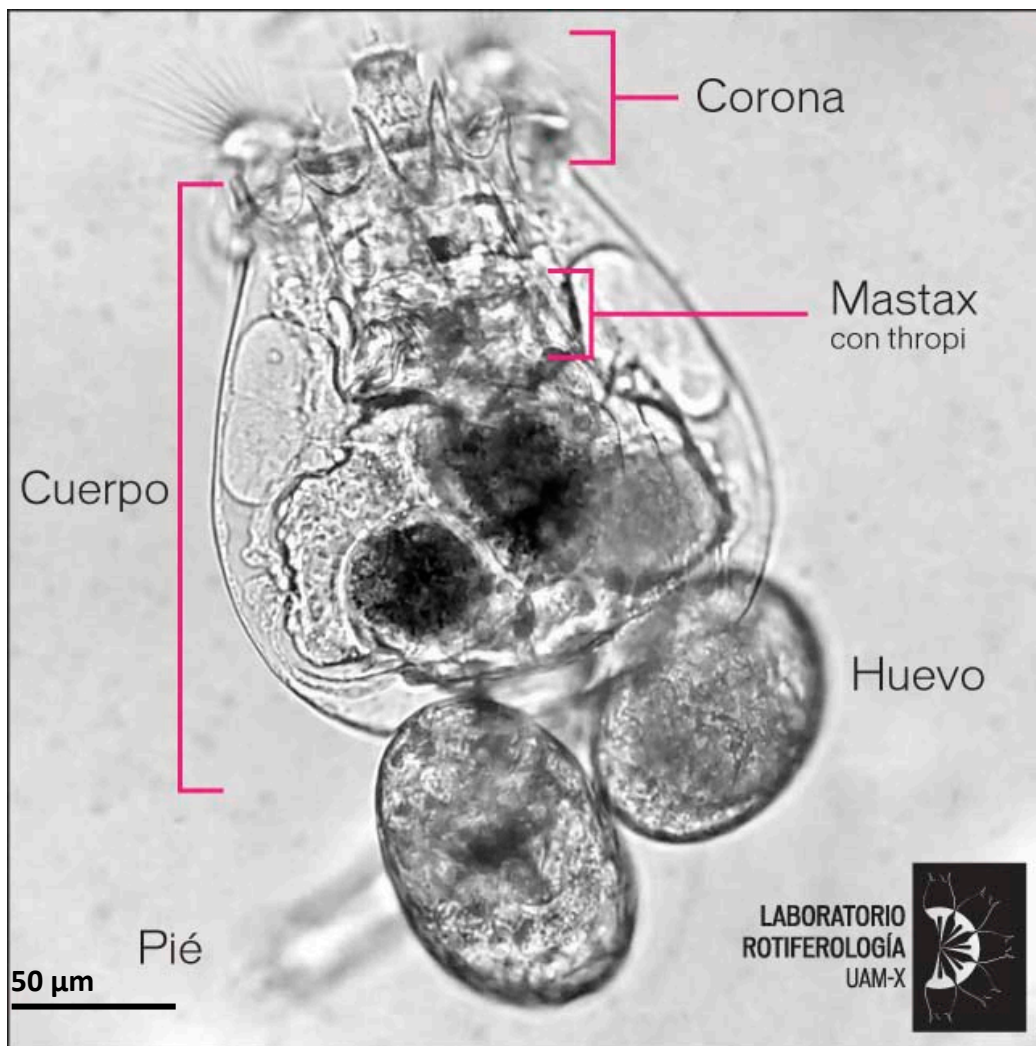
El zooplancton dulceacuícola esta compuesto principalmente por cladóceros, copéodos y rotíferos (Allan, 1976; Wallace y Snell, 2001). Los rotíferos constituyen un filo de más de 2,030 especies de organismos acuáticos de un tamaño microscópico que va de 50 a 2,000  $\mu\text{m}$ . Son clasificados en dos Clases; Pararotatoria con el Orden Seisonida (3 especies) y Eurotatoria con dos Subclases: Monogononta (1,570 especies) y Bdelloidea con 461 especies clonales (Wallace *et al.*, 2006; Segers, 2007; 2008). También referidos como Rotatoria, son organismos no segmentados, de simetría bilateral, eutélicos, pseudocelomados de amplia distribución (Wallace y Snell, 2001; Wallace, 2002; Wallace *et al.*, 2006; Segers, 2007; 2008).

Los rotíferos son organismos ubicuos que se encuentran en casi todos los hábitats acuáticos, desde grandes lagos permanentes hasta charcas temporales, aguas intersticiales y capilares, en lagos ácidos de explotaciones mineras, lagos salados y océanos, y desde lagos alpinos hiperoligotróficos hasta aguas residuales, en suelos húmedos, musgos y arena (De Paggi, 1978; Segers, 2008). Su ubicuidad y abundancia explica porque pertenecen a los tres principales grupos de zooplancton de agua dulce que han sido estudiados en limnología (Lubzens *et al.*, 1989). Los rotíferos exhiben patrones complejos de diversidad y distribución en agua dulce debido a que muchas especies son cosmopolitas y el endemismo es bajo (Segers, 2008). Los rotíferos planctónicos son los zooplanctontes que se encuentran en mayor cantidad en los sistemas lénticos (Ruttner-Kolisko, 1974). Sin embargo, muchos de los estudios de ecología de cuerpos de agua dulce se enfocan principalmente en los cladóceros, ya que se alimentan con mayor eficiencia debido a su mayor biomasa (Castro *et al.*, 2005). Generalmente, los rotíferos son los primeros zooplanctontes colonizadores de nuevos cuerpos de agua (Thouvenot *et al.*, 2000).

### **Características importantes para la determinación taxonómica de Rotíferos**

Los rotíferos poseen dos características distintivas: una región ciliada llamada corona y una faringe muscular llamada mástax (Figura 16). En el cuerpo es posible distinguir sus regiones: cabeza, tronco y pie (De Paggi, 1978; Wallace y Snell 2001). La corona es utilizada para la

locomoción y la recolección del alimento, mientras que el mástax es empleado para romper lo ingerido en partículas más pequeñas (Wallace y Snell, 2001; Wallace *et al.*, 2006). El mástax cuenta con un juego de mandíbulas duras llamadas *trophi* (Wallace y Snell, 2001). Las primeras observaciones de estos organismos fueron realizadas en 1703 por Leeuwenhoek. En un principio fueron confundidos con ciliados por su forma y tamaño. El nombre proviene del latín *rota*: rueda; *ferre*: transportar “transportador de rueda” haciendo referencia a su corona ciliada (Wallace y Snell, 2001).



**Figura 16. Morfología general de un rotífero del género *Brachionus***



Los rotíferos suelen ser transparentes, pero en algunas ocasiones se presentan tenues tonalidades rojas o amarillas. Muchos rotíferos poseen una cubierta cuticular de naturaleza quitinoide (escleroproteínas distintas de la quitina de los artrópodos) y espesor variado: la lorica. Se denominan entonces genéricamente lorizados a los individuos que la poseen y alorizados a los que carecen de ella (De Paggi, 1978). Las características morfológicas internas de los rotíferos se resumen en la siguiente Tabla 10.

**Tabla 10. Morfología interna de los rotíferos**

<b>Morfología</b>	<b>Características</b>
<b>Pared corporal</b>	La pared corporal o integumento de los rotíferos es un sincitio en el cual existe una capa de proteínas filamentosas (Wallace, 2002; Wallace <i>et al.</i> , 2006).
<b>Sincitium y eutelio</b>	Los rotíferos poseen dos características en su historia de vida que son remarcables: (1) Las membranas de las células en los tejidos post embrionario desaparecen y muchos órganos se convierten en multi-nucleados; (2) todos los individuos de una especie tienen un número consistente de núcleos en cada órgano a través de su vida. El número total de núcleos que poseen va de 900 a 1000. Esto es conocido como eutelia (Wallace <i>et al.</i> , 2006).
<b>Órganos, sistemas y aparatos:</b>	
	Después de la captura del alimento con la corona, la comida entra en la boca, que se encuentra en la parte ventral o en la parte apical. La comida pasa a través de un tubo corto ciliado (faringe), y después por un músculo ensanchado de la faringe, llamado mástax (Pourriot, 1980; Wallace <i>et al.</i> , 2006).
<b>Sistema digestivo</b>	El estómago tiene una pared delgada, opaca, celular distintiva, con largos cilios que mantiene las bolas de comida moviéndose alrededor. Las células estomacales producen una secreción digestiva y al mismo tiempo absorbe los nutrientes disueltos son absorbidos.
<b>Sistema Circulatorio</b>	Los rotíferos no tienen un sistema cerrado de venas sanguíneas, las sustancias metabólicas son transportadas en el fluido corporal, que llena la cavidad primaria del cuerpo y contiene células ameboides, manteniéndose circulando por la actividad muscular (Ruttner-Kolisko, 1974).
<b>Sistema Nervioso</b>	El sistema nervioso de los rotíferos está ampliamente desarrollado, consiste en un

	ganglio cerebral, los principales cordones nerviosos emergen de él, y los nervios sensoriales se conectan con los diferentes órganos sensoriales. Siempre hay un cerebro, y se localiza invariablemente detrás del mástax, es una estructura ancha, opaca y achatada. Los nervios corren por todo lo largo del cuerpo y dentro del pié, y siempre se encuentran en pares (Ruttner-Kolisko, 1974; Wallace, 2002).
<b>Sistema Excretor</b>	El órgano excretor es un protonefridio, que en todos los rotíferos se encuentra en pares y sirve no solamente para remover el líquido excretado, sino que funciona como regulador osmótico. Consiste en células terminales, túbulos capilares y glandulares, túbulo principal y la vejiga (Ruttner-Kolisko, 1974; Wallace, 2002).
<b>Sistema reproductivo</b>	Los Monogononta tienen solamente una gónada. Los machos no se encuentran en muchas especies, aunque se asume que todos los monogonontas son capaces de producir machos. La aparición de machos está limitada a solo unos días durante la época de crecimiento poblacional y durante el resto del tiempo, la reproducción es partenogénica (Ruttner-Kolisko, 1974).
<b>Órganos sensoriales</b>	Dos tipos de órganos sensoriales se encuentran bien desarrollados en los rotíferos: los táctiles y los sensibles a la luz (Ruttner-Kolisko, 1974).
<b>Pié</b>	El pié se extiende ventralmente desde el cuerpo, puede ser corto o largo, incluso el doble del largo del cuerpo. Usualmente posee dos dedos, pero el número puede variar hasta los cuatro. En algunos géneros el pié es retráctil durante la natación ( <i>e.g.</i> <i>Brachionus</i> ; Wallace <i>et al.</i> , 2006).

### **Dinámica Poblacional de la comunidad de Rotíferos**

La comunidad del zooplancton de cualquier ecosistema acuático se ve influenciada por factores físicos, químicos y biológicos, tales como pH, temperatura, oxígeno disuelto y producción primaria, entre otros. Así, el análisis de la dinámica estacional del zooplancton en cuerpos de agua dulce debe incluir la evaluación de una amplia variedad de factores bióticos y abióticos. Los efectos de las variaciones de los factores medioambientales pueden causar fluctuaciones significativas en la densidad poblacional, composición de especies, su demografía y otras características (Wetzel y Lickens, 2001). Entre los factores bióticos que afectan la composición zooplanctónica se encuentran: la depredación por peces planctívoros (Brooks y Dodson, 1965), la depredación entre invertebrados (Dodson, 1974), y la inhibición por cianobacterias (Fulton y

Paerl, 1987). A pesar de la diferencia de tamaño corporal de los rotíferos y los cladóceros, interactúan fuertemente. Ambos compiten por los mismos recursos alimenticios y los cladóceros de gran tamaño pueden excluir competitivamente a algunas especies de rotíferos (Gilbert, 1985; Burns y Gilbert, 1986). La interacción competitiva entre rotíferos y cladóceros es asimétrica, con los cladóceros como competidores superiores (Schoener, 1983; Bengtsson, 1987; Dieguez y Gilbert, 2002). Así, los rotíferos son afectados con la presencia de cladóceros a causa de la competencia e interferencia (MacIsaac y Gilbert, 1991). En ciertos cuerpos de agua con niveles altos de cianobacterias como *Microcystis* sp., los cladóceros (e.g. *Daphnia* y *Ceriodaphnia*), debido a su sensibilidad a las toxinas, reducen su densidad, mientras que rotíferos del género *Keratella* y *Polyarthra* la incrementan (Nandini *et al.*, 2008).

El zooplancton es presionado por los altos requerimientos de los peces que los consumen. Se ha reportado que la dinámica poblacional de los rotíferos durante el verano refleja esta condición de estrés con una disminución en la tasa de crecimiento, disminución en la tasa de reproducción y un mayor tiempo de renovación (Gophen, 2005).

Por otro lado, se ha demostrado que la cantidad y calidad (tamaño, forma y composición) del alimento disponible para el zooplancton herbívoro de agua dulce, influye en la abundancia, diversidad y competencia de los rotíferos (Rothhaupt, 1990; Sterner y Hessen, 1994; Ramos-Rodríguez y Conde-Porcuna, 2003; Strojsová *et al.*, 2009). La competencia y la depredación son las principales interacciones bióticas que dan estructura a la comunidad zooplanctónica (Rothhaupt 1990; DeMott, 1989; Arndt, 1993; Dodson 2005; Lampert y Sommer 2007) y en algunas ocasiones la competencia es crucial cuando la depredación es baja (Dodson, 1974).

En la naturaleza el zooplancton herbívoro compite por partículas de entre 1 y 15  $\mu\text{m}$ , mientras que organismos de mayor tamaño son más eficientes y pueden alimentarse de partículas de mayor tamaño (Monakov, 2003). Cuando la depredación es menor, los herbívoros de tamaño pequeño son eliminados por organismos de mayor tamaño (Dodson, 1974; Feniova *et al.*, 2006; Lampert y Sommer, 2007). Cuando la producción primaria es baja, el zooplancton tiene alimento limitado, esto resulta en una de las principales causas de la sucesión estacional de los rotíferos, cladóceros y copépodos (DeMott, 1989; Nandini y Sarma, 2002; Feniova *et al.*, 2006).

## **Alimentación de los rotíferos**

Algunas especies de rotíferos se alimentan de microalgas (*e.g. Brachionus angularis*; Gama-Flores *et al.*, 2004), otros son carnívoros (*e.g. Asplanchna brighwelli*; Sarma, 1993), mientras que otros son carroñeros (*e.g. Lecane* sp. Wallace *et al.*, 2006). Muchas de las especies aparentan ser omnívoros, alimentándose de partículas de un tamaño determinado. La elección del alimento parece estar determinada, en el caso de los rotíferos filtradores, por el tamaño de las partículas de alimento. La mayoría de los rotíferos son herbívoros que se alimentan de algas menores de 20  $\mu\text{m}$ , por lo que son una parte importante en la cadena trófica ya que representan la conexión entre el nanoplancton y el zooplancton carnívoro (Ruttner-Kolisko, 1974). Las crías de muchos peces dependen en algún estadio del tamaño de los rotíferos que son su alimento (200-500  $\mu\text{m}$ ; Ruttner-Kolisko, 1974; Herzig, 1987). Así, los rotíferos son un importante enlace entre las redes tróficas microbianas y clásicas (Herzig, 1987; Arndt, 1993). Algunas especies de rotíferos se alimentan de detritus y bacterias, lo que los hace menos dependientes de la producción autótrofa, a diferencia de otros zooplanctones (Ruttner-Kolisko, 1974).

## **Biomasa de rotíferos**

La biomasa de una comunidad acuática provee de información cuantitativa de la materia disponible para los diferentes niveles tróficos (Rossa *et al.*, 2007). La biomasa puede caracterizar la complejidad de las principales interacciones bióticas, como depredación y competencia y las perturbaciones naturales al posibilitar la realización de inferencias sobre la estructura del ambiente acuático independiente de la taxonomía (Barnes y Ruppert, 2007).

El estudio de las cadenas tróficas, a través de las cuales la materia y energía fluyen, requiere de mediciones certeras de una o dos variables en unidades gravimétricas o energéticas (Dumont *et al.*, 1975). Muchas investigaciones sobre la dinámica del zooplancton, estudian la abundancia (*e.g. Garza-Mouriño et al.*, 2003), composición (*e.g. Castellanos-Páez y Garza-Mouriño*, 2005), dominancia (*e.g. Rodríguez y Matsumura-Tundisi*, 2000), fluctuaciones estacionales (*e.g. Sahuquillo y Miracle*, 2010), y sucesión de especies (*e.g. Górnjak et al.*, 2012), pero expresan las densidades poblacionales solo numéricamente. Las densidades poblacionales expresadas por números de individuos por unidad de área o volumen no proveen de información precisa de la

biomasa de la comunidad, puesto que se compone de una variedad de especies de diferentes tamaños. Por lo que, la cuantificación de biomasa a través de la medición de peso seco de los diferentes organismos zooplanctones constituye una importante aproximación al estudio de la estructura de los ecosistemas acuáticos (Matsumura-Tundisi y Rietzler, 1989). En los estudios del zooplancton, la determinación de la biomasa es muy importante ya que puede complementar la información de la composición, abundancia y estructura de la comunidad (Matsumura-Tundisi y Rietzler, 1989; Gasca y Suárez-Morales, 1996).

En cuanto a la biomasa del zooplancton los metazoos casi siempre dominan en los cuerpos de agua dulce (Downing y Rigler, 1984), y dado que los huevos son los descendientes potenciales, sus números podrían ser utilizados para comprender las tendencias en las curvas de crecimiento de la población de especies de zooplancton (Edmondson, 1957).

El contenido de agua de los rotíferos es del 90%. Del peso seco, el 40% son proteínas y carbohidratos, 15% grasas y 5% cenizas (Erman, 1962). Se ha reportado que especies del género *Asplanchna* tienen niveles bajos de carbono (0.2%; Salonen, 1979).

En la Tabla 11 se muestra la biomasa de rotíferos reportada para diferentes cuerpos de agua en diferentes partes del mundo. Para Xochimilco, México, se reportó una biomasa media en relación a los demás cuerpos de agua (Castellanos-Páez *et al.*, 2014).

**Tabla 11. Biomasa de rotíferos reportada para diferentes cuerpos de agua en el mundo**

Lugar	Tipo de cuerpo de agua	Biomasa (mg·L <sup>-1</sup> )	Referencia
Lago Tovel, Italia	Oligotrófico	0.2 – 1.02	Obertegger <i>et al.</i> , 2007
Sagredo, Iraí, Brasil	Oligotrófico y Eutrófico	10 – 11,520	Costa-Bonecker <i>et al.</i> , 2007
Lago Camargo, Brasil	Eutrófico	940 – 35,280	Casanova <i>et al.</i> , 2009
Túnez	n.e.	0 – 7.3	Sellami <i>et al.</i> , 2009
Pampa, Argentina	n.e.	29 – 345	Rennella y Quirós, 2006
La Fe, Colombia	n.e.	0.285 - 0.737	Villabona-González <i>et al.</i> , 2014
Rio grande, Colombia	n.e.	0.076 – 0.227	Villabona-González <i>et al.</i> , 2014
Xochimilco, México	Eutrófico	0.19 - 1.4	Castellanos-Páez <i>et al.</i> , 2014

\*n.e.= no especificado

## Rotíferos de Xochimilco

Los primeros reportes sobre rotíferos en Xochimilco fueron realizados por Sámano, (1931) y (1936), Carlin-Nilson, (1935), Ahlstrom, (1932) y (1940) y Osorio-Tafall, (1942). No fue sino hasta 1996-1997, cuando Garza-Mouriño y Castellanos-Páez (2003), continuaron con las investigaciones sobre éstos pequeños organismos en Xochimilco. Posteriormente, siguieron los trabajos de Flores-Burgos *et al.* (2003), Garza-Mouriño *et al.* (2003), Castellanos-Páez *et al.* (2003), Nandini *et al.* (2005), Enríquez-García *et al.* (2009), Castellanos-Páez *et al.* (2014), Nandini *et al.* (2016), Gayosso-Morales *et al.* (2017), Jiménez-Contreras *et al.* (2018) y Jiménez-Santos *et al.* (2019). En el lago de Xochimilco se tiene registro de 158 especies de rotíferos (Tabla 12), lo que representa más del 50% de las más 300 especies registradas para México (Sarma, 1999; Sarma y Elías-Gutiérrez, 2000). Los géneros con mayor número de especies registradas son: *Lecane* con 29 especies, *Trichocerca* con 16 y *Brachionus* con 15 (Tabla 12). Además, se ha reportado que la biomasa de rotíferos en Xochimilco alcanza hasta los 1.4 mg L<sup>-1</sup>, ver Tabla 11 (Castellanos-Páez *et al.*, 2014).

Tabla 12. Listado de especies de rotíferos reportados para Xochimilco

Especie	Referencia	Especie	Referencia
<b>Bdelloidea</b>		<b>Familia Testudinellidae</b>	
<b>Familia Philodinidae</b>		33	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783) b,f,g,k,l,n̄,o
1	<i>Dissotrocha aculeata</i> (Ehrenberg, 1832) b,f	<b>Familia Trochosphaeridae</b>	
2	<i>Rotaria magnacalcarata</i> (Parsons, 1892) a	34	<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847) k,l,n̄,o
3	<i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg, 1830) a,b,f	35	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834) b,d,f,g,i,k,l,m,n,n̄,o
4	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas, 1766) k	36	<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898) b,d,f,k,o
<b>Collotheceae</b>		37	<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886) f,m,n̄,o
<b>Familia Atrochidae</b>		38	<i>Horaella brehmi</i> Donner, 1949 f
5	<i>Cupelopagis vorax</i> (Leidy, 1857) p	<b>Ploima</b>	
<b>Familia Collothea</b>		<b>Familia Asplanchnidae</b>	
6	<i>Collothea ambigua</i> (Hudson, 1883) p	39	<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850 g,k,l,n̄,o
7	<i>Collothea campanulata</i> (Dobie, 1849) p	40	<i>Asplanchna girodi</i> de Guerne, 1888 g,o
8	<i>Collothea coronetta</i> (Cubitt, 1896) p	41	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850 f
9	<i>Collothea ornata</i> (Ehrenberg, 1832) p	42	<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854) b,f,j,m,n̄,o
10	<i>Collothea tenuilobata</i> (Anderson, 1889) p	<b>Familia Brachionidae</b>	
11	<i>Stephanoceros millsii</i> (Kellicott, 1885) p	43	<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851) d,f,k,m,n̄,o
<b>Flosculariaceae</b>		44	<i>Brachionus ahlstromi</i> Lindeman, 1939 b,c,f
<b>Familia Conochilidae</b>		45	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851 b,c,f,g,h,j,k,l,m,n,n̄,o
12	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousset, 1892 g,o	46	<i>Brachionus bidentatus</i> Anderson, 1889 g,h,n̄,o
<b>Familia Flosculariidae</b>		47	<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885 c,d,f,g,h,j,k,l,m,n,n̄,o
13	<i>Beauchampia crucigere</i> (Dutrochet, 1812) p	48	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766 b,c,e,f,g,h,j,k,l,m,n,n̄,o
14	<i>Floscularia melicerta</i> (Ehrenberg, 1832) p	49	<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> Pallas, 1766 d,h
15	<i>Limnias ceratophylli</i> Schrank, 1803 p	50	<i>Brachionus caudatus</i> Barrois y Daday, 1894 b,f,g,h,k,l,m,n,n̄,o
16	<i>Limnias melicerta</i> Weisse, 1848 p	51	<i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce, 1931 g,h
17	<i>Ptygura beauchampi</i> Edmondson, 1940 p	52	<i>Brachionus durgae</i> Dhanapati, 1974 g,h,k,l,n̄,o
18	<i>Ptygura crystallina</i> (Ehrenberg, 1834) p	53	<i>Brachionus havanaensis</i> Rousset, 1911 b,c,d,f,g,h,j,k,l,m,n,n̄,o
19	<i>Ptygura furcillata</i> (Kellicott, 1889) p	54	<i>Brachionus leydigii</i> Cohn, 1862 g,h,n̄
20	<i>Ptygura longicornis</i> (Davis, 1867) p	55	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783 a,b,c,f,g,h,k,l,m,n,n̄,o
21	<i>Ptygura melicerta</i> Ehrenberg, 1832 p	56	<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786 n̄,o
22	<i>Ptygura tridorsicornis</i> Summerfield-Wright, 1957 f	57	<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838 c,d,f,g,h,k
23	<i>Ptygura pedunculata</i> (Edmondson, 1939) m	58	<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773 e,g,h,m̄,o
24	<i>Sinantherina ariprepes</i> Edmondson, 1939 p	59	<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943 f,g,j,k,m,n̄,o
25	<i>Sinantherina semibullata</i> (Thorpe, 1893) k	60	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851) b,d,f,g,i,k,l,m,n,n̄,o
26	<i>Sinantherina socialis</i> (Linnaeus, 1758) a,f,p	61	<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851) d,f
<b>Familia Hexarthridae</b>		62	<i>Keratella procurva</i> (Thorpe, 1891) f,j
27	<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929) k,o	63	<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786) f,j
28	<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871) b,d,f,g,o	64	<i>Keratella taurocephala</i> Myers, 1938 f
<b>Familia Proalidae</b>		65	<i>Keratella thomassoni</i> Hauer, 1958 j
29	<i>Proales fallaciosa</i> Wulfert, 1937 o	66	<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907) f,g,h,i,j,k,l,m,n,n̄,o
<b>Familia Testudinellidae</b>		67	<i>Notholca striata</i> (Müller, 1786) f
30	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885 k	68	<i>Platyonus patulus</i> (Müller, 1786) c,d,f,g,h,i,k,l,m,n,n̄,o
31	<i>Testudinella caeca</i> (Parsons, 1892) g	69	<i>Platvias leloupi</i> Guillard, 1967 o
32	<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886) g,k,n̄,o	70	<i>Platvias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832) g,k,l,m,n,n̄,o

**Tabla 12. Listado de especies de rotíferos reportados para Xochimilco (Continuación)**

<b>Especie</b>	<b>Referencia</b>	<b>Especie</b>	<b>Referencia</b>
<b>Familia Dicranophoridae</b>		<b>Familia Lecanidae</b>	
71	<i>Dicranophorus forcipatus</i> (Müller, 1786)	107	<i>Lecane punctata</i> (Murray, 1913)
72	<i>Dicranophorus caudatus</i> (Ehrenberg, 1834)	108	<i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)
73	<i>Encentrum saundersiae</i> (Hudson, 1885)	109	<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)
<b>Familia Epiphaniidae</b>		110	<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913
74	<i>Epiphanes brachionus</i> (Ehrenberg, 1837)	111	<i>Lecane stokesii</i> (Pell, 1890)
75	<i>Epiphanes clavulata</i> (Ehrenberg, 1832)	112	<i>Lecane sympoda</i> Hauer, 1929
76	<i>Epiphanes macroura</i> (Barrois y Dadday, 1894)	113	<i>Lecane unguitata</i> (Fadeev, 1925)
77	<i>Liliferotrocha subtilis</i> (Rodewald, 1940)	<b>Familia Lepadellidae</b>	
78	<i>Proalides subtilis</i> Rodewald, 1940	114	<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg, 1831
<b>Familia Euchlanidae</b>		115	<i>Colurella colurus</i> (Ehrenmberg, 1830)
79	<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	116	<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)
80	<i>Euchlanis calpidia</i> Myers, 1930	117	<i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)
81	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	118	<i>Lepadella (Lepadella) acuminata</i> (Ehrenberg, 1834)
82	<i>Euchlanis pyriformis</i> Gosse, 1851	119	<i>Lepadella (Lepadella) latusinus</i> (Hilgendorf, 1899)
83	<i>Euclanis triquetra</i> (Ehrenberg, 1838)	120	<i>Lepadella (Lepadella) ovalis</i> (Müller, 1786)
<b>Familia Gastropodidae</b>		121	<i>Lepadella (Lepadella) patella</i> (Müller, 1773)
84	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)	122	<i>Lepadella (Lepadella) quinqucostata</i> (Lucks, 1912)
<b>Familia Lecanidae</b>		123	<i>Lepadella (Lepadella) rhomboides</i> (Gosse, 1886)
85	<i>Lecane aculeata</i> (Jakubski, 1912)	124	<i>Squatinella mutica</i> (Ehrenberg, 1832)
86	<i>Lecane aeganea</i> Harring, 1914	<b>Familia Lindiidae</b>	
87	<i>Lacane aspasia</i> Myers, 1917	125	<i>Lindia (Lindia) torulosa</i> Dujardin, 1841
88	<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	<b>Familia Mytilinidae</b>	
89	<i>Lacane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	126	<i>Lophocharis salpina</i> (Ehrenberg, 1834)
90	<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	127	<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)
91	<i>Lecane crepida</i> Harring, 1914	128	<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)
92	<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	129	<i>Mytilina mucronata spinigera</i> (Ehrenberg, 1830)
93	<i>Lecane decipens</i> (Murray, 1913)	130	<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)
94	<i>Lecane elegans</i> Harring, 1914	<b>Familia Notommatidae</b>	
95	<i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886)	131	<i>Cephalodella catellina</i> (Müller, 1786)
96	<i>Lecane furcata</i> (Murray, 1913)	132	<i>Cephalodella forficula</i> (Ehrenberg, 1830)
97	<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	133	<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)
98	<i>Lecane hastata</i> (Murray, 1913)	134	<i>Cephalodella ventripes</i> (Dixon-Nuttall, 1901)
99	<i>Lecane inermis</i> (Bryce, 1892)	135	<i>Eosphora thoides</i> Wulfert, 1935
100	<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)	136	<i>Notommata glyphura</i> Wulfert, 1935
101	<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	137	<i>Pleurotrocha petromyzon</i> (Ehrenberg, 1830)
102	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	<b>Familia Synchaetidae</b>	
103	<i>Lecane nana</i> (Murray, 1913)	138	<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson, 1925)
104	<i>Lecane obtusa</i> (Murray, 1913)	139	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896
105	<i>Lecane ohioensis</i> (Herrick, 1885)	140	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943
106	<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	141	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832



**Tabla 12. Listado de especies de rotíferos reportados para Xochimilco (Continuación)**

<b>Especie</b>	<b>Referencia</b>	<b>Especie</b>	<b>Referencia</b>
<b>Familia Synchaetidae</b>		<b>Familia Trichocercidae</b>	
142	<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski, 1893	150	<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse, 1851)
<b>Familia Trichocercidae</b>		151	<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)
143	<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	152	<i>Trichocerca rattus</i> (Müller, 1776)
144	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	153	<i>Trichocerca ruttneri</i> Donner, 1953
145	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	154	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)
146	<i>Trichocerca dixonmullalli</i> (Jennings, 1903)	155	<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)
147	<i>Trichocerca insignis</i> (Herrick, 1885)	156	<i>Trichocerca tenuior</i> (Gosse, 1886)
148	<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	157	<i>Trichocerca vernalis</i> (Hauer, 1936)
149	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schrank, 1802)	158	<i>Trichocerca weberi</i> (Jennings, 1903)

a: Sámano, 1931; b: Carlin-Nilson, 1935; c: Ahlstrom, 1940; d: Osorio-Tafall, 1942; e: Vilaclara y Sládecek, 1989; f: Garza-Mouriño y Castellanos-Páez, 2003; g: Flores-Burgos *et al.*, 2003; h: Garza-Mouriño *et al.*, 2003; i: Serranía-Soto y Sarma, 2003; j: Castellanos-Páez *et al.*, 2003; k: Nandini *et al.*, 2005; l: Enríquez-García *et al.*, 2009; m: Castellanos-Páez *et al.*, 2014; n: Nandini *et al.*, 2016; ñ: Gayosso-Morales *et al.*, 2017; o: Jiménez-Contreras *et al.*, 2018; p: Jiménez-Santos *et al.*, 2019.

## Material y Métodos

### Abundancia y diversidad de rotíferos

#### Red de muestreo

Para la presente investigación se seleccionaron tres estaciones de muestreo en el Canal Cuemanco, Xochimilco, tomando en cuenta: costa A y costa B; y dos biotopos: superficie y fondo (ver Figura 17), con base en trabajos previos (Benítez-Díaz-Mirón *et al.*, 2014; Castellanos-Páez *et al.*, 2014). Los muestreos para la colecta de material biológico se realizaron bimensualmente durante un año.

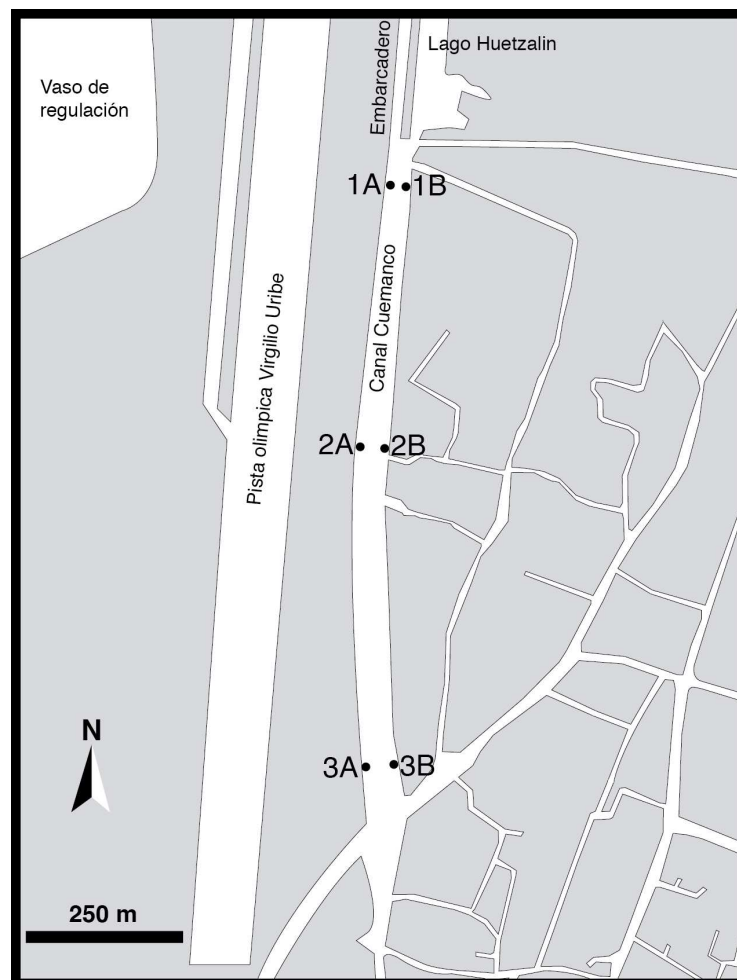


Figura 17. Estaciones de muestreo de biomasa del canal Cuemanco, Xochimilco (Modificado de Google maps).

## Colecta de material biológico

La colecta de material biológico se realizó filtrando 50 L de agua a través de un filtro de 1,500  $\mu\text{m}$  para evitar el paso de organismos y basura no deseados, y posteriormente por un filtro de 55  $\mu\text{m}$  de luz de malla. Las muestras fueron fijadas con formol al 4% final y concentradas en tubos de polipropileno de 30 ml (Sarstedt, Alemania). Este grupo de muestras se utilizó para determinar la abundancia de especies y el biovolumen. Las determinaciones taxonómicas se realizaron analizando 3 ml de cada una de las muestras fijadas, equivalentes al 10% de la muestra. Los conteos se hicieron en una cámara de Sedgwick Rafter, utilizando un microscopio óptico compuesto (Nikon eclipse E200). Para la determinación de las especies se utilizaron las claves taxonómicas de Koste (1978) y Segers (1995). Las abundancias fueron expresadas como  $\text{ind L}^{-1}$ . Para determinar la dominancia y rareza de las especies se graficó la abundancia y la frecuencia de las especies, se tomó como referencia a las 10 especies más frecuentes y las 10 especies más abundantes para delimitar los cuadrantes (Magurran, 2004).

## Índice de Shannon

Para determinar la diversidad de especies de rotíferos se empleó el índice de Shannon-Wiener con la siguiente fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

donde:  $s$  es el número total de especies presentes en la muestra,  $p_i$  es la proporción de individuos de las especies e  $i$  es el total de individuos (Krebs, 1978).

Para determinar el número efectivo de especies presentes o las especies dominantes, se determinó el Número de Hill ( $N_1$ ) con el índice exponencial de Shannon. Este número se calculó para cada biotopo y determinó las especies dominantes con base en la abundancia (Magurran, 2004).

$$N_1 = e^H$$

donde:  $H$  es el índice de Shannon.

## **Biomasa de la comunidad de zooplancton y rotíferos.**

### **Determinación de rotíferos por biovolumen**

Para la determinación del biovolumen se procedió con la selección y montaje semipermanente de suficientes rotíferos para asegurar un total de 30 individuos de cada especie, que cumplieran con los criterios para ser fotografiados y medidos. Posteriormente se fotografiaron a una resolución de 5.1 mega píxeles empleando un microscopio óptico Olympus BX50 equipado con una cámara digital Lumenera Infinity 1. Las mediciones se realizaron en el analizador digital de imágenes Image Pro Plus v.7 de Media Cybernetics. El biovolumen se determinó mediante la técnica propuesta por Ruttner-Kolisko (1977), que consiste en aplicar fórmulas matemáticas a partir de las formas geométricas que más se asemejan a la forma del cuerpo de los rotíferos. El biovolumen se convirtió a peso húmedo asumiendo que  $10^6 \mu\text{m}^3$  equivalen a 1  $\mu\text{g}$  de peso húmedo (Botrell *et al.*, 1976). El factor de conversión 0.1 de peso húmedo a peso seco se empleó para todas las especies (Doohan, 1973). Para aquellas especies que no se tuvieron mediciones, se utilizaron los valores obtenidos de Ejsmont-Karabin (1998). Con los datos obtenidos de abundancia se multiplicó el número de individuos registrados por el peso estimado de cada especie y así se obtuvo la biomasa ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

### **Determinación de peso húmedo, peso seco y cenizas totales de la comunidad de plancton.**

Para la determinación de cenizas totales se filtraron 50 L de agua de superficie en cada estación, empleando primero un filtro de 1,500  $\mu\text{m}$  y luego un filtro de 55  $\mu\text{m}$  de luz de malla, las muestras se concentraron y posteriormente se filtraron nuevamente en un equipo Nalgene de 500 ml, empleando filtros Whatman GF/F (Whatman, UK) previamente pesados y calcinados (450 °C durante 4 horas). Los filtros con la muestra fueron pesados en una balanza analítica (Ohaus Model EP 214C Precisión  $d=0.1\text{mg}$ ) para la determinación de peso húmedo. Las muestras utilizadas para determinación de peso húmedo se colocaron en cápsulas de porcelana, previamente lavadas, etiquetadas y secadas. Las cápsulas con las muestras se secaron en un horno a una temperatura de 60 a 80 °C. El tiempo de secado fue hasta que el peso de las muestras fue constante (peso seco). Las muestras fueron calcinadas en una mufla Felisa a una temperatura de  $575 \pm 5$  °C durante dos horas. Transcurrido este tiempo las muestras se colocaron en un desecador

con silica gel hasta que alcanzaron la temperatura ambiente y posteriormente fueron pesadas. Para los cálculos se emplearon las fórmulas descritas por Castellanos-Páez *et al.* (1999). La biomasa se expresó en peso fresco ( $\text{mg L}^{-1}$ ), peso seco ( $\text{mg L}^{-1}$ ) y biomasa ( $\text{mgC L}^{-1}$ ).

### **Determinación de Carbono Orgánico Total de la comunidad de plancton.**

En cada estación se filtraron 3,000 L a través de una red de zooplancton tipo zeppelin con una luz de malla de 64  $\mu\text{m}$ . Las muestras fueron concentradas en tubos de polipropileno y mantenidas en congelación ( $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ ). Las muestras se descongelaron y se concentró la materia orgánica en probetas de 100 mL. Posteriormente, las muestras se colocaron en cápsulas de porcelana previamente etiquetadas, lavadas y secadas. Las muestras se secaron en un horno a una temperatura de 60 a 80  $^{\circ}\text{C}$  durante 24 horas o el tiempo necesario para obtener la muestra seca. La determinación de carbón orgánico total se realizó con el método de Walkley y Black (1947), que consiste en la combustión de la materia orgánica con una mezcla de bicromato de potasio y ácido sulfúrico. A partir de esta técnica se obtuvo el porcentaje de carbono de cada muestra. Con los datos obtenidos de peso seco por el método de cenizas totales, se multiplicó el porcentaje de carbono para obtener la biomasa en términos de carbono ( $\text{mgC L}^{-1}$ ).

### **Determinación de índices del estado trófico del sistema**

#### **Índice de Saprobiidad (S)**

El índice de Saprobiidad (S) se calculó usando la fórmula de Pantle y Buck (1955):

$$S = \Sigma \frac{(s \cdot h)}{\Sigma h}$$

donde:  $S$  es el índice de Saprobiidad,  $s$  el valor para cada especie de rotífero (Sladeczek, 1983) y  $h$  la frecuencia (1: rara, 3: común y 5: abundante). El índice se basa en la siguiente clasificación: 1.0 a 1.5 oligosaprobio, 1.6 a 2.5  $\beta$ -mesosaprobio, 2.6 a 3.5  $\alpha$ -mesosaprobio y 3.6 a 4.4 polisaprobio.

### **Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Abundancia**

Se determinó el índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ) empleando la siguiente fórmula:

$$TSI_{rot} = 5.38 \ln N + 19.28$$

donde:  $N$  es la densidad total de rotíferos ( $\text{ind L}^{-1}$ ).

Cuando el índice es  $<45$  se considera un ambiente mesotrófico, entre 45 y 55 como mesoeutrófico, entre 55 y 65 como eutrófico y valores  $>65$  se considera el ambiente como hipereutrófico (Ejsmont-Karabin, 2012).

### **Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Biomasa**

Se determinó el índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ), usando los datos obtenidos por biovolumen y empleando la siguiente fórmula para biomasa ( $\text{mg peso fresco L}^{-1}$ ):

$$TSI_{rot} = 5.63 \ln B + 64.47$$

donde:  $B$  es la biomasa de rotíferos en peso fresco ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

### **Análisis de datos**

Para la presentación de los datos se utilizó estadística descriptiva. Posteriormente se aplicaron pruebas de significancia estadística (Zar, 1996). La normalidad de los datos se confirmó realizando una prueba de Kolmogorov-Smirnov. Se realizó un análisis de varianza de dos vías para probar los efectos de los biotopos de muestreo, el mes de muestreo y la interacción de ambos sobre la abundancia, biomasa de rotíferos y los índices; y la estación y mes para la biomasa de plancton (ANOVA de dos vías – NCSS, 2007).

## Resultados

### Abundancia y diversidad de rotíferos

En la Tabla 13 se presenta el listado de especies registradas en el Canal. Se reportan 66 especies de rotíferos pertenecientes a 28 géneros agrupados en 15 Familias. Las Familias conspicuas fueron Brachionidae con 18 especies y Lecanidae con 13 especies. Los géneros más diversos fueron *Lecane* con 13 especies y *Brachionus* con 11 especies presentes (Tabla 13).

**Tabla 13. Listado de especies de rotíferos presentes en el Canal Cuemanco durante el año de muestreo**

<b>Taxa</b>	<b>Taxa</b>
<b>Clase Bdelloidea</b>	<b>Familia Lecanidae</b>
<b>Familia Philodinidae</b>	33 <i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)
1 <i>Dissotrocha aculeata</i> (Ehrenberg, 1832)	34 <i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)
2 <i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg, 1830)	35 <i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)
<b>Clase Monogononta</b>	36 <i>Lecane decipiens</i> (Murray, 1913)
<b>Familia Asplanchnidae</b>	37 <i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886)
3 <i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)	38 <i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)
<b>Familia Brachionidae</b>	39 <i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)
4 <i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	40 <i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)
5 <i>Anuraeopsis navicula</i> Rousset, 1911	41 <i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)
6 <i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	42 <i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)
7 <i>Brachionus bidentatus</i> Anderson, 1889	43 <i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)
8 <i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885	<b>Familia Lepadellidae</b>
9 <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	44 <i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)
10 <i>Brachionus caudatus</i> Barrois y Daday, 1894	45 <i>Lepadella (Lepadella) ovalis</i> (Müller, 1786)
11 <i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce, 1931	46 <i>Lepadella (Lepadella) patella</i> (Müller, 1773)
12 <i>Brachionus durgae</i> Dhanapathi, 1974	<b>Familia Mytilinidae</b>
13 <i>Brachionus havanaensis</i> Rousset, 1911	47 <i>Lophocharis oxysternon</i> (Gosse, 1851)
14 <i>Brachionus leydigii</i> Cohn, 1862	48 <i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)
15 <i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	49 <i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)
16 <i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	50 <i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)
17 <i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	<b>Familia Notommatidae</b>
18 <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	51 <i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)
19 <i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	<b>Familia Synchaetidae</b>
20 <i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	52 <i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925
21 <i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	53 <i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943
<b>Familia Collotheceidae</b>	54 <i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832
22 <i>Collothecha ornata</i> (Ehrenberg, 1832)	55 <i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832

**Tabla 13. Listado de especies de rotíferos presentes en el Canal Cuemanco durante el año de muestreo (Continuación)**

Taxa	Taxa
<b>Familia Epiphanidae</b>	<b>Familia Testudinellidae</b>
23 <i>Epiphanes brachionus</i> (Ehrenberg, 1837)	56 <i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885
24 <i>Epiphanes macroura</i> (Barrois & Daday, 1894)	57 <i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)
25 <i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	<b>Familia Trichocercidae</b>
26 <i>Euchlanis deflexa</i> (Gosse, 1851)	58 <i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)
27 <i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	59 <i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski y Zacharias, 1893)
<b>Familia Flosculariidae</b>	60 <i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904) (species inquirenda)
28 <i>Ptygura tacita</i> Edmondson, 1940	61 <i>Trichocerca ruttneri</i> Donner, 1953
29 <i>Sinantherina socialis</i> (Linnaeus, 1758)	62 <i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)
<b>Familia Gastropodidae</b>	63 <i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)
30 <i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	<b>Familia Trochospharidae</b>
<b>Familia Lecanidae</b>	64 <i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847)
31 <i>Lecane arcuata</i> (Bryce, 1891)	65 <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)
32 <i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	66 <i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)

La abundancia relativa por mes (expresada en  $\text{ind L}^{-1} \pm \text{DE}$ ), así como la frecuencia de cada especie registrada se muestra en la Tabla 14. Cuando no se presentan valores, significa que la especie no fue registrada durante ese mes. Del total de especies, solamente 19 se presentaron en todos los meses muestreados (28.79%), mientras que 17 especies sólo se presentaron en un mes (25.76%). La Familia Brachionidae registró 9 especies presentes durante todo el año de muestreo, es decir el 50% de las especies registradas. Las Familias Synchaetidae y Trochospharidae por su parte, presentaron dos especies presentes durante todo el año, respectivamente y 6 Familias presentaron sólo una especie presente durante todo el año (Asplanchnidae, Collotheca, Lecanidae, Lepadellidae, Synchaetidae, Testudinellidae y Trichocercidae). Los géneros con más especies presentes durante todo el año fueron: *Brachionus* con 5 especies (*Brachionus angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. caudatus* y *B. quadridentatus*); y *Keratella* con 3 especies (*Keratella americana*, *K. cochlearis* y *K. tropica*).

Tan solo 3 especies tuvieron una frecuencia del 100%, es decir, se registraron en todas las estaciones, en ambos biotopos y durante el año de muestreo: *Brachionus angularis*, *Keratella tropica* y *K. cochlearis*. Por otro lado, 27 especies presentaron una frecuencia <10%, lo que representa el 40.9% del total de especies.



**Tabla 14. Abundancia relativa bimensual y frecuencia de especies de rotíferos**

Taxa	Febrero	Abril	Junio	Agosto	Octubre	Diciembre	Frecuencia (%)
<b>Clase Bdelloidea</b>							
<b>Familia Philodinidae</b>							
<i>Dissotrocha aculeata</i> (Ehrenberg, 1832)	1.0 ± 0.63						5.56
<i>Rotaria neptunia</i> (Ehrenberg, 1830)	0.4 ± 0.0			0.2			5.56
<b>Clase Monogononta</b>							
<b>Familia Asplanchnidae</b>							
<i>Asplanchna sieboldii</i> (Leydig, 1854)	17.35 ± 23.33	5.38 ± 5.91	0.4 ± 0.4	3.99 ± 4.16	2.91 ± 2.5	2.95 ± 2.63	80.56
<b>Familia Brachionidae</b>							
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	7.09 ± 12.48	3.16 ± 1.77	3.19 ± 4.14	5.62 ± 4.35	18.27 ± 25.07	18.54 ± 15.28	86.11
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet, 1911					13.25 ± 7.38	1.66 ± 0.96	16.67
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	43.27 ± 42.26	576.42 ± 501.48	111.29 ± 98.21	177.64 ± 143.88	157.42 ± 242.52	97.12 ± 82.59	100.00
<i>Brachionus bidentatus</i> Anderson, 1889	2.05 ± 1.63	53.01		0.4	30.36 ± 62.51		15.28
<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885	16.7 ± 19.56	100.85 ± 93.38	7.16 ± 7.99	72.4 ± 65.37	137.95 ± 181.19	133.4 ± 101.87	97.22
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	375.6 ± 544.39	156.05 ± 121.75	13.74 ± 16.25	69.17 ± 72.5	36.41 ± 45.53	85.69 ± 90.16	98.61
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois y Daday, 1894	32.34 ± 36.22	62.58 ± 58.57	1.0 ± 1.69	73.04 ± 71.03	23.76 ± 22.79	43.03 ± 53.35	93.06
<i>Brachionus dimidiatus</i> Bryce, 1931					16.44 ± 22.25	0.8	16.67
<i>Brachionus durgae</i> Dhanapathi, 1974				2.47 ± 2.38	1.04 ± 0.78	0.8	16.67
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet, 1911	0.2		162.06 ± 353.89	55.3 ± 54.9	35.14 ± 53.32	23.87 ± 19.8	66.67
<i>Brachionus leydigii</i> Cohn, 1862	0.87 ± 0.86			0.2			9.72
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	13.26 ± 10.9	3.97 ± 3.37	7.47 ± 7.08	17.3 ± 20.44	3.88 ± 4.52	2.42 ± 1.45	98.61
<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	0.2			2.87 ± 1.63	3.21	0.8	9.72
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	24.69 ± 25.24	4.3 ± 2.85	96.58 ± 111.53	126.3 ± 162.04	50.9 ± 93.44	37.55 ± 38.75	95.83
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	168.22 ± 215.57	123.87 ± 96.54	126.42 ± 145.1	94.41 ± 129.75	145.74 ± 224.81	109.77 ± 52.9	100.00
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	142.7 ± 208.33	586.74 ± 411.41	206.7 ± 190.07	420.36 ± 410.96	985.12 ± 1796.63	1102.04 ± 722.93	100.00
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)				0.8			1.39

**Tabla 14. Abundancia relativa bimensual y frecuencia de especies de rotíferos (Continuación)**

Taxa	Febrero	Abril	Junio	Agosto	Octubre	Diciembre	Frecuencia (%)
<b>Familia Brachionidae</b>							
<i>Platytias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0.2	0.8		0.93 ± 0.61	2.4	0.8	9.72
<b>Familia Collothecidae</b>							
<i>Collotheca ornata</i> (Ehrenberg, 1832)	4.39 ± 3.23	0.9 ± 0.5	0.28 ± 0.1	2.4 ± 1.68	3.05 ± 2.7	3.77 ± 3.67	59.72
<b>Familia Epiphanidae</b>							
<i>Epiphanes brachionus</i> (Ehrenberg, 1837)	3.61 ± 4.41	0.8	0.2	0.8 ± 0.0			16.67
<i>Epiphanes macroura</i> (Barrois & Daday, 1894)	3.61 ± 4.42						11.11
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)					0.6	0.2	2.78
<i>Euchlanis deflexa</i> (Gosse, 1851)				0.2			1.39
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	0.95 ± 0.1		1.6 ±		1.6	0.8 ± 0.0	11.11
<b>Familia Flosculariidae</b>							
<i>Ptygura tacita</i> Edmondson, 1940	1.53 ± 1.53			4.91 ± 2.63		4.41 ± 1.7	12.50
<i>Sinantherina socialis</i> (Linnaeus, 1758)	2						1.39
<b>Familia Gastropodidae</b>							
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	0.6	2.4	0.3 ± 0.14			1.6	6.94
<b>Familia Lecanidae</b>							
<i>Lecane arcuata</i> (Bryce, 1891)				0.8			1.39
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	0.56 ± 0.35	0.8	0.4	1.4 ± 1.41			12.50
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	1.8 ± 0.53		0.2	0.5 ± 0.42	1.2 ± 0.56	0.8 ± 0.0	13.89
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	1.88 ± 1.06	1.91 ± 1.49	2.93 ± 3.52	2.18 ± 1.93	1.24 ± 0.42	2.4 ± 1.48	72.22
<i>Lecane curvicornis</i> (Murray, 1913)	0.26 ± 0.11		1.05 ± 0.77	1.69 ± 1.31	0.85 ± 0.57	1.2 ± 0.56	33.33
<i>Lecane decipiens</i> (Murray, 1913)		1.6					2.78
<i>Lecane flexilis</i> (Gosse, 1886)	0.6 ± 0.28						2.78
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)			0.76 ± 0.26	3.27 ± 4.82	0.96 ± 0.35	1.4 ± 1.59	23.61
<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)			2.81	0.5 ± 0.42	1.6	0.8	6.94
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	0.2	0.93 ± 0.23	0.4				6.94
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	0.4 ± 0.2	2 ± 0.56		0.8 ± 0	1.6		11.11
<i>Lecane pyriformis</i> (Daday, 1905)			0.8 ± 0.6				4.17

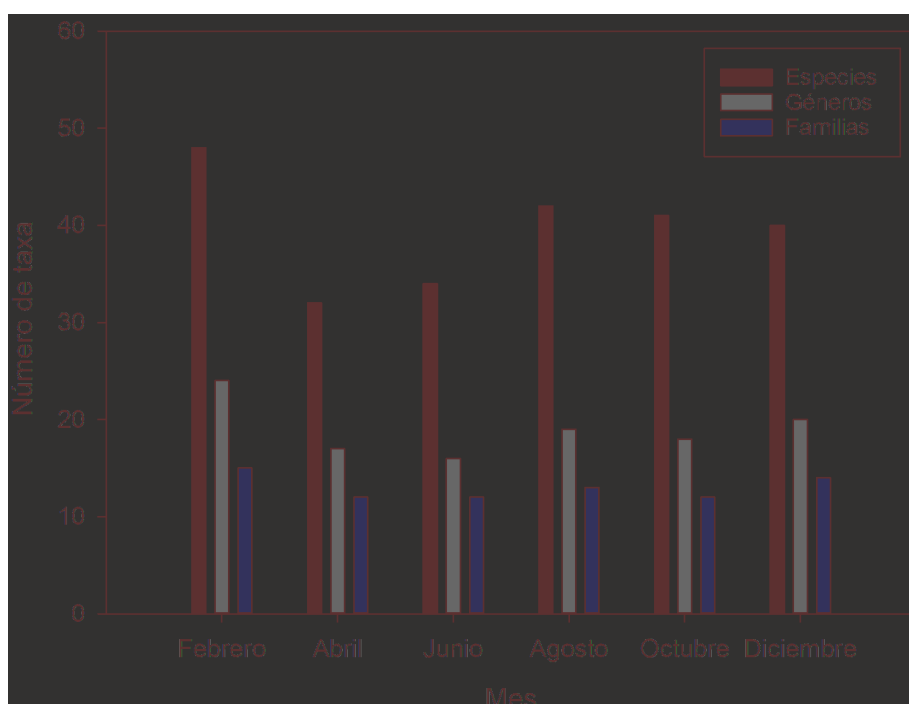
**Tabla 14. Abundancia relativa bimensual y frecuencia de especies de rotíferos (Continuación)**

<b>Taxa</b>	<b>Febrero</b>	<b>Abril</b>	<b>Junio</b>	<b>Agosto</b>	<b>Octubre</b>	<b>Diciembre</b>	<b>Frecuencia (%)</b>
<b>Familia Lecanidae</b>							
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)					0.4		1.39
<b>Familia Lepadellidae</b>							
<i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)	0.3 ± 0.14						2.78
<i>Lepadella (Lepadella) ovalis</i> (Müller, 1786)		0.65 ± 0.3	0.8 ± 0.93	0.95 ± 0.44	1.0 ± 0.4	2.81 ± 1.7	26.39
<i>Lepadella (Lepadella) patella</i> (Müller, 1773)	1.8 ± 1.66	2.3 ± 1.86	1.2 ± 1.07	0.95 ± 0.57	2.67 ± 1.85	1.2 ± 0.56	48.61
<b>Familia Mytilinidae</b>							
<i>Lophocharis oxysternon</i> (Gosse, 1851)					1.76 ± 0.35	0.8 ± 0.0	9.72
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)	0.88 ± 0.68						6.94
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)			0.8				1.39
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0.2	0.8 ± 0.0	1.0 ± 0.92			0.8	11.11
<b>Familia Notommatidae</b>							
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	1.75 ± 2.2			0.8 ± 0.0	0.8 ± 0.0	1.07 ± 0.46	18.06
<b>Familia Synchaetidae</b>							
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	20 ± 17.32	12.71 ± 13	2 ± 1.44	3.81 ± 4.02	1.87 ± 1.13	3.06 ± 2.14	77.78
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	16.01 ± 20.29	30.18 ± 26.96	2.34 ± 2.19	3.45 ± 1.96	5.52 ± 5.12	8.7 ± 6.21	83.33
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832	1.12 ± 0.75					2.4	8.33
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	0.53 ± 0.3	0.8		4.78 ± 2.68	3.77 ± 3.03	24.07 ± 25.5	44.44
<b>Familia Testudinellidae</b>							
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	7.7 ± 6.02	1.37 ± 0.79	0.2 ± 0.0				22.22
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	0.44 ± 0.26	0.5 ± 0.42	0.46 ± 0.3	1.6 ± 1.13	0.8	1 ± 1.22	22.22
<b>Familia Trichocercidae</b>							
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	2.25 ± 1.72	2.2 ± 1.41	0.8	2.33 ± 2.04	5.08 ± 8.27	2.67 ± 2.0	56.94
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski y Zacharias, 1893)			0.4				1.39
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904) (species inquirenda)	0.53 ± 0.11				0.9 ± 0.99	0.8 ± 0	11.11
<i>Trichocerca ruttneri</i> Donner, 1953				0.2			1.39
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	0.45 ± 0.38						5.56

**Tabla 14. Abundancia relativa bimensual y frecuencia de especies de rotíferos (Continuación)**

Taxa	Febrero	Abril	Junio	Agosto	Octubre	Diciembre	Frecuencia (%)
<b>Familia Trichocercidae</b>							
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)					0.2		1.39
<b>Familia Trochospharidae</b>							
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847)	0.3 ± 0.11	0.2		1.6	0.8		9.72
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	2.05 ± 1.58	41.68 ± 37.33	0.63 ± 0.53	1.67 ± 1.61	1.0 ± 0.4	2.0 ± 1.66	59.72
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	2.91 ± 2.04	55.45 ± 43.71	1.5 ± 2.14	3.12 ± 4.9	1.49 ± 0.72	2.86 ± 2.35	65.28

En la Figura 18 se muestra la cantidad mensual de Familias, géneros y especies. La cantidad de especies osciló entre 32 y 47 especies. El mayor número de especies registradas se presentó en febrero (47 especies pertenecientes a 25 géneros y 16 Familias), mientras que el menor número se presentó en abril (32 especies pertenecientes a 17 géneros y 12 Familias).



**Figura 18. Número de Familias, géneros y especies de rotíferos durante el año de muestreo.**

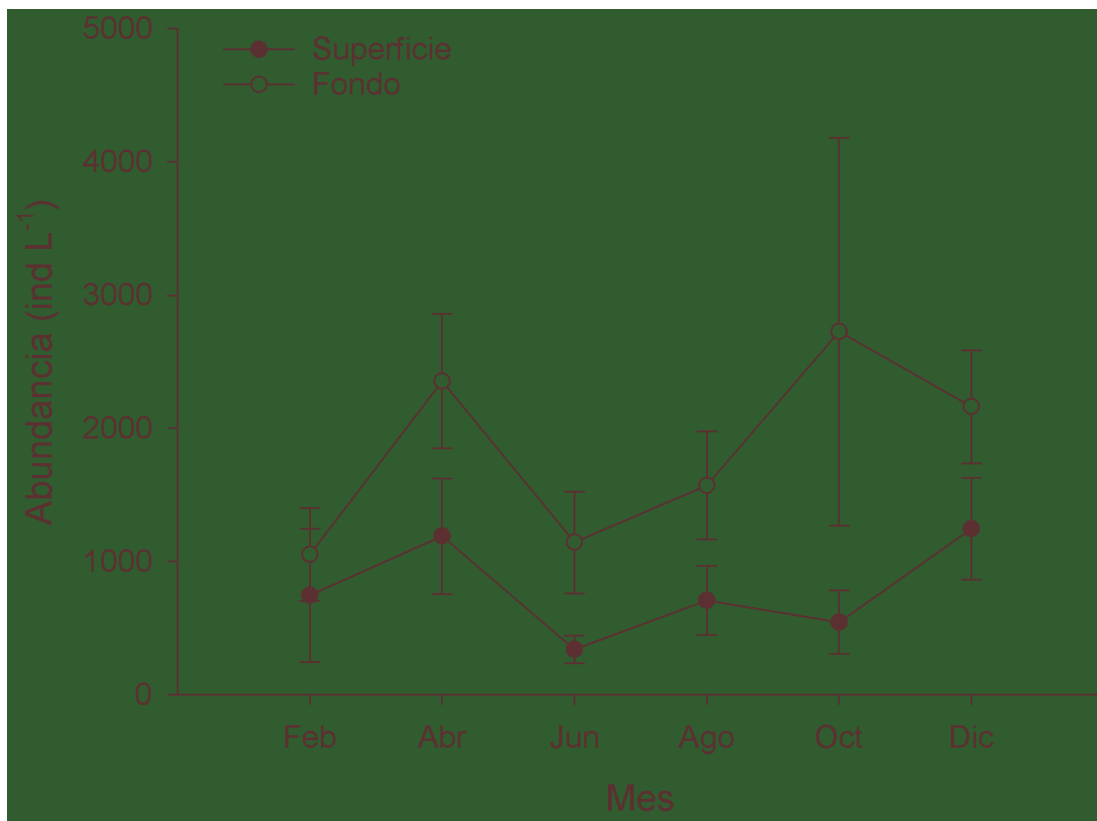
La abundancia de rotíferos osciló entre 47.99 y 8,799.39 ind L<sup>-1</sup>, con una media anual de 1,347 ± 1,463.72 ind L<sup>-1</sup>. En todos los meses la abundancia de rotíferos fue superior en el biotopo fondo,

teniendo una media anual de  $1,881.93 \pm 1,732.40$  ind L<sup>-1</sup>, 236% más que el biotopo superficie (media  $813.31 \pm 870.47$  ind L<sup>-1</sup>; Figura 19). La abundancia no presentó diferencias significativas entre meses pero las diferencias fueron significativas entre biotopos (ANOVA 2-vías,  $p= 0.0019$ ; Tabla 15). Durante el mes de abril y octubre se presentaron las mayores abundancias.

**Tabla 15. Reporte de ANOVA de dos vías para la abundancia de rotíferos del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
<b>Abundancia</b>					
Mes:	11,956,200.00	5.00	2,391,230.00	1.29	0.2798
Biotopo:	19,462,700.00	1.00	19,462,700.00	10.51	0.00019*
Interacción:	5,896,970.00	5.00	1,179,390.00	0.64	0.6725
Entre:	111,142,000.00	60.00	1,852,360.00		
Total:	148,458,000.00	71.00			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$



**Figura 19. Abundancia bimestral de rotíferos en las estaciones de muestreo (ind L<sup>-1</sup>).**

En la Figura 20 se muestran las abundancias registradas para las estaciones durante el año de muestreo. El biotopo fondo presentó mayores abundancias ( $\text{ind L}^{-1}$ ) que el biotopo superficie con excepción de la estación 3B en febrero y 1B en abril. La mayor abundancia registrada fue de  $8,747.99 \text{ ind L}^{-1}$  en la estación 1B fondo en el mes de octubre. La estación 1B fondo presentó la mayor abundancia comparada con las demás estaciones con una media de  $2,767.20 \pm 2,995.91 \text{ ind L}^{-1}$ . Como se puede observar, la abundancia no tuvo un patrón similar entre estaciones.



**Figura 20.** Abundancia relativa de rotíferos en las estaciones muestreadas ( $\text{ind L}^{-1}$ ). Los círculos negros representan las estaciones del biotopo superficie y los círculos blancos el biotopo fondo.

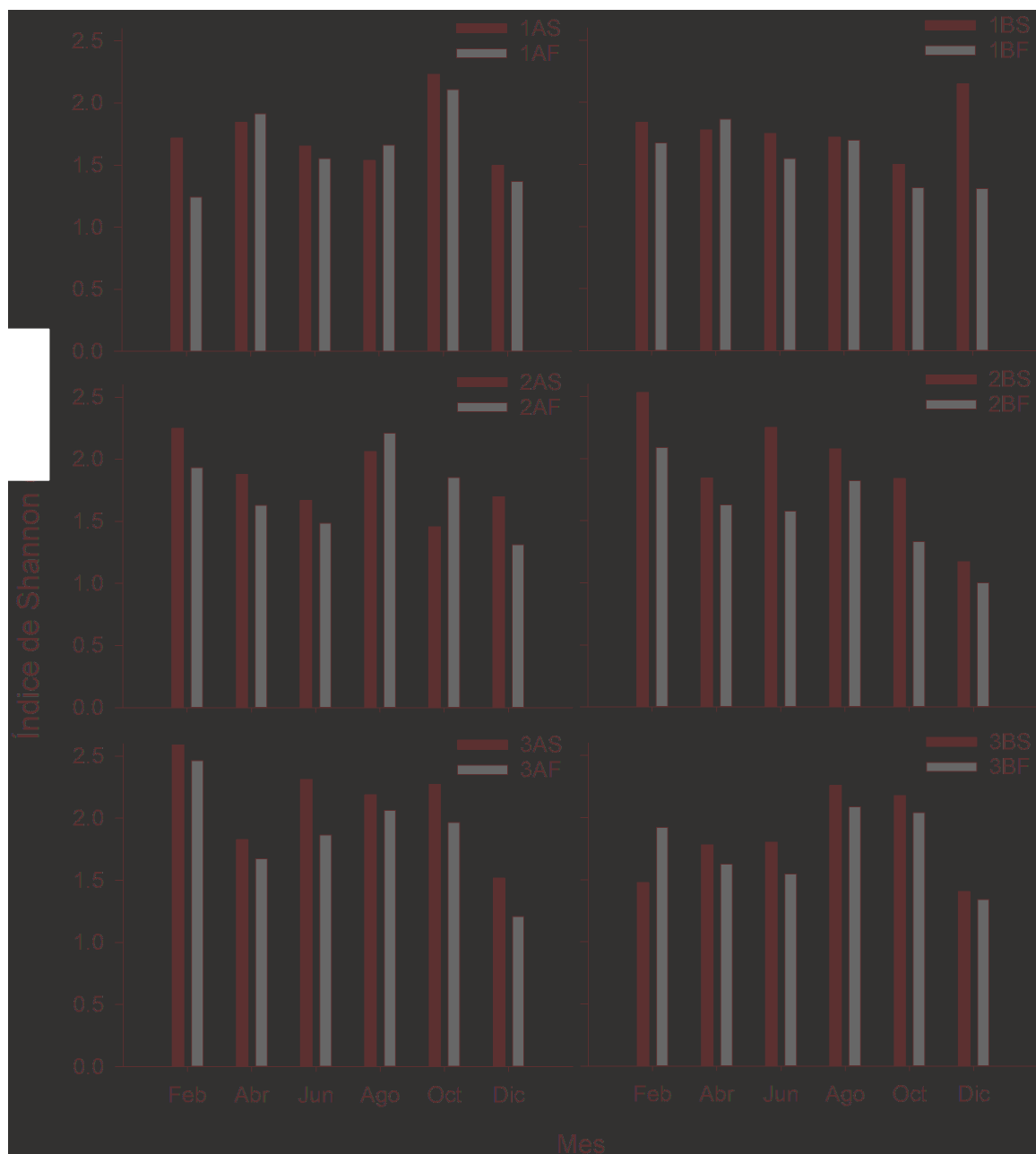
Las especies más representativas en el año de muestreo fueron *Keratella tropica*, *Brachionus angularis*, *K. cochlearis*, *B. calyciflorus*, *B. budapestinensis*, *K. americana*, *B. havanaensis* y *B. caudatus*, especies que aportaron el 83% de la abundancia total de rotíferos. La abundancia bimestral de las 8 especies se presenta en la Figura 21. Al igual que la abundancia de la comunidad de rotíferos, la abundancia de las 8 especies fue, en la mayoría de los casos, superior en el biotopo fondo.



**Figura 21.** Abundancia relativa de las 8 especies de rotíferos que aportaron el 83% de la abundancia de la comunidad de rotíferos en el Canal Cuemanco, Xochimilco. Se muestra la media y el error estándar para cada especie.



La diversidad, calculada con el índice de Shannon fue desde 1.0 hasta 2.59, lo cual indica que el nivel ecológico del Canal Cuemanco va de un estatus pobre a moderado (Figura 22).



**Figura 22. Índice de Shannon de las estaciones de muestreo en el Canal Cuemanco.**

Los valores del índice de Shannon fueron mayores en el biotopo superficie, presentando diferencias significativas (ANOVA de dos vías,  $p=0.009$ ; Tabla 16). Así mismo, se presentaron diferencias significativas entre los meses de muestreo (ANOVA de dos vías,  $p=0.0002$ ); en

febrero y agosto se registraron los valores mayores mientras que en diciembre se presentaron los menores valores. El mes de diciembre tuvo diferencias significativas con todos los meses a excepción de junio ( $p < 0.05$ , prueba *post-hoc* de Tukey).

De acuerdo al Número de Hill ( $N_1$ ), el biotopo superficie tiene siete especies dominantes, mientras que el biotopo fondo tiene seis. Las especies dominantes en el biotopo superficie fueron *Keratella tropica*, *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *K. cochlearis*, *B. budapestinensis*, *B. caudatus*, *K. americana* y *B. havanaensis*. Mientras que para el biotopo fondo fueron las mismas especies con excepción de *B. caudatus*.

**Tabla 16. Reporte de ANOVA de dos vías para el índice de diversidad de Shannon.**

	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
<b>Índice de Shannon</b>					
Mes:	2.45851	5	0.491702	5.757	0.00020*
Biotopo:	0.61605	1	0.61605	7.213	0.00934*
Interacción:	0.177877	5	0.0355754	0.4166	0.8354
Entre:	5.12419	60	0.0854032		
Total:	8.37663	71			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

En la Figura 23 se muestra el diagrama de la frecuencia y la abundancia de las especies registradas. Se registraron 7 especies (10.6%) y 53 especies como raras (80.33%). El género *Brachionus* registró 4 de sus especies como dominantes y *Keratella* con tres.

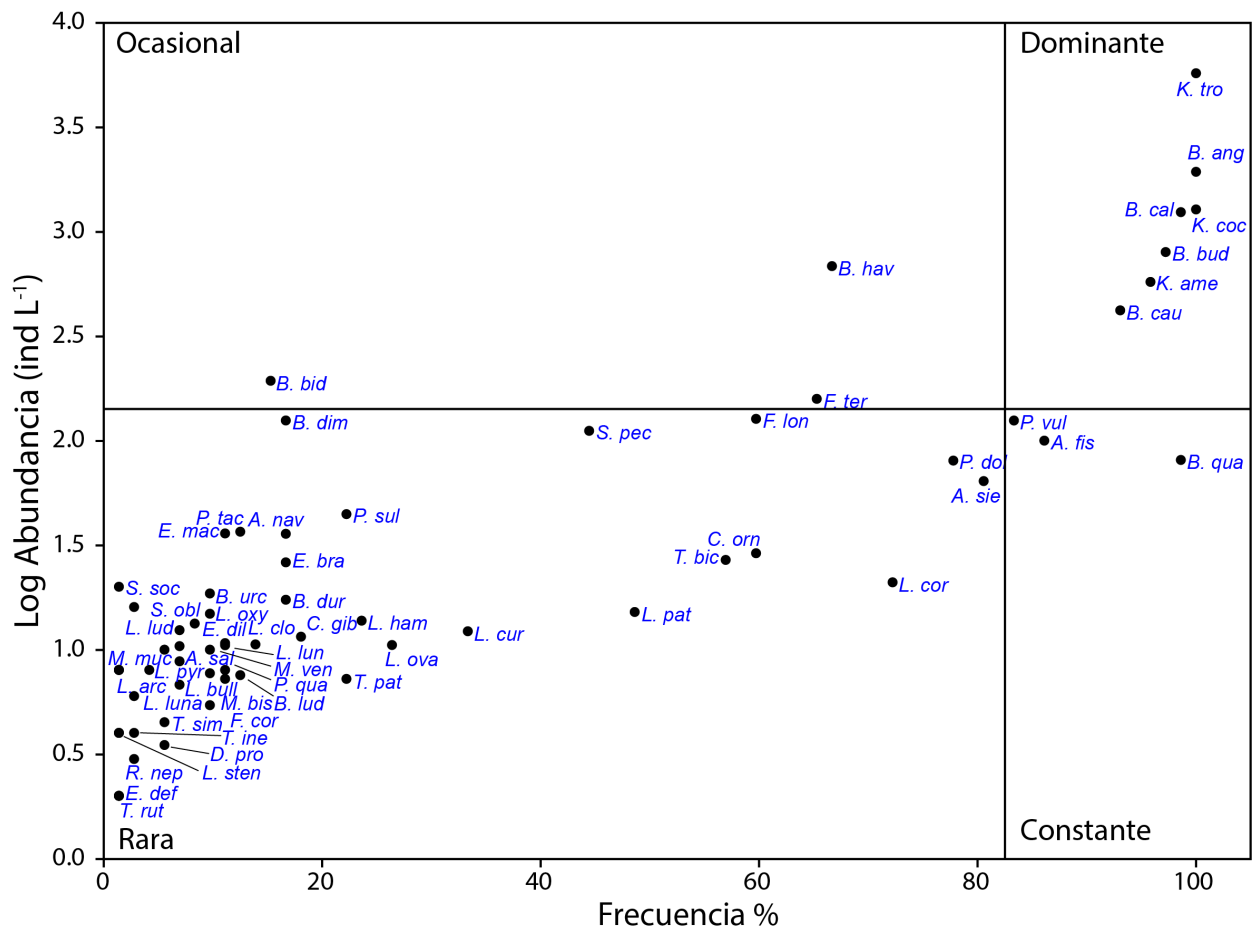


Figura 23. Rareza y dominancia de las especies con base en su frecuencia y abundancia de rotíferos en el Canal Cuemanco, Xochimilco.

**Biomasa de la comunidad de zooplancton y rotíferos.**

**Biomasa de rotíferos por biovolumen**

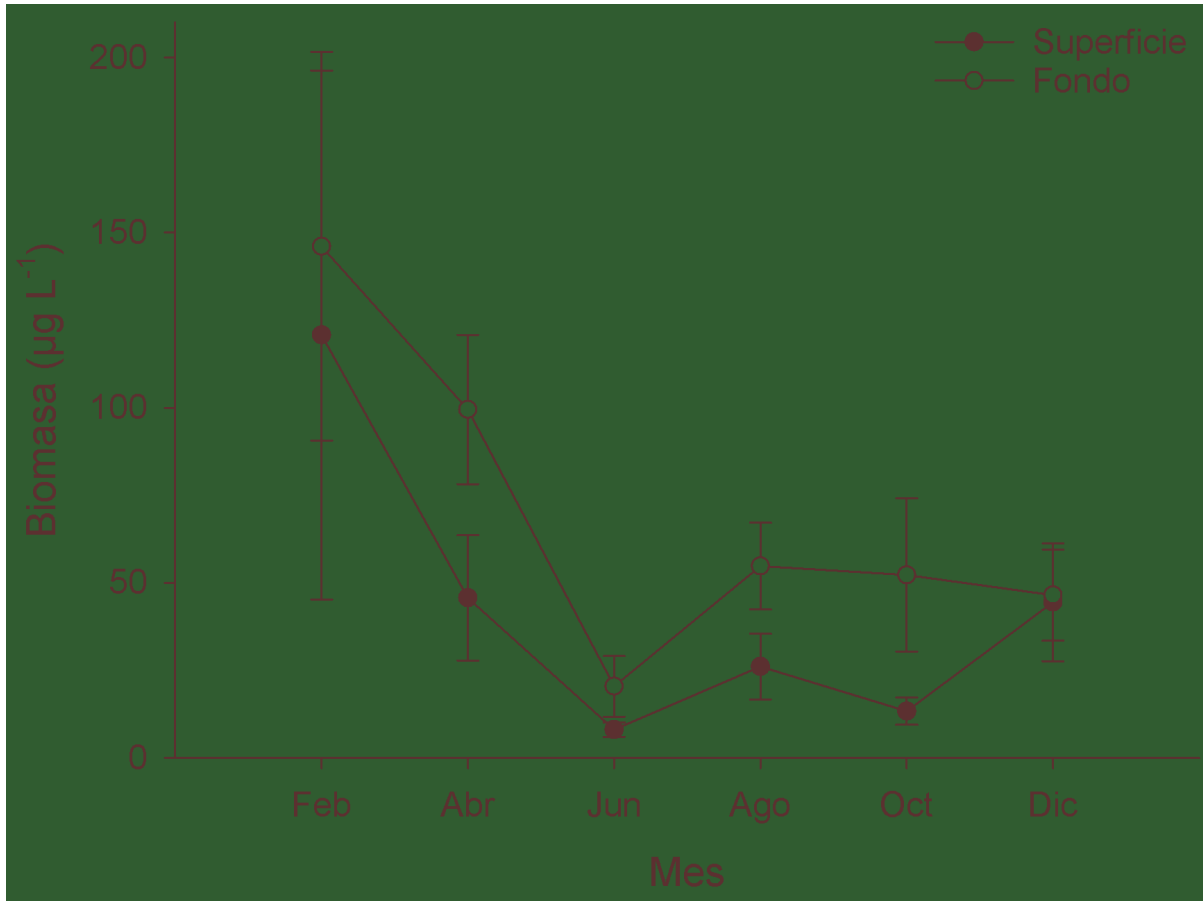
En la Tabla 17 se muestra el peso seco y húmedo estimado por el método de biovolumen para cuatro especies de rotíferos presentes en los muestreos bimensuales.

**Tabla 17. Biomasa de las especies de rotíferos abundantes estimada a partir del método de biovolumen**

Especie	n	Largo (µm)	Ancho (µm)	Alto (µm)	Biovolumen (x 10 <sup>6</sup> µm <sup>3</sup> )	Peso fresco (µg)	Peso seco (µg)
<i>Anuraeopsis fissa</i>	36	80.75 ± 3.63	50.99 ± 2.29	49.49 ± 3.10	0.067 ± 0.009	0.067 ± 0.009	0.007 ± 0.001
<i>Asplanchna sieboldii</i>	5	522.47 ± 97.11	335.05 ± 38.54		31.79 ± 10.65	31.78 ± 10.65	1.59 ± 0.53
<i>Brachionus angularis</i>	154	97.10 ± 9.87	85.72 ± 9.17	64.42 ± 10.71	0.242 ± 0.066	0.242 ± 0.066	0.024 ± 0.007
<i>Brachionus budapestinensis</i>	150	124.07 ± 13.24	98.93 ± 11.39	84.57 ± 11.94	0.599 ± 0.117	0.599 ± 0.117	0.060 ± 0.012
<i>Brachionus calyciflorus</i>	148	194.62 ± 36.60	139.64 ± 26.92	137.62 ± 20.22	2.34 ± 1.13	2.345 ± 1.130	0.235 ± 0.113
<i>Brachionus caudatus</i>	50	124.04 ± 16.21	99.72 ± 10.69	85.43 ± 13.36	0.606 ± 0.203	0.605 ± 0.203	0.061 ± 0.020
<i>Brachionus havanaensis</i>	124	107.42 ± 14.76	84.21 ± 14.77	74.92 ± 9.34	0.326 ± 0.143	0.326 ± 0.144	0.033 ± 0.014
<i>Brachionus quadridentatus</i>	44	147.21 ± 23.54	140.19 ± 28.27		0.743 ± 0.364	0.743 ± 0.365	0.074 ± 0.036
<i>Filinia longiseta</i>	5	115.64 ± 25.79	74.25 ± 3.54		0.256 ± 0.180	0.253 ± 0.181	0.025 ± 0.018
<i>Keratella americana</i>	79	94.60 ± 6.29	52.84 ± 5.17	48.26 ± 3.23	0.035 ± 0.008	0.035 ± 0.008	0.004 ± 0.001
<i>Keratella cochlearis</i>	61	90.28 ± 6.08	61.69 ± 8.34	52.05 ± 5.75	0.046 ± 0.024	0.046 ± 0.024	0.005 ± 0.002
<i>Keratella tropica</i>	85	110.60 ± 8.91	64.08 ± 4.26	55.63 ± 5.95	0.060 ± 0.009	0.060 ± 0.009	0.006 ± 0.001
<i>Pollyarthra vulgaris</i>	3	102.37 ± 4.12	69.27 ± 7.48		0.320 ± 0.042	0.320 ± 0.042	0.032 ± 0.004
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	4	109.34 ± 14.72	60.19 ± 8.77		0.316 ± 0.065	0.316 ± 0.065	0.032 ± 0.007
<i>Synchaeta pectinata</i>	15	133.48 ± 11.58	104.96 ± 9.61		0.389 ± 0.095	0.389 ± 0.096	0.039 ± 0.010
<i>Trichocerca bicristata</i>	9	98.43 ± 14.71	46.13 ± 5.25	40.53 ± 2.58	0.111 ± 0.42	0.111 ± 0.042	0.011 ± 0.004

En la Figura 24 se presentan los valores de biomasa (µg L<sup>-1</sup>) calculada a partir del biovolumen para el biotopo superficie y fondo a lo largo del año. Como se observa, se registró mayor biomasa en el biotopo fondo, sin embargo dichas diferencias no fueron significativas (ANOVA dos vías  $p=0.127$ ). La biomasa registrada se caracterizó por presentar sus mayores registros (ambos biotopos) en el mes de febrero con un posterior decremento hasta el mes de junio, posteriormente se mantuvo constante de agosto a diciembre. Las diferencias entre meses fueron significativas

(ANOVA dos vías  $p= 0.00369$ ), mientras que la interacción de ambos factores (mes y biotopo) no fue significativa (ANOVA dos vías  $p= 0.9658$ ; Tabla 18). Las diferencias fueron significativas entre el mes de febrero con respecto a junio, agosto y octubre ( $p < 0.05$ , prueba *post-hoc* de Tukey).



**Figura 24** Biomasa determinada por el método de biovolumen de la comunidad de rotíferos del Canal Cuemanco, Xochimilco. Se presenta la media y error estándar para cada biotopo.

**Tabla 18. Reporte de ANOVA de dos vías para la biomasa de rotíferos del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

	<b>SS</b>	<b>DF</b>	<b>MS</b>	<b><i>f</i></b>	<b><i>p</i></b>
<b>Abundancia</b>					
Mes:	106931	5	21386.1	3.946	0.00369*
Biotopo:	12977.1	1	12977.1	2.394	0.127
Interacción:	5110.44	5	1022.09	0.1886	0.9658
Entre:	325201	60	5420.02		
Total:	450219	71			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

En la Figura 25 se muestra la biomasa registrada para cada estación, ambos biotopos durante los meses de muestreo. De la misma manera que la abundancia, la biomasa fue superior en el biotopo fondo para la mayoría de los casos. Se presentaron marcadas diferencias entre biotopos como es el caso de la estación 1A y 3B en febrero. Las demás estaciones presentaron un patrón anual similar para ambos biotopos. La estación 3BS y 1AF presentaron las mayores medias anuales con  $103.1 \pm 193.7$  y  $101.0 \pm 132.5 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente.



**Figura 25. Biomasa ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) de la comunidad de rotíferos por estación de muestreo. Los círculos negros representan las estaciones del biotopo superficie y los círculos blancos el biotopo fondo.**

La comparación entre la abundancia relativa ( $\text{ind L}^{-1}$ ) y la biomasa ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) para las estaciones muestreadas a lo largo del año se muestran en las Figuras 26 y 27. Como se observa en las gráficas, existe disparidad entre la abundancia y biomasa como en el caso de la estación 1AF, la abundancia del mes febrero y abril es la misma, sin embargo, la biomasa es más de tres veces superior en el mes de febrero. En algunas estaciones como 1AS, 2AS, 3AS y 3BS el patrón de la abundancia es similar al registrado para la biomasa.



**Figura 26. Biomasa y abundancia de la comunidad de rotíferos en las estaciones 1 y 2. Las barras blancas representan los valores de biomasa ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y los círculos negros representan la abundancia ( $\text{ind L}^{-1}$ ).**



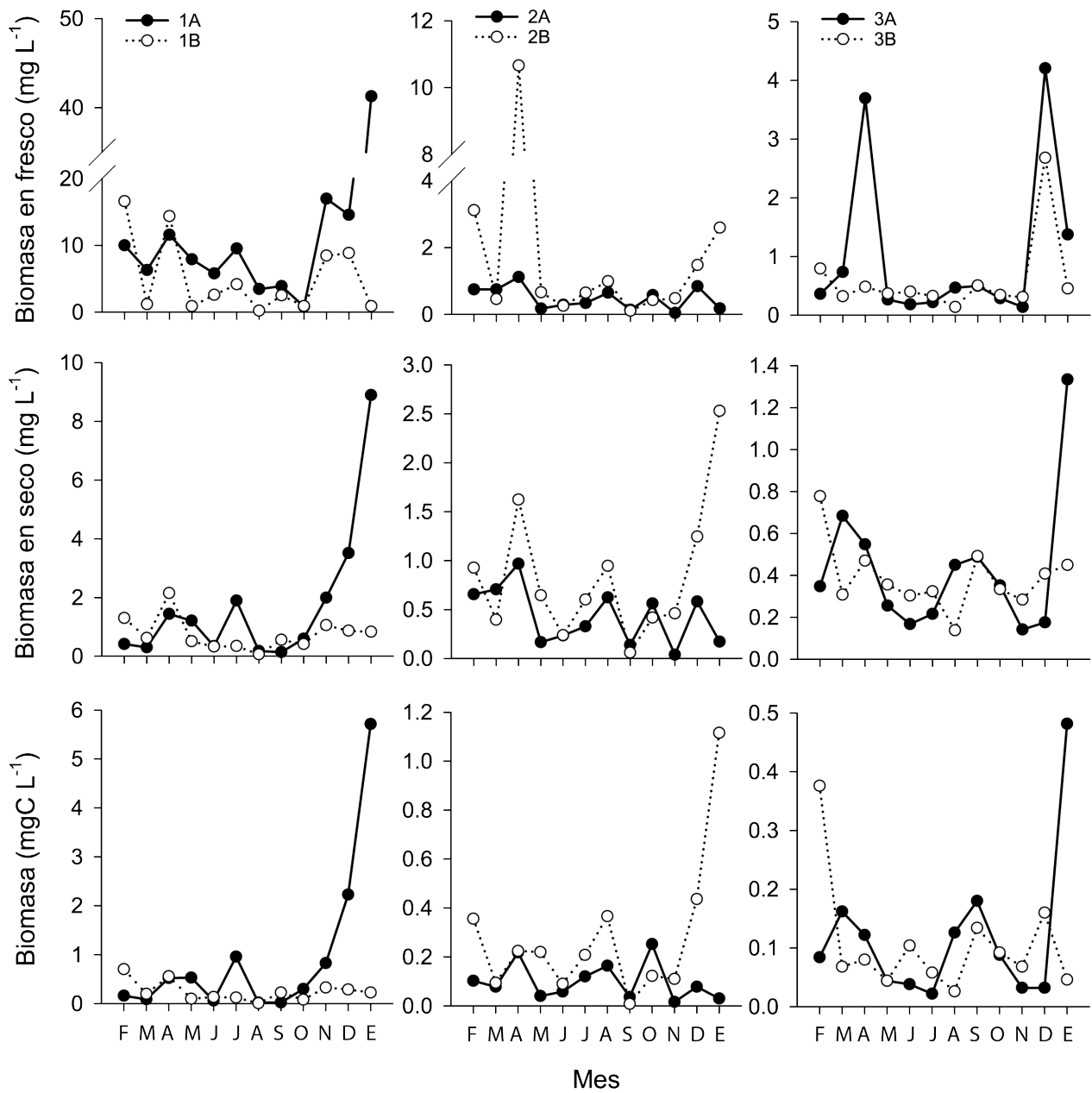


**Figura 27. Biomasa y abundancia de la comunidad de rotíferos en la estación 3.**

**Las barras blancas representan los valores de biomasa ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y los círculos negros representan la abundancia ( $\text{ind L}^{-1}$ ).**

### **Determinación de peso húmedo, peso seco y cenizas totales de la comunidad de plancton.**

La biomasa determinada por medio del método de cenizas totales se muestran en la Figura 28. Es importante mencionar que los valores de biomasa corresponden a la biomasa de la comunidad de plancton de entre 55 y 1,500  $\mu\text{m}$ . En las tres estaciones la biomasa en seco y biomasa en términos de carbono dependió directamente de la biomasa en fresco. Los datos presentados corresponden al biotopo superficie. La biomasa en términos de carbón fue de 0.01 a 5.72  $\text{mgC L}^{-1}$  con una media anual de  $0.30 \pm 0.72 \text{ mgC L}^{-1}$ . El porcentaje de la biomasa en términos de carbono fue de  $29.03 \pm 12.42 \%$  con respecto a la biomasa en seco. Los mayores registros de biomasa fueron para la estación uno, seguido por la estación dos y por último la estación tres. A pesar de tener mayores registros, no se presentaron diferencias significativas entre estaciones ni entre meses (ANOVA de dos vías; Tabla 19) con excepción de las estaciones para el peso fresco y peso seco ( $p < 0.05$ ).



**Figura 28. Biomasa de rotíferos en peso fresco, peso seco (mg L<sup>-1</sup>) y carbono (mgC L<sup>-1</sup>).**

**Los círculos negros corresponden a la costa A y los círculos blancos a costa B.**

**Tabla 19. Reporte de ANOVA de dos vías para la biomasa de plancton del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.**

	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
<b>Peso fresco</b>					
Mes:	415.17	11.00	37.74	1.34	0.2447
Estación:	806.59	2.00	403.29	14.29	0.0000*
Interacción:	498.00	22.00	22.64	0.80	0.7035
Entre:	1015.89	36.00	28.22		
Total:	2735.64	71.00			
<b>Peso seco</b>					
Mes:	22.4399	11	2.03999	1.71	0.1107
Estación:	9.08866	2	4.54433	3.808	0.0316*
Interacción:	19.4061	22	0.882097	0.7393	0.7706
Entre:	42.9562	36	1.19323		
Total:	93.8909	71			
<b>Cenizas</b>					
Mes:	7.187	11	0.653364	1.263	0.2843
Estación:	3.31136	2	1.65568	3.201	0.05255
Interacción:	8.12895	22	0.369498	0.7143	0.7959
Entre:	18.6224	36	0.517289		
Total:	37.2497	71			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

### **Determinación de Carbono Orgánico Total de la comunidad de plancton.**

Los valores de biomasa ( $\text{mgC L}^{-1}$ ) de la comunidad planctónica estimada por el método de carbono orgánico total se muestran en la Figura 29. Como se observa, no existió un patrón de la biomasa a lo largo del año muestreado, sin embargo, la estación 1A tuvo un incremento considerable en enero. La biomasa calculada con el método de COT fue de  $0.01$  a  $2.84 \text{ mgC L}^{-1}$  con una media anual de  $0.21 \pm 0.36 \text{ mgC L}^{-1}$ . Las diferencias no fueron significativas entre los meses ni entre las estaciones (ANOVA de dos vías, Tabla 20). El porcentaje de carbón fue de  $25.85 \pm 7.11 \%$  con base al peso seco de las muestras procesadas.



Figura 29. Biomasa de rotíferos en términos de carbono ( $\text{mgC L}^{-1}$ ).

Tabla 20. Reporte de ANOVA de dos vías para la biomasa de plancton del Canal Cuemanco durante un muestreo anual.

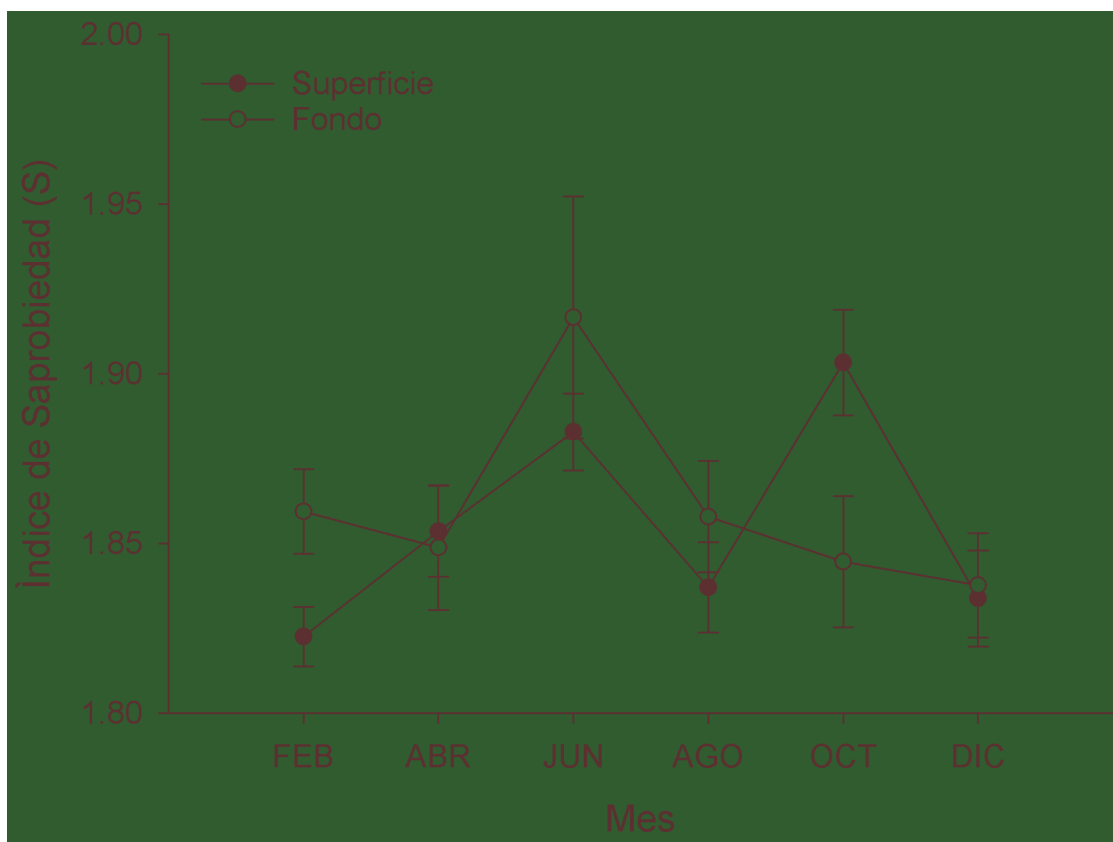
	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
<b>Peso fresco</b>					
Mes:	2.52169	11	0.229244	1.982	0.06041
Estación:	0.717505	2	0.358753	3.102	0.05715
Interacción:	1.97434	22	0.0897429	0.776	0.7319
Entre:	4.16328	36	0.115647		
Total:	9.37681	71			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

## Determinación de índices del estado trófico del sistema

### Índice de Saprobiedad (S)

En la Figura 30 se muestra la media del índice de Saprobiedad para cada biotopo del Canal Cuemanco en un ciclo anual. Los valores registrados fueron de entre 1.79 a 2.05 con una media de  $1.86 \pm 0.05$ , lo que recae en la clasificación de  $\beta$ -mesosaprobio. En el comportamiento anual, se pudo observar un incremento en el mes de junio. Estas diferencias fueron significativas entre meses (ANOVA de dos vías,  $p=0.006$ ; Tabla 20). Las diferencias se presentaron entre junio y los meses de febrero y agosto ( $p < 0.05$ , prueba *post-hoc* de Tukey).



**Figura 30. Índice de Saprobiedad (S) del Canal Cuemanco calculado con base en la comunidad de rotíferos.**

En la Figura 31 se muestra el índice de Saprobiedad para cada estación. No se observaron diferencias significativas entre biotopos (ANOVA de dos vías,  $p=0.586$ ; Tabla 21).



**Figura 31. Índice de Saprobiidad del Canal Cuemanco, Xochimilco.**

**Tabla 21. Reporte de ANOVA de dos vías para índice de Saprobiedad del Canal Cuemanco.**

	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
Mes:	0.0343	5	0.0069	3.698	0.006*
Biotopo:	0.0006	1	0.0006	0.300	0.586
Interacción:	0.0195	5	0.0039	2.104	0.077
Entre:	0.1113	60	0.0019		
Total:	0.1657	71			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

### Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Abundancia

En la Figura 32 se muestran los valores medios para cada mes y biotopo del índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ). Los valores registrados fueron de 39.95 a 68.11 con una media de  $54.96 \pm 6.03$ . Este índice indica que en general el canal Cuemanco va de mesoeutrófico a eutrófico y la media anual mesoeutrófico. Como se puede observar, los valores registrados para el biotopo fondo fueron superiores que los del biotopo superficie. Además, se observaron diferencias entre los meses registrados. Las diferencias fueron significativas entre biotopos (ANOVA de dos vías,  $p=0.027$ ) y entre meses (ANOVA de dos vías,  $p=0.0001$ ), sin embargo, no existieron diferencias en la interacción de ambos factores (ANOVA de dos vías,  $p=0.9943$ ; Tabla 22). Esas diferencias hacen que la superficie sea considerada con condiciones mesoeutróficas ( $52.45 \pm 5.5$ ) mientras que el fondo tiene condiciones eutróficas ( $57.47 \pm 5.5$ ).

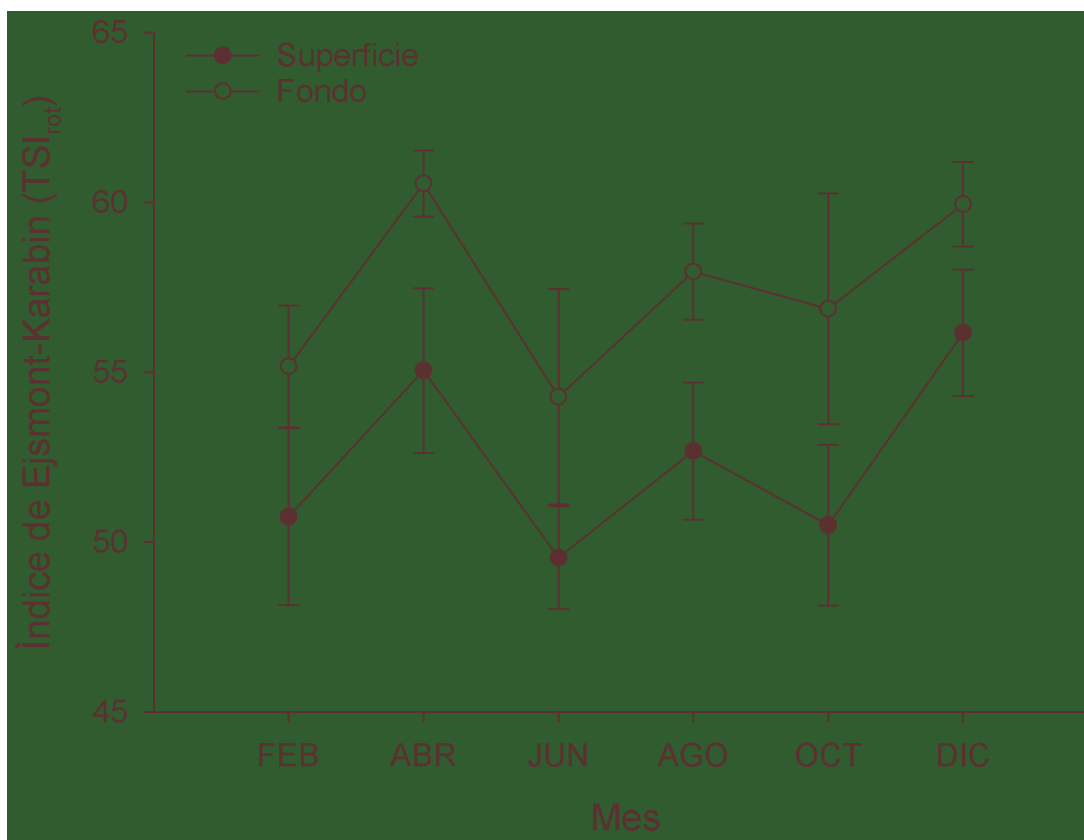


Figura 32. Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin (TSI<sub>rot</sub>) – Abundancia del Canal Cuemanco.

Tabla 22. Reporte de ANOVA de dos vías del TSI<sub>rot</sub> – Abundancia del Canal Cuemanco.

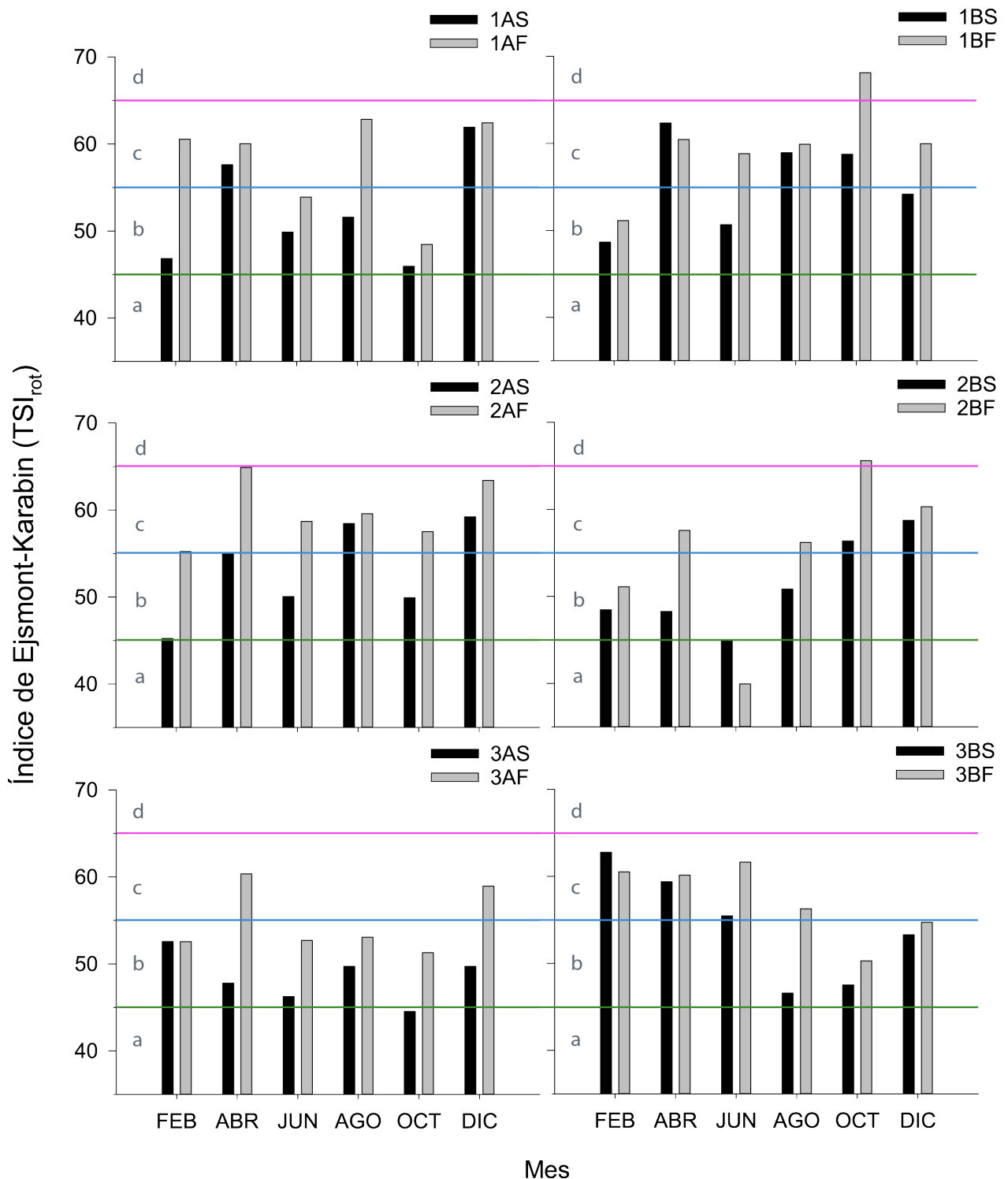
	SS	DF	MS	<i>f</i>	<i>p</i>
Mes:	394.147	5	78.8293	2.743	0.02686*
Biotopo:	453.406	1	453.406	15.78	0.0001934*
Interacción:	12.264	5	2.45281	0.08535	0.9943
Entre:	1724.2	60	28.7367		
Total:	394.147	5			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

Los valores de TSI<sub>rot</sub> para cada estación durante el año se muestran en la Figura 33. Las barras negras corresponden al biotopo superficie mientras que las barras grises al biotopo fondo. En sólo dos casos el TSI<sub>rot</sub> fue superior en el biotopo superficie. Tan solo en tres ocasiones se presentaron condiciones mesotróficas (2BS - 2BF en junio y 3AS en octubre) y en dos ocasiones condiciones



hipereutróficas (1BF y 2BF en octubre). Las demás estaciones fueron mesoeutróficas y eutróficas.



**Figura 33. Índice del estado trófico de Eijsmont-Karabin (TSI<sub>rot</sub>) – Abundancia por estación de muestreo del Canal Cuemanco. a: mesotrófico; b: mesoeutrófico; c: eutrófico; d: hipereutrófico.**

### Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ): Biomasa

En la Figura 34 se muestran los valores del  $TSI_{rot}$  determinado por la biomasa. Los valores del índice fueron desde 34.42 hasta 73.48 con una media de  $57.54 \pm 6.82$ . Con base en estos resultados, el Canal Cuemanco es considerado como un cuerpo de agua eutrófico. Los valores registrados para el biotopo fondo fueron superiores y dichas diferencias fueron significativas (ANOVA de dos vías,  $p=0.0022$ ). Las diferencias también fueron significativas entre los meses de muestreo (ANOVA de dos vías,  $p=0.0000$ ). Los menores registros (correspondientes a un cuerpo de agua meso-eutrófico) fueron para el mes de junio que presentó diferencias significativas con febrero, abril, agosto y diciembre ( $p<0.05$ , prueba *post-hoc* de Tukey). A diferencia del  $TSI_{rot}$  calculado con la abundancia ya que al calcularlo con la biomasa ambos biotopos presentaron condiciones eutróficas ( $TSI_{rot}>55$ ).

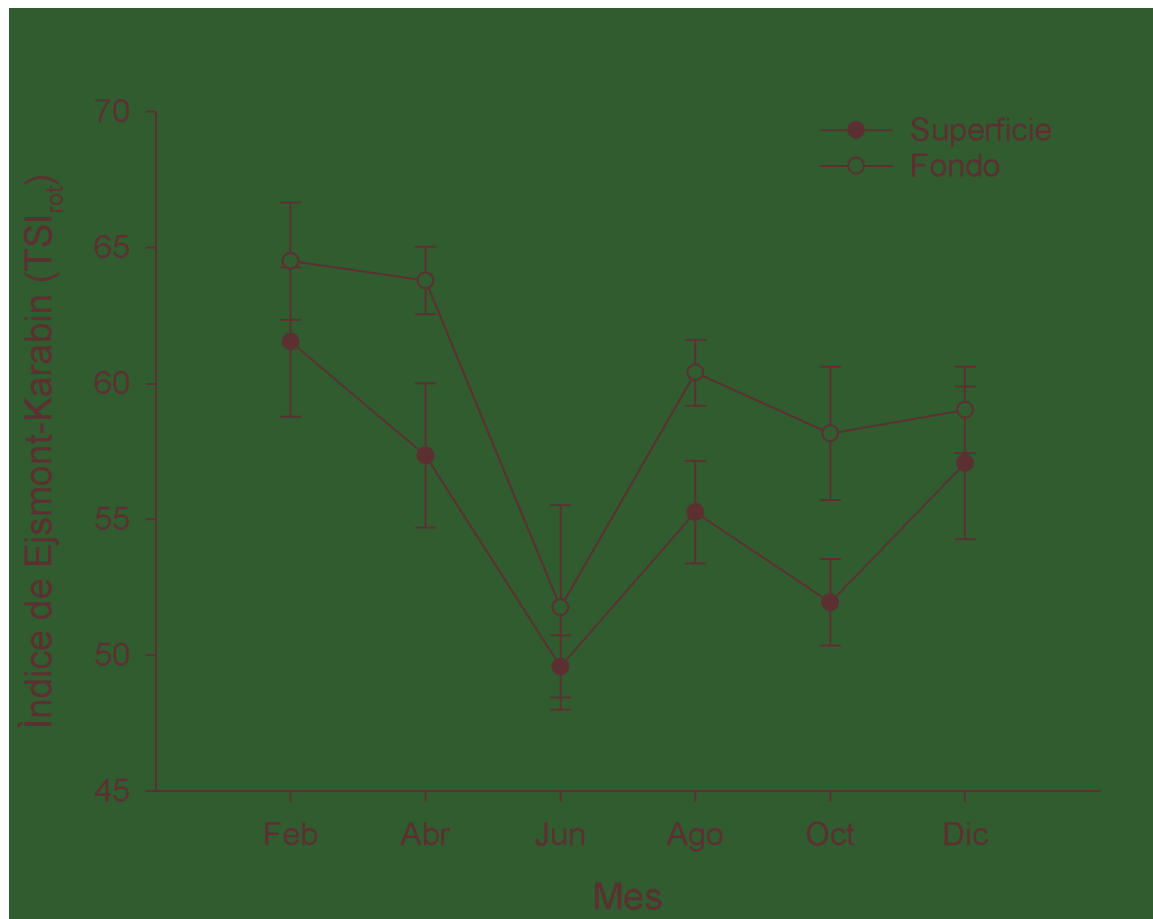


Figura 34. Índice del estado trófico de Ejsmont-Karabin ( $TSI_{rot}$ ) - Biomasa del Canal Cuemanco.

**Tabla 23. Reporte de ANOVA de dos vías del TSI<sub>rot</sub> – Biomasa del Canal Cuemanco.**

	<b>SS</b>	<b>DF</b>	<b>MS</b>	<b><i>f</i></b>	<b><i>p</i></b>
Mes:	1117.14	5	223.428	7.392	0.0000*
Biotopo:	310.545	1	310.545	10.27	0.0022*
Interacción:	61.9241	5	12.3848	0.4097	0.8402
Entre:	1813.54	60	30.2257		
Total:	3303.15	71			

SS: suma de cuadrados; DF: grados de libertad; MS: cuadrado medio; \* $p < 0.05$

Los valores de TSI<sub>rot</sub> para cada estación durante el año se muestran en la Figura 35. Las barras negras corresponden al biotopo superficie y las grises al biotopo fondo. En seis registros se tuvieron valores de TSI<sub>rot</sub> correspondientes a condiciones hipereutróficas, mientras que el 56.94% de los registros fueron eutrófico y 33.33% meso-eutrófico, y sólo una ocasión se presentaron condiciones mesotróficas (2BF junio).



Figura 35. Índice del estado trófico de Eijsmont-Karabin (TSI<sub>rot</sub>) - Biomasa por estación de muestreo del Canal Cuemanco. a: mesotrófico; b: mesoeutrófico; c: eutrófico; d: hipereutrófico.

## Discusión

El presente estudio describe un ciclo anual de la abundancia y biomasa de rotíferos en el Canal Cuemanco (Xochimilco, México). Además, representa el primer reporte anual de biomasa de rotíferos de un cuerpo de agua dulce mexicano. Durante el año de muestreo la diversidad de rotíferos registrada fue de 66 especies pertenecientes a 28 géneros. La familia Brachionidae fue la más representativa, lo cual coincide con reportes previos de Benítez-Díaz-Mirón *et al.* (2014) y Castellanos-Páez *et al.* (2014). La familia Brachionidae puede considerarse como altamente tolerante a ciertas concentraciones de contaminantes y diversos factores ecológicos (Sládecek, 1983). La diversidad de especies fue consistente durante el año con presencia de más de 30 especies por bimestre (Figura 18). Cabe mencionar que la composición de especies rotíferos no fue solamente por especies planctónicas, como el caso de las familias Lecanidae y Lepadellidae. Inclusive, especies sésiles como *Collotheca ornata*, registrada como una especie frecuente, tuvo presencia en todos los meses muestreados con una frecuencia del 59.72%. Otros ejemplos de rotíferos sésiles encontrados en la columna de agua son: *Ptygura tacita* considerada como especie ocasional con un 12.50% de frecuencia y *Sinantherina socialis*, especie rara con un 1.39% de frecuencia. En Xochimilco, la presencia de especies no planctónicas y una alta diversidad puede deberse a que es un cuerpo de agua somero, heterogéneo, con poca presión por depredación y a la ausencia de competencia con crustáceos lo que resulta en una proliferación de rotíferos (Nandini *et al.*, 2005).

En términos de rotíferos, el lago de Xochimilco es probablemente el cuerpo de agua más estudiado de México, esto se ve demostrado en los 17 artículos publicados. La riqueza de especies reportadas es de 159 especies de rotíferos pertenecientes a 22 familias (ver Tabla 12). El número de especies registradas corresponde al 41.7% de las especies descritas para el Lago de Xochimilco y un tercio de las especies registradas para México (Sarma, 1999; Sarma y Elias-Gutierrez, 2000). Es importante mencionar que de las 66 especies registradas en este estudio, 11 representan nuevos registros para Xochimilco, con lo que el conteo de especies alcanzaría las 170 especies de rotíferos (Sámamo, 1931; Carlin-Nilson, 1935; Ahlstrom, 1940; Osorio-Tafall, 1942; Vilaclara y Sládecek, 1989; Garza-Mouriño y Castellanos-Páez, 2003; Flores-Burgos *et al.*, 2003; Garza-Mouriño *et al.*, 2003; Serranía-Soto y Sarma, 2003; Castellanos-Páez *et al.*, 2003; Nandini *et al.*, 2005; Enríquez-García *et al.*, 2009; Castellanos-Páez *et al.*, 2014; Nandini *et al.*, 2016;

Gayosso-Morales *et al.*, 2017; Jiménez-Contreras *et al.*, 2018; Jiménez-Santos *et al.*, 2019). De estas 11 especies, dos fueron consideradas como ocasionales con una frecuencia >12%: *Anuraeopsis navicula* y *Ptygura tacita*; las 9 especies restantes fueron consideradas como raras con una frecuencia <12%: *Dipleuchlanis propatula*, *Euchlanis deflexa*, *Ascomorpha saltans*, *Lecane arcuata*, *L. stenroosii*, *Lophocharis oxysternon*, *Synchaeta oblonga*, *Trichocerca inermis* y *Trichotria tetractis*.

A pesar de que el género *Lecane* tuvo mayor número de especies, las 11 especies del género *Brachionus* tuvieron un mayor aporte a la abundancia de la comunidad de rotíferos. Ninguna de las especies del género *Lecane* fue dominante. Por el contrario, de las 11 especies del género *Brachionus*, cuatro especies fueron dominantes. Las especies del género *Brachionus* están asociadas a la presencia de altas cantidades de materia orgánica y su dominancia es considerada como un indicador de eutrofización (Sládecek, 1983; Sampaio *et al.*, 2002). La composición de especies de zooplancton son indicadores sensibles de la calidad de agua y se han desarrollado ciertos índices para calcular el estado trófico del sistema. Para esto es útil la relación del número de especies de *Brachionus*: *Trichocerca* ( $Q_{B/T}$ ; Sládecek, 1983). Esto se debe a que las especies de *Brachionus* han sido documentadas para cuerpos de agua eutróficos, mientras que las especies de *Trichocerca* a cuerpos de agua oligotróficos (Sládecek, 1983). Los valores de  $Q_{B/T}$  menores a 1.0 significan un cuerpo de agua oligotrófico, entre 1.0 y 2.0 mesotrófico y por encima de 2.0 eutrófico. El cociente resultó en todos los casos mayor a 2.0 lo cual indica un cuerpo de agua eutrófico con una media anual de  $5.79 \pm 1.44$ .

De acuerdo al Número de Hill ( $N_I$ ), el biotopo superficie tiene siete especies dominantes, mientras que el biotopo fondo tiene seis. Las especies dominantes en el biotopo superficie fueron *Keratella tropica*, *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *K. cochlearis*, *B. budapestinensis*, *B. caudatus*, *K. americana* y *B. havanaensis*. Mientras que para el biotopo fondo fueron las mismas especies con excepción de *B. caudatus*. Las especies *Brachionus angularis*, *Keratella tropica* y *K. cochlearis* tuvieron una frecuencia del 100%, mientras que el 40% de las especies registradas (27 especies) tuvieron una frecuencia menor al 10%. Siete de las especies más abundantes y frecuentes son reconocidas como especies indicadoras de estado eutrófico: *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. quadridentatus*, *Filinia longiseta*, *F. terminalis* y *Keratella cochlearis* (Karabin, 1985; Duggan *et al.*, 2002; Ejsmont-Karabin, 2012). De las

especies registradas, ocho especies aportaron el 83% de la abundancia total de rotíferos: *Keratella tropica*, *Brachionus angularis*, *K. cochlearis*, *B. calyciflorus*, *B. budapestinensis*, *K. americana*, *B. havanaensis* y *B. caudatus*. Estas especies ya habían sido descritas por Nandini *et al.* (2005) y Jiménez-Contreras *et al.* (2018) como las especies más abundantes en el Lago de Xochimilco y que aportan el mayor porcentaje de la abundancia total de la comunidad de rotíferos.

La abundancia de rotíferos no mostró una tendencia evidente ya que presentó oscilaciones durante el año de muestreo. El rango de la abundancia fue desde 47.99 hasta 8,799.39 ind L<sup>-1</sup> (Figura 19). La media anual fue de  $1,347 \pm 1,463.72$  ind L<sup>-1</sup> que corresponde a un cuerpo de agua eutrófico si se considera la clasificación de acuerdo a la abundancia total de rotíferos. Dicha clasificación establece que de acuerdo a la densidad total de rotíferos si es <500 ind L<sup>-1</sup> es oligotrófico, entre 500 y 1000 ind L<sup>-1</sup> es mesotrófico, entre 1000 y 2,500 ind L<sup>-1</sup> es eutrófico y entre 2,500 y 4,000 ind L<sup>-1</sup> es hipereutrófico (Ejmont-Karabin, 1995; May y O'Hare, 2005; Wen *et al.*, 2011).

La comunidad de rotíferos ha sido estudiada en términos de abundancia (*e.g.* Garza-Mouriño *et al.*, 2003), composición de especies (*e.g.* Castellanos-Páez y Garza-Mouriño, 2005), dominancia (*e.g.* Rodríguez y Matsumura-Tundisi, 2000), fluctuaciones estacionales (*e.g.* Sahuquillo y Miracle, 2010), y sucesión de especies (*e.g.* Górnaiak *et al.*, 2012). Sin embargo, estos estudios expresan las densidades poblacionales solo numéricamente (ind L<sup>-1</sup>). Las densidades poblacionales expresadas por números de individuos por unidad de área o volumen no proveen de información precisa de la biomasa de la comunidad. Esto se debe a que la comunidad de rotíferos se compone de una variedad de especies que difieren en tamaños. Por lo que, la cuantificación de biomasa a través de la medición de peso seco de los diferentes organismos zooplanctontes constituye una importante aproximación al estudio de la estructura de los ecosistemas acuáticos (Matsumura-Tundisi y Rietzler, 1989). En los estudios del zooplancton, la determinación de la biomasa es muy importante ya que puede complementar la información de la composición, abundancia y estructura de la comunidad (Matsumura-Tundisi y Rietzler, 1989; Gasca y Suárez, 1996). La comparación directa de la biomasa y de la abundancia (Figura 26 y 27) permite evidenciar la importancia de determinar la biomasa en estudios ecológicos de rotíferos. La biomasa está determinada por el tamaño del organismo por lo que, especies que se presentaron

muy abundantes en ciertos meses (*e.g. Keratella*) realmente aportan muy poca biomasa a la comunidad de rotíferos ( $<0.0060 \mu\text{g}$  por individuo). Esta diferencia en estimaciones se vio reflejada en los análisis estadísticos ya que, mientras la abundancia se vio determinada por el biotopo, la biomasa se vio influenciada en mayor medida por el mes (Tabla 15 y Tabla 18).

La biomasa fue calculada por medio de tres métodos: biovolumen para determinar la biomasa de los rotíferos, método de cenizas totales y porcentaje de carbono la para la fracción del plancton entre  $1,500 \mu\text{m}$  y  $55 \mu\text{m}$ . En esta última fracción no sólo se tenían a los rotíferos como componentes, también existía materia orgánica particulada, fitoplancton y otros zooplanctones. Por lo tanto, el método de biovolumen y su posterior conversión a biomasa permitió una estimación más certera para la comunidad de rotíferos. Esta biomasa de rotíferos presentó diferencias significativas entre los meses y no entre los biotopos, a pesar de que los registros para el biotopo fondo fueron en todos los casos superiores al biotopo superficie (Figura 24). Al emplear esta biomasa para estimar el  $\text{TSI}_{\text{rot}}$  se obtuvo una media anual de  $57.54 \pm 6.82$  correspondiente a un cuerpo de agua eutrófico (Ejsmont-Karabin, 2012). El  $\text{TSI}_{\text{rot}}$  propuesto por Ejsmont-Karabin (2012), se calculó empleando la abundancia de rotíferos ( $\text{ind L}^{-1}$ ) y la biomasa ( $\text{mg peso húmedo L}^{-1}$ ). Al calcularlo con la abundancia, el  $\text{TSI}_{\text{rot}}$  indicó que el Canal Cuemanco es un cuerpo de agua mesoeutrófico a eutrófico, mientras que calculado con la biomasa un cuerpo de agua eutrófico. Es importante mencionar que en ambos cálculos se presentaron diferencias significativas entre el mes y el biotopo. En ambos casos el biotopo fondo presentó valores mayores al biotopo superficie.

La estimación de biomasa de la comunidad planctónica por los métodos de cenizas totales (ct) y carbono orgánico total (cot) coincidieron en el patrón físico y estacional de la biomasa, sin embargo la biomasa estimada por el método de ct tuvo valores superiores. Con la información presentada se corroboró que ambos métodos coincidieron en la estimación de la biomasa y ninguno presentó diferencias significativas entre meses o estaciones. Las estaciones 1 tuvieron mayores registros que las estaciones 2 y 3. La estación 1A tuvo la mayor biomasa  $0.95$  y  $0.49 \text{ mgC L}^{-1}$ , estimada por los métodos ct y cot respectivamente. La distancia entre estaciones es de  $500 \text{ m}$ , mientras que la distancia entre costas A y B es de  $50 \text{ m}$ . A pesar de lo cercano de las estaciones, la biomasa de rotíferos ( $\text{mgC L}^{-1}$ ) fue significativamente diferente entre estaciones. Esto puede deberse a la influencia del aporte de agua por la planta de tratamiento de Cerro de la



Estrella ( $5 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ ; Juárez-Figueroa *et al.*, 2003; Martínez-Cruz *et al.*, 2006) y a los asentamientos urbanos como la Col. Tlacoapa que se encuentra a escasos 300 m de la estación 3. Además, la presencia de nitrógeno inorgánico en altos niveles presentes en la estación 3 (Capítulo 1), puede tener un efecto en la comunidad de rotíferos. La biomasa presentada fue superior al reporte previo en las mismas estaciones del Canal Cuemanco ( $0.19 - 1.4 \text{ mgC L}^{-1}$  Castellanos-Páez *et al.*, 2014), sin embargo, cabe destacar que el estudio previo corresponde a un solo muestreo, mientras que el presente trabajo presenta un estudio anual. Además, el presente estudio coincide con el gradiente físico de la biomasa presentado por Castellanos-Páez *et al.*, (2014) (mayor biomasa en la estación 1 que en la estación 3). La biomasa reportada es superior a reportes para otros cuerpos de agua dulce como los de Obertegger *et al.* (2007) ( $0.2-1.02 \text{ mg L}^{-1}$ ) Sellami *et al.* (2009) ( $0 - 7.3 \text{ mg L}^{-1}$ ) Villabona-González *et al.* (2014) ( $0.285- 0.737 \text{ mg L}^{-1}$ ) y menor que otros cuerpos eutróficos (Costa-Bonecker *et al.*, 2007 ( $10 -11,520 \text{ mg L}^{-1}$ ); Casanova *et al.*, (2009) ( $940 - 35,280 \text{ mg L}^{-1}$ )).

El índice de Saprobiidad fue de 1.79 a 2.05 con una media anual de  $1.86 \pm 0.05$  lo que corresponde a  $\beta$ -mesosaprobio. Las especies más abundantes durante el año de muestreo corresponden a especies  $\alpha$ -mesosaprobicas y  $\beta$ -mesosaprobicas especies indicadoras de eutroficación (Sladeczek, 1983). La saprobiedad del agua es un término de referencia a la concentración de materia orgánica en el agua (Sladeczek, 1973), el tener un valor  $\beta$ -mesosaprobio muestra altos niveles de descomposición en el sistema (Nandini *et al.*, 2016).

## Conclusiones

Se registraron un total de 66 especies de rotíferos, de las cuales 11 representan nuevos reportes para el Lago de Xochimilco. La abundancia y biomasa de rotíferos presentaron una variabilidad espacial y temporal en el canal Cuemanco. A pesar de que la columna de agua es poca ( $<90 \text{ cm}$ ), la abundancia de rotíferos es diferente y presentó diferencias significativas. Los distintos indicadores tales como: la abundancia, composición de especies, índice de saprobiedad, relación *Brachionus:Trichocerca*,  $\text{TSI}_{\text{rot}}$  indican que el estado trófico del sistema es eutrófico.

Las diferencias espacio-temporales (biotopo-mes) fueron significativas para la abundancia, índice de Shannon, biomasa por biovolumen, saprobiedad y  $\text{TSI}_{\text{rot}}$ . Por lo que, a pesar de ser un cuerpo

de agua somero, el Canal Cuemanco presenta diferencias entre biotopos con una abundancia de rotíferos y biomasa mayor en el biotopo fondo.

## Referencias

Ahlstrom, E. H. (1932). Plankton Rotatoria from Mexico. Transactions of the American Microscopical Society, 242-251.

Ahlstrom, E. (1940). A revision of the Rotatoria genera *Brachionus* and *Platyias* with descriptions of one new species and two new varieties. Bull Amer Mus Nat Hist, 77(3): 148-184.

Allan, J. (1976). Life history patterns in zooplankton. The American Naturalist, 110(971): 165-180.

Arndt, H. (1993). Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) a review. Hydrobiologia, 255-256 (1): 231-246.

Barnes, R. y Ruppert, E. (2007). Zoología de los invertebrados. 6th ed. México D, F: editorial McGraw-Hill interamericana, pp. 306-317.

Bengtsson, J. (1987). Smaller zooplankton species are not superior in exploitative competition: a comment on Persson. The American Naturalist, 129(6), 928-931.

Benítez-Díaz Mirón M.I., Zamora-García M., Castellanos-Páez M.E., Garza-Mouriño G., Contreras-Tapia R. A. y Flores López-Tello J. (2014). Determinación de la biomasa de una comunidad zooplanctónica en el Canal Nacional de Cuemanco, Xochimilco. En el libro “Manejo Integral de la Cuenca de Xochimilco y sus afluentes”, en número especial de la Revista E-BIOS, 2(6): 73-80.

Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M.; Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. y Weglenska T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology, 24, 419-456.

- Brooks, J.L. y Dodson, S.I. (1965). Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science*, 150 (3692): 28-35.
- Burns, C.W. y Gilbert, J.J. (1986). Direct observations of the mechanisms of interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*. *Limnology and Oceanography*, 31: 859-866.
- Carlin-Nilson, B. (1935). Rotatorien aus Mexico. *Kungl Fysiog Sallks Lund Fhrhand*, 5: 175-185.
- Casanova, S., Panarelli, E. y Henry, R. (2009). Rotifer abundance, biomass, and secondary production after the recovery of hydrologic connectivity between a river and two marginal lakes (São Paulo, Brazil). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 39(4): 292-301.
- Castellanos-Páez, M.E. y Garza-Mouriño, G. (2005). Rotifers (Rotifera) of Sontecomapan, Veracruz, a coastal lagoon of Mexico. *Scientiae Nature*, 7(2): 11-19.
- Castellanos-Páez, M.E., Garza-Mourino G. y Marañon-Herrera, S. (1999). Aislamiento, caracterización, biología y cultivo del rotífero *Brachionus plicatilis* (OF Müller). Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, México, pp. 129.
- Castellanos-Páez, M. E., Garza-Mouriño, G., Teniza-Guillén G., Sánchez-Caracheo N. y Sahagún-Angulo, I. (2003). Diversidad de rotíferos de los Ordenes Monogononta y Digononta en los estques del C.I.B.A.C. en Xochimilco, Distrito Federal. En Stephan-Otto, E. (ed.), *El agua en la cuenca de México: Sus problemas históricos y perspectivas de solución*. Asociación Internacional de Investigadores de Xochimilco, A. C., Parque Ecológico de Xochimilco, Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México. Vol. 1: 172-179.
- Castellanos-Páez, M.E., Zamora-García, M., Benítez-Díaz Mirón, M., Garza-Mouriño, G. y Contreras-Tapia, R.A. (2014). Abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos y su relación con parámetros ambientales en tres estaciones del Canal Cuemanco, Xochimilco. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, 14(27): 27-56.
- Castro, B., Antunes, S., Pereira, R., Soares, A. y Gonçalves, F. (2005). Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors. *Hydrobiologia*, 543(1): 221-232.

- Costa-Bonecker, C., Nagae, M. Y., Blettler, M. C. M., Velho, L. F. M., & Lansac-To`ha, F. A. (2007). Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 579(1), 115-123.
- De Paggi, J. (1978). Introducción al estudio de los rotíferos. *Revista Asociación Ciencias Naturales del Litoral*, 9:19-49.
- DeMott, W. (1989). The role of competition in zooplankton succession. En: U. Sommer, ed., *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*, 1st ed. Nueva York: Springer, pp.195-252.
- Diéguez, M. y Gilbert, J. (2002). Suppression of the rotifer *Polyarthra remata* by the omnivorous copepod *Tropocyclops extensus*: predation or competition. *Journal Of Plankton Research*, 24(4): 359-369.
- Dodson, S. (1974). Zooplankton Competition and Predation: An Experimental Test of the Size-Efficiency Hypothesis. *Ecology*, 55: 605-613.
- Dodson, S. (2005). *Introduction to Limnology*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Doohan, M. (1973). An energy budget for adult *Brachionus plicatilis* Muller (Rotatoria). *Oecologia*, 13(4), 351-362.
- Downing, J. y Rigler, F. (1984). *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. 2nd ed. London: Blackwell Scientific Publishers, pp.1-22.
- Duggan, I.C., Green, J.D. y Shiel, R.J. (2002). Distribution of rotifer assemblages in North Island, New Zealand, lakes: relationships to environmental and historical factors. *Freshwater Biology*, 47(2): 195-206.
- Dumont, H., Van de Velde, I. y Dumont, S. (1975). The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19(1): 75-97.

- Edmondson, W. (1957). Trophic relations of the zooplankton. *Trans am microsc Soc*, 76: 225-245.
- Ejsmont-Karabin, J. (1995). Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. *Hydrobiologia*, 313(1), 21-28.
- Ejsmont-Karabin, J. (1998). Empirical equations for biomass calculation of planktonic rotifers. *Polskie Archiwum Hydrobiologii/Polish Archives of Hydrobiology*, 45(4), 513-522.
- Ejsmont-Karabin, J. (2012). The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60(2), 339-350.
- Enríquez-García, C., Nandini, S. y Sarma, S. (2009). Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 39(4), 283-291.
- Erman, L.A. (1962). Cyclomorphosis and feeding of plankton rotifera (en Ruso). *Zool Zh.*, 41, 998-1003.
- Feniova, I., Budaev, S. y Dgebuadze, Y. (2006). Simulation of cladoceran survival strategy under conditions of food depletion. *The Russian Journal of Ecology*, 37(1): 28-34.
- Flores-Burgos, J., Sarma, S. S. S., y Nandini, S. (2003). Estudio preliminar sobre la fauna de rotiferos de Xochimilco (Mexico). *El agua en la cuenca de Mexico: Sus problemas historicos y perspectivas de solueion*. Asociacion Internacional de Investigadores de Xochimilco, AC, Parque Ecologico de Xochimilco. Universidad Autonoma Metropolitana, Mexico City, Mexico, 163-171.
- Fulton, R.S. y Paerl, H.W. (1987). Effects of colonial morfology on zooplankton utilization of algal resourses during blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) blooms. *Limnology Oceanography*, 32 (3): 634-644.
- Gama-Flores, J., Sarma, S.S.S. y Nandini, S. (2004). Acute and chronic toxicity of the pesticide methyl parathion to the rotifer *Brachionus angularis* (Rotifera) at different algal (*Chlorella vulgaris*) food densities. *Aquatic Ecology*, 38: 27-36.

Garza-Mouriño, G. y Castellanos-Páez, M.E. (2003). Diversidad de rotíferos en los canales de la región noroeste de la zona chinampera de Xochimilco, Distrito Federal. En: E. Stephan-Otto, ed., El agua en la Cuenca de México: Sus problemas históricos y perspectivas de solución 1, 1st ed. México, D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, 180-188.

Garza-Mouriño, G., Santillán-Quiñonez, C., Castellanos-Páez, M.E. y Corona-Vallejo, M. P. (2003). Género *Brachionus* (Rotifera) en la zona chinampera del Lago de Xochimilco, Distrito Federal, México. *Scientiae Nature*, 6(1): 63-68.

Gasca, R. y E. Suárez-Morales. (1996). Introducción al Estudio del Zooplancton Marino. ECOSUR/CONACYT. México, 711 p.

Gayosso-Morales, M. A., Nandini, S., Martínez-Jeronimo, F. F., & Sarma, S. S. S. (2017). Effect of organic and inorganic turbidity on the zooplankton community structure of a shallow waterbody in Central Mexico (Lake Xochimilco, Mexico). *Journal of Environmental Biology*, 38(6), 1183-1196.

Gilbert, J. (1985). Competition between Rotifers and *Daphnia*. *Ecology*, 66(6): 1943-1950.

Gophen, M. (2005). Seasonal rotifer dynamics in the long-term (1969–2002) record from Lake Kinneret (Israel). *Hydrobiologia*, 546: 443-450.

Gorniak, A., Ejsmont-Karabin, J. y Karpowic, M. (2012). Long-term variability of zooplankton in a mesotrophic lake – 90 years of Wigry Lake study in the Northeastern Poland. Mexico City: SIL Plankton Ecology Group, p.66.

Herzig, A. (1987). The analysis of planktonic rotifer populations: a plea for long-term investigations. *Hydrobiologia*, 147: 163-180.

Jiménez-Contreras, J., Nandini, S., & Sarma, S. S. S. (2018). Diversity of Rotifera (Monogononta) and egg ratio of selected taxa in the canals of Xochimilco (Mexico City). *Wetlands*, 38(5), 1033-1044.

- Jiménez-Santos, M. A., Sarma, S. S. S., Nandini, S., & Wallace, R. L. (2019). Sessile rotifers (Rotifera) exhibit strong seasonality in a shallow, eutrophic Ramsar site in Mexico. *Invertebrate Biology*, 138(4), e12270.
- Juárez-Figueroa, L., Silva-Sánchez, J., Uribe-Salas, F. y Cifuentes-García, E. (2003). Microbiological indicators of water quality in the Xochimilco canals, Mexico City. *Salud Pública Méx.*45(5) :389-395.
- Karabin, A. (1985). Pelagic zooplankton variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. *Ekol. Polska*, 33, 567-616.
- Koste, W. (1978). Rotatoria. *Die Rädertiere Mitteleuropas*, 2, 234-673.
- Krebs, C.J. 1978. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper & Row, Nueva York, 678 p.
- Lampert, W. y Sommer, U. (2007). *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford: Oxford University Press Inc.
- Lubzens, E., Tandler, A., y Minkoff, G. (1989). Rotifers as food in aquaculture. *Hydrobiologia*, 186(1), 387-400.
- MacIsaac, H. y Gilbert, J. (1991). Discrimination Between Exploitative and Interference Competition Between Cladocera and *Keratella cochlearis*. *Ecology*, 72(3): 924.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. John Wiley & Sons.
- Martínez-Cruz, P., Hernández-Martínez, A., Soto-Castor, R., Herrera, A. y Levario, J. (2006). Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at Xochimilco, México Empleo de humedales artificiales para el tratamiento de aguas de un canal experimental de Xochimilco, México. *Hidrobiologica*, 16(3): 211-219.

- Matsumura-Tundisi, T. y Rietzler, C. (1989). Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa Reservoir (São Carlos, SP-Brazil) and its fluctuation across one year. *Hydrobiologia*, 179(3): 229-236.
- May, L., y O'Hare, M. (2005). Changes in Rotifer Species Composition and Abundance along a Trophic Gradient in Loch Lomond, Scotland, UK. *Hydrobiologia*, 1(546), 397-404.
- Monakov, A.V. (2003). Feeding of Freshwater Invertebrates. Kenobi Productions, Ghent.
- Nandini, S. y Sarma, S.S.S. (2002). Competition between the Rotifers *Brachionus patulus* and *Euchlanis dilatata*: Effect of Algal Food Level and Relative Initial Densities of Competing Species. *Russian Journal of Ecology*, 33(4): 291-295.
- Nandini, S., Merino-Ibarra, M. y Sarma, S.S.S. (2008). Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and Reservoir Management*, 24(4): 321-330.
- Nandini, S., Ramírez-García, P., & Sarma, S. S. S. (2016). Water quality indicators in Lake Xochimilco, Mexico: zooplankton and *Vibrio cholera*. *Journal of Limnology*, 75(1), 91-100.
- Nandini, S., Ramírez-García, P. y Sarma, S. (2005). Seasonal variations in the species diversity of planktonic rotifers in Lake Xochimilco, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(2): 287-294.
- Obertegger, U., Flaim, G., Braioni, M., Sommaruga, R., Corradini, F. y Borsato, A. (2007). Water residence time as a driving force of zooplankton structure and succession. *Aquatic Sciences*, 69(4): 575-583.
- Osorio-Tafall, B. (1942). Rotíferos planctónicos de México I, II y III. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 3(1-4): 23-79.
- Pantle R. y Buck H. (1955). [Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse]. *GWF-Wasser/Abwasser* 96:604-620.



Pourriot, R. (1980). Rotifères. En: Durand, J. y Lévêque, C. (eds), Flore et faune aquatiques de l'Afrique sahélo-soudanienne, 1st ed., 219-244.

Ramos-Rodríguez, E. y Conde-Porcuna, J. (2003). Nutrient limitation on a planktonic rotifer: Life history consequences and starvation resistance. *Limnology and Oceanography*, 48(2): 933-938.

Rennella, A. y Quirós, R. (2006). The Effects of Hydrology on Plankton Biomass in Shallow Lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556(1): 181-191.

Rodríguez, M. y Matsumura-Tundisi, T. (2000). Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(1): 01-09.

Rossa, D., Bonecker, C. y Fulone, L. (2007). Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: Revisão de métodos e factores influentes. *Interciencia*, 32(4): 220-226.

Rothhaupt, K.O. (1990). Differences in particle size-dependent feeding efficiencies of closely related rotifer species. *Limnology and Oceanography*, 35: 16-23.

Ruttner-Kolisko, A. (1974). Plankton rotifers biology and taxonomy. *Die Binnengewässer*, 26(1), 146.

Ruttner-Kolisko, A. (1977). Suggestions for biomass calculations of planktonic rotifers. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte*, 21, 71-76.

Sahuquillo, M. y Miracle, M. (2010). Crustacean and rotifer seasonality in a Mediterranean temporary pond with high biodiversity (Lavajo de Abajo de Sinarcas, Eastern Spain). *Limnetica*, 1(29): 75-92.

Salonen, K. (1979). A versatile method for the rapid and accurate determination of carbon by high temperature combustion. *Limnology Oceanography*, 24: 177-187.

Sámamo, A. (1931). Contribución al conocimiento de la fauna de los rotíferos de México. 2nd ed. México: Anales del Instituto de Biología, pp.157-163.

Sámamo, A. (1936). Contribución al conocimiento de la fauna de Actopan, Hildago. III.-Nota acerca de la fauna de rotíferos de los depósitos de agua de Actopan y lugares vecinos. Anales del Instituto de Biología, 7: 269-270.

Sampaio, E. V., Rocha, O., Matsumura-Tundisi, T., y Tundisi, J. G. (2002). Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 62(3), 525-545.

Sarma, S. S. S., y Elías-Gutiérrez, M. (2000). Rotifers from Mexico: New records in high altitude ponds. The Southwestern Naturalist, 45(3), 366-373.

Sarma, S.S.S. (1993). Feeding responses of *Asplanchna brightwelli* (rotifera): laboratory and field studies. Hydrobiologia, 255/256: 275-282.

Sarma, S.S.S. (1999). Checklist of rotifers (Rotifera) from Mexico. Environment and Ecology, 17(4): 978-983.

Schoener, T.W. (1983). Field experiments on interspecific competition. American Naturalist, 122: 240-285.

Segers, H. (1995). Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6.(HJ Dumont, T. Nogrady, eds). SPB Academic Publishing BV., 226 p.

Segers, H. (2007). Zootaxa: Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. Auckland, New Zealand: Magnolia Press, p.104.

Segers, H. (2008). Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. Hydrobiologia, 595: 49-59.

- Sellami, I., Hamza, A., Alaoui Mhamdi, M., Aleya, L., Bouain, A. y Ayadi, H. (2009). Abundance and biomass of rotifers in relation to the environmental factors in geothermal waters in Southern Tunisia. *Journal of Thermal Biology*, 34(6): 267-275.
- Serranía-Soto, C. y Sarma S.S.S. (2003). Some taxonomical aspects of Rotifera from Mexico. *Scientiae Naturae*, 5(2): 46-54.
- Sládeček, V. (1973). The reality of three British biotic indices. *Water Research*, 7(7), 995-1002.
- Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(1): 169-201.
- Sokal, R. R., y Rohlf, F. J. (2012). *Biometry*, 4th edn New York. NY: WH Freeman and Company.
- Sterner, R. y Hessen, D. (1994). Algal Nutrient Limitation and the Nutrition of Aquatic Herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 25: 1-29.
- Strojsová, M., Suga, K., Hagiwara, A. y Vrba, J. (2009). Effect of Food Quantity and Quality on Population Growth Rate and Digestive Activity in the Euryhaline Rotifer *Brachionus plicatilis* Müller. *International Review of Hydrobiology*, 94(6): 706-719.
- Thouvenot, A., Debroas, D., Richardot, M., Bertin Jugnia, L., y Dévaux, J. (2000). A study of changes between years in the structure of plankton community in a newly-flooded reservoir. *Archiv für Hydrobiologie*, 131-152.
- Vilaclara, G., & Sladeczek, V. (1989). Mexican Rotifers as indicators of water quality with description of *Collotheca riverai*, n. sp. *Archiv für Hydrobiologie*, 115(2), 257-263.
- Villabona-González, S., Buitrago-Amariles, R., Ramírez-Restrepo, J. y Palacio-Baena, J. (2014). Biomasa de rotíferos de dos embalses con diferentes estados tróficos (Antioquia, Colombia) y su relación con algunas variables limnológicas. *Actualidades Biológicas*, 36(101): 149-162.
- Walkley, A. y Black, I.A. (1947). An examination of the deghareff method for determining soil organic and a proposed modification of chromic acid titration method: *Soil Science*, 37, 29–38.

Wallace, R. (2002). Rotifers: Exquisite metazoans. *Integrative and Comparative Biology*, 42: 660-667.

Wallace, R. y Snell, T. (2001). Phylum Rotifera. En: J. Thorp and A. Covich, ed., *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, 1st ed. San Diego: Academic Press, pp.195-254.

Wallace, R., Snell, T., Ricci, C. y Nogrady, T. (2006). Rotifera. Volume 1: biology, ecology and systematics. En: H. Segers and J. Dumont, ed., *Guides to the Identification of the Mircoinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Kenobi Productions, 2nd ed. Ghent, p.299.

Wen, X. L., Xi, Y. L., Qian, F. P., Zhang, G., y Xiang, X. L. (2011). Comparative analysis of rotifer community structure in five subtropical shallow lakes in East China: role of physical and chemical conditions. *Hydrobiologia*, 661(1), 303-316.

Wetzel, R.G. y G.E. Likens, (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3er Edición, Springer, 429 p.

Zar, J.H. (1996). *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall PTR, 121 p.

### **Capítulo 3: La interacción de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua con la abundancia de la comunidad de rotíferos**

#### **Resumen**

Este estudio presenta la relación entre los parámetros bióticos y abióticos con la presencia de las especies de rotíferos en el canal Cuemanco durante un ciclo anual. Los datos fueron analizados gráficamente y mediante análisis de correspondencia canónica (CCA). Se exponen gráficamente los rangos de los parámetros físicos y químicos (temperatura, pH, O.D., NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> y PO<sub>4</sub>) en los que se presentan 66 especies de rotíferos. Los resultados del CCA indican que los parámetros ambientales explican significativamente la varianza en la composición de especies del canal Cuemanco (86.7%). La temperatura, transparencia, pigmentos fotosintéticos y los nutrimentos están fuertemente asociadas con la presencia de las especies de rotíferos.

#### **Objetivo**

Determinar la interacción de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua con la abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos.

## **Revisión Bibliográfica**

### **Importancia de los rotíferos**

La importancia de los rotíferos radica en las diferentes funciones que desempeñan en los ecosistemas y en la acuicultura. Por un lado, los rotíferos participan en las funciones de regulación de los ecosistemas. Estas funciones comprenden el reciclaje de nutrientes, tratamiento de desechos y control biológico. Los rotíferos participan en el reciclaje de nutrientes de diferentes maneras; la principal es la transferencia de materia y energía de un nivel trófico a otro. Además, los rotíferos intervienen en los ciclos biogeoquímicos, en especial el ciclo del nitrógeno, nutriente de suma importancia para la producción primaria y cuya escasez limita la fotosíntesis del fitoplancton (Lampert y Sommer, 2007). Los rotíferos participan en el ciclo del nitrógeno a partir de la excreta y defecación de nitrógeno orgánico soluble. Este aporte, en ocasiones sobrepasa o iguala las entradas externas y provee de nutrientes limitantes a los productores primarios (Knoll *et al.*, 2009). Se ha demostrado que los rotíferos son de importancia ecológica al reciclar nutrientes ya que solo el 7% del alimento que consumen es conducido a la producción y el resto es reciclado (Gophen, 2005). También se ha demostrado que los rotíferos participan en la biorremediación de los cuerpos de agua contaminados con metales pesados (*e.g.* tolerancia y asimilación de metales pesados del medio; Rehman *et al.*, 2008), o con hidrocarburos (Echeverría, 1980). Por otro lado, los rotíferos han sido utilizados con éxito como primer alimento para especies de importancia económica en Acuicultura. La efectividad de los rotíferos como fuente exógena de alimento se debe a que su contenido nutricional es apropiado, tienen altas tasas de reproducción, una lenta natación y un tamaño pequeño comparado con otros zooplanctones. Si bien las larvas de peces pueden ser alimentadas con sustitutos artificiales, los rotíferos son una valiosa fuente de proteínas, aminoácidos, lípidos, ácidos grasos, minerales y enzimas (Lubzens *et al.*, 1989; Wallace *et al.*, 2006).

### **Rotíferos como indicadores**

El zooplancton es un excelente indicador del estado de los lagos (Christofferson *et al.*, 1993; Beaver y Havens, 1996; Jeppesen *et al.*, 1999; Scheffer, 2004; Hanazato, 2001; Pereira *et al.*, 2002). En el caso de los rotíferos se debe a que: a) son altamente susceptibles a los cambios físicos y químicos en el ambiente debido a que poseen un tamaño pequeño y un integumento

permeable (Arora y Mehra, 2003); b) tienen tasas de reproducción rápidas; y c) alcanzan altas densidades poblacionales (Pace, 1986).

Las variaciones en la abundancia de rotíferos y la composición de las especies también están asociados a los factores físicos y químicos del medio. Los rotíferos son oportunistas, con altas tasas de reproducción y se ven favorecidos por entornos que cambian rápidamente (Allan, 1976). Su tiempo de vida corto hace que puedan responder de manera simultánea a los cambios en su medio (Ejsmont-Karabin, 2012). Los rotíferos responden rápidamente a los cambios ambientales y son considerados buenos indicadores de la calidad del agua y de las condiciones tróficas (Pontin y Langley, 1993). Algunos géneros de rotíferos están asociados a ciertas condiciones del medio. La presencia de *Brachionus* se relaciona con condiciones eutróficas de los cuerpos de agua (Gannon y Stemberger, 1978; Sladeczek, 1983). Tal es el caso de Xochimilco, ecosistema considerado como eutrófico y donde el género más representativo es *Brachionus* (Castellanos-Páez *et al.*, 2014). Por otro lado, el género *Trichocerca* está asociado a cuerpos de agua oligotróficos (Sladeczek, 1983).

Algunos cambios en la comunidad de rotíferos pueden funcionar como indicadores del estado trófico de un sistema. De acuerdo a Ejsmont-Karabin (2012) cuando el estado trófico de un sistema se incrementa, la comunidad de rotíferos presenta:

- Cambios en la abundancia (Walz, 1987; May y O'Hare, 2005).
- Un aumento en la biomasa de la comunidad de rotíferos si se da un incremento en la disponibilidad de alimento para ellos, debido a condiciones eutróficas (Pace 1986).
- Aumento en la participación de pequeños rotíferos bacterívoros como resultado del aumento de la biomasa de algas no consumidas que ingresan a la red alimentaria basada en detritos.
- Existe una disminución en el peso corporal promedio de los rotíferos como resultado de un dominio creciente de pequeñas especies detritófagas (Karabin, 1985).
- Un aumento en la proporción de *Keratella cochlearis* f. *tecta* en los números de la población de *K. cochlearis* (Walz *et al.*, 1987).

- Un aumento en el porcentaje de especies consideradas como indicadoras de eutrofización como *Anuraeosis fissa*, *Brachionus angularis*, *B. diversicornis*, *Keratella cochlearis* f. *tecta*, *K. quadrata*, *Pompholyx sulcata* y *Trichocerca pusilla*.

### **Factores físicos y químicos**

Las comunidades de rotíferos tienen dinámicas que se ven influenciadas por distintos factores físicos, químicos y biológicos. Éstos factores definen las fronteras de los micro hábitats para las distintas especies de rotíferos, mediante la partición del ambiente y minimizando las interacciones competitivas. Otros factores que las influyen son; la cantidad y la calidad de alimento (*e.g.* Rothhaupt, 1990; Kirk, 1997), competencia (Gilbert, 1985; Guo *et al.*, 2010), depredación y parasitismo (Williamson, 1983; Vadstein *et al.*, 2012). Los factores que influyen la dinámica de las poblaciones naturales de rotíferos son: temperatura, concentración de oxígeno, intensidad de luz y pH (Herzig, 1987; Arora y Mehra, 2003; Wallace *et al.*, 2006). En un estudio sobre la relación de los parámetros físicos y químicos, se demostró que las distribuciones de los rotíferos están estrechamente relacionadas con variables como el oxígeno y la temperatura (Esparcia *et al.*, 2001). La fisiología y dinámica poblacional se ven influidas por la temperatura, mientras que el desarrollo de la población de rotíferos se ve limitado por el efecto combinado de la concentración de oxígeno y la temperatura (Mikschi, 1989). El alimento es uno de los factores que regulan las poblaciones de rotíferos en los sistemas naturales (Armegol *et al.*, 1998; Rossa *et al.*, 2007).

### **Temperatura**

Es uno de los parámetros físicos más importantes en los ecosistemas acuáticos, por un lado, influye en el retardo o aceleración de la actividad biológica y absorción de oxígeno en los seres vivos que habitan en ellos, y por el otro, interviene en la precipitación de compuestos, formación de depósitos, y en los procesos de mezcla, floculación, sedimentación y filtración. Asimismo, múltiples factores, principalmente ambientales, pueden hacer que la temperatura del agua varíe continuamente (Armengol *et al.*, 1998; Brock *et al.*, 2003).

Debido al tamaño y permeabilidad de su integumento, los rotíferos son susceptibles a cualquier cambio en su medio ambiente. Las funciones fisiológicas se modifican por los factores



ambientales, que a su vez limitan el tipo de hábitat y las especies que ahí se presentan. Muchas especies pueden tolerar rangos amplios de temperaturas, pero algunas especies están asociadas con aguas frías y otras son típicas de ambientes tropicales. Los rotíferos están morfológicamente bien adaptados a su hábitat, y presentan tipos morfológicos distintivos. En la mayoría de los casos, es posible inferir por la apariencia, si un espécimen habita en zonas litorales, bénticas o pelágicas (Ruttner-Kolisko, 1974).

Las actividades fisiológicas, historia de vida, tasas de alimentación, tasas de evacuación, desarrollo embrionario, morfología, dinámica poblacional y crecimiento poblacional se ven directamente influenciados por la temperatura (Herzig, 1987; Miracle y Serra, 1989; Pavón-Meza *et al.*, 2007; Baer *et al.*, 2008).

### **Concentración de Oxígeno**

El oxígeno proviene principalmente del aire y su presencia es esencial en el agua. El nivel bajo o la ausencia de oxígeno es indicador de contaminación elevada, condiciones sépticas de materia orgánica o actividad bacteriana intensa. La concentración de oxígeno disuelto en el agua cruda depende de la temperatura, la presión y la mineralización del agua (Brock *et al.*, 2003). El oxígeno es un factor que determina la presencia de especies de rotíferos en los cuerpos de agua (Mikschi, 1989; Armengol *et al.*, 1998). La temperatura junto con el oxígeno son factores claves en la restricción de la presencia de rotíferos.

### **pH**

Cada organismo tiene un rango de pH dentro del que es posible su crecimiento. Por lo general, las aguas naturales (no contaminadas) exhiben un pH en el rango de 5 a 9 (Atlas y Bartha, 2002; Brock *et al.*, 2003). Los rotíferos pueden tolerar un amplio rango de pH con una ocurrencia mayor en pH de 4 a 8.5 (Berzins y Pejler, 1989). Las variaciones en el pH alteran las interacciones bióticas entre diferentes especies de rotíferos, cambiando la habilidad competitiva entre taxa y regulando la presión por depredación (Mitchell y Joubert, 1986; Frost *et al.*, 1998). Sin embargo, en ocasiones puede provocar un solapamiento en el nicho resultando en una competencia interespecífica (Schoener, 1983), e intraespecífica (Hessen *et al.*, 1995; Pehek, 1995). Se ha reportado que el género *Brachionus* tiene tolerancia a los valores elevados de pH,

por lo que dominan en cuerpos de agua eutróficos (e.g. *Brachionus angularis* 7-10; Sládecek, 1983; Mitchell y Joubert, 1986).

## **Material y Métodos**

### **Rotíferos en relación con los parámetros abióticos**

Para representar la presencia de las especies de rotíferos con relación a los parámetros físicos y químicos (temperatura, pH, O.D., NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> y PO<sub>4</sub>), se realizaron gráficos por variable ambiental.

### **Análisis de Correspondencia Canónica**

El análisis de correspondencia canónica es un método multivariante de ordenación directa. Para evitar los efectos de especies no representativas, se seleccionaron las especies más representativas con base en su contribución a la diversidad poblacional empleando el índice de diversidad de Shannon (Krebs, 1978). Para el presente estudio se analizaron los datos de las variables ambientales y la abundancia de rotíferos representativos empleando el software Canoco 4.5 (Lep's y Smilayer, 2003).

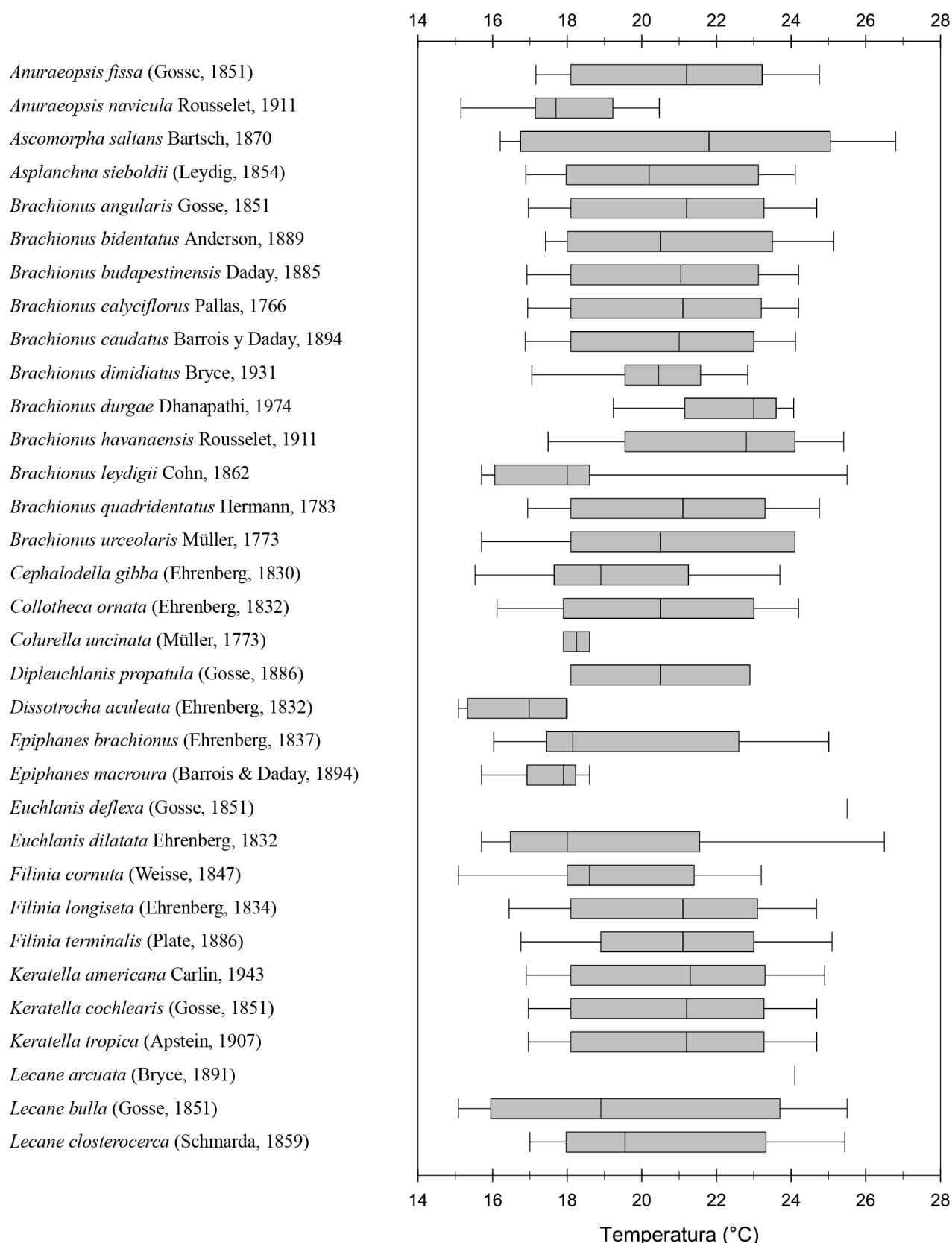
## **Resultados**

### **Rotíferos en relación con los parámetros abióticos**

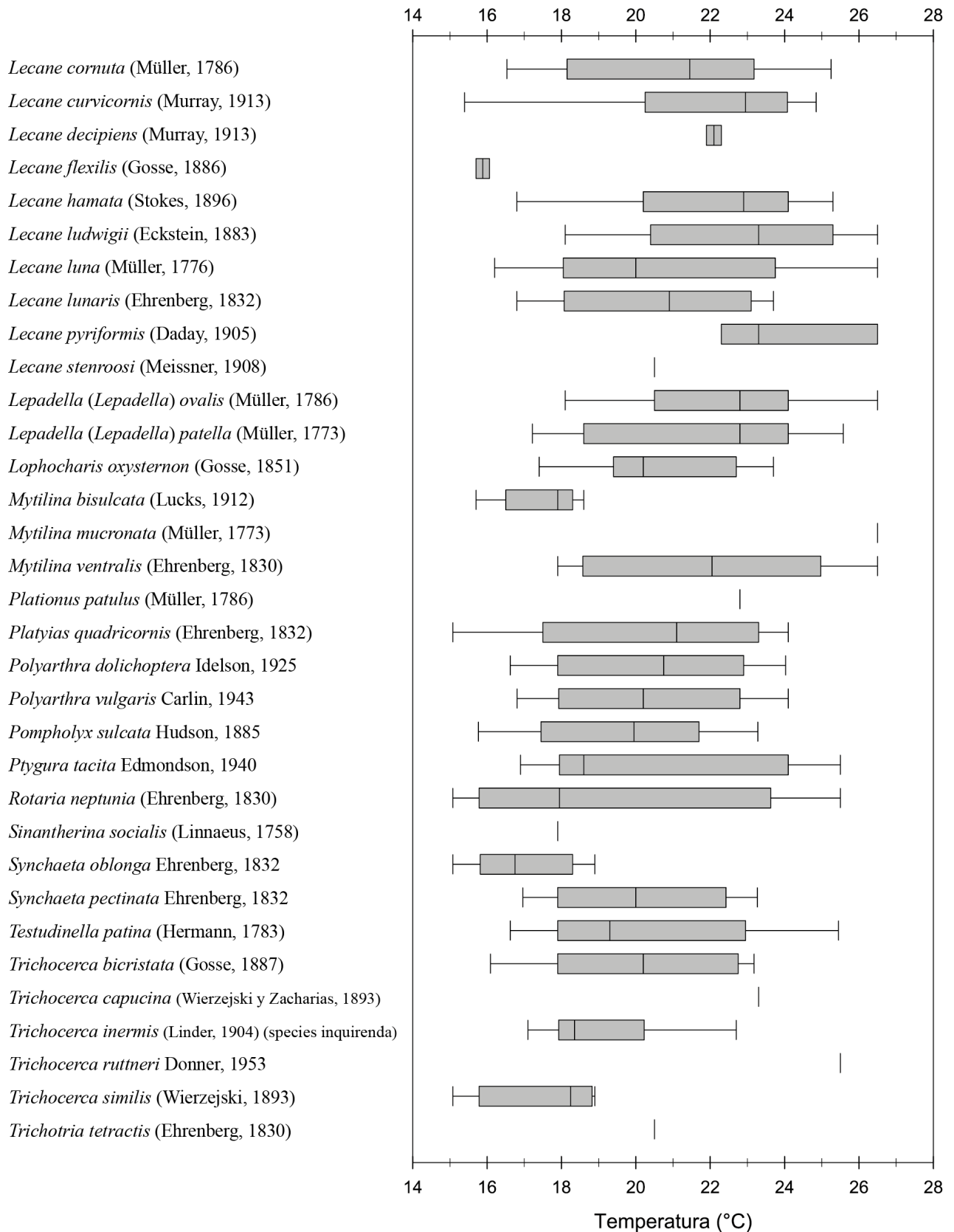
La temperatura media anual en el canal Cuemanco fue de  $21.35 \pm 2.96$  °C. Cerca del 40% de las especies se presentaron en un amplio rango de temperatura (15 – 26.5 °C; Figura 36). Sin embargo, algunas especies se presentaron en rangos más fríos de temperatura como *Lecane flexilis* (<16°C), *Disotrocha aculeata* (<18°C), *Colurella uncinata*, *Mytilinia bisulcata*, *Sinantherina socialis*, *Synchaeta oblonga*, *Trichocerca similis* (>19°C). Las 8 especies más abundantes durante el año de muestreo presentaron tolerancia a un amplio rango de temperatura.

En la Figura 37 se muestra la presencia de los rotíferos en relación al pH. Sólo 9 especies se presentaron en un amplio rango de pH (7 a 9.5). La mayoría de las especies se presentaron en pH superiores a 7. Especies como *Lecane arcuata*, *L. decipens*, *L. Stenroosi* y *Trichotria tetractis* se

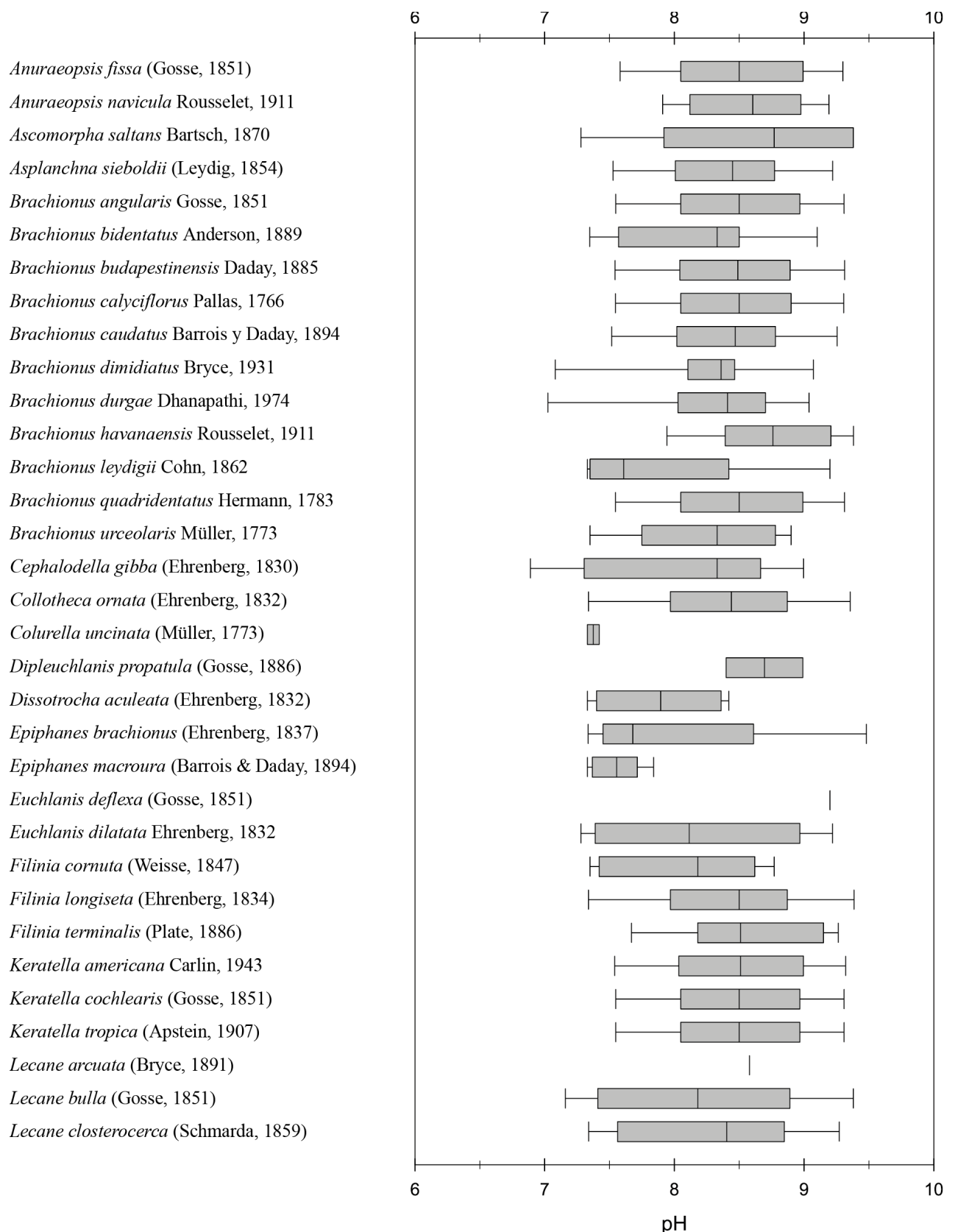
presentaron en pH superior a 8 y *Euchlanis deflexa*, *Lecane pyriformis*, *Mytilinia mucronata* y *Trichocerca capucina* en pH superiores a 9. Las 8 especies que se presentaron en mayor abundancia se encontraron en pH de 7.5 a 9.5.



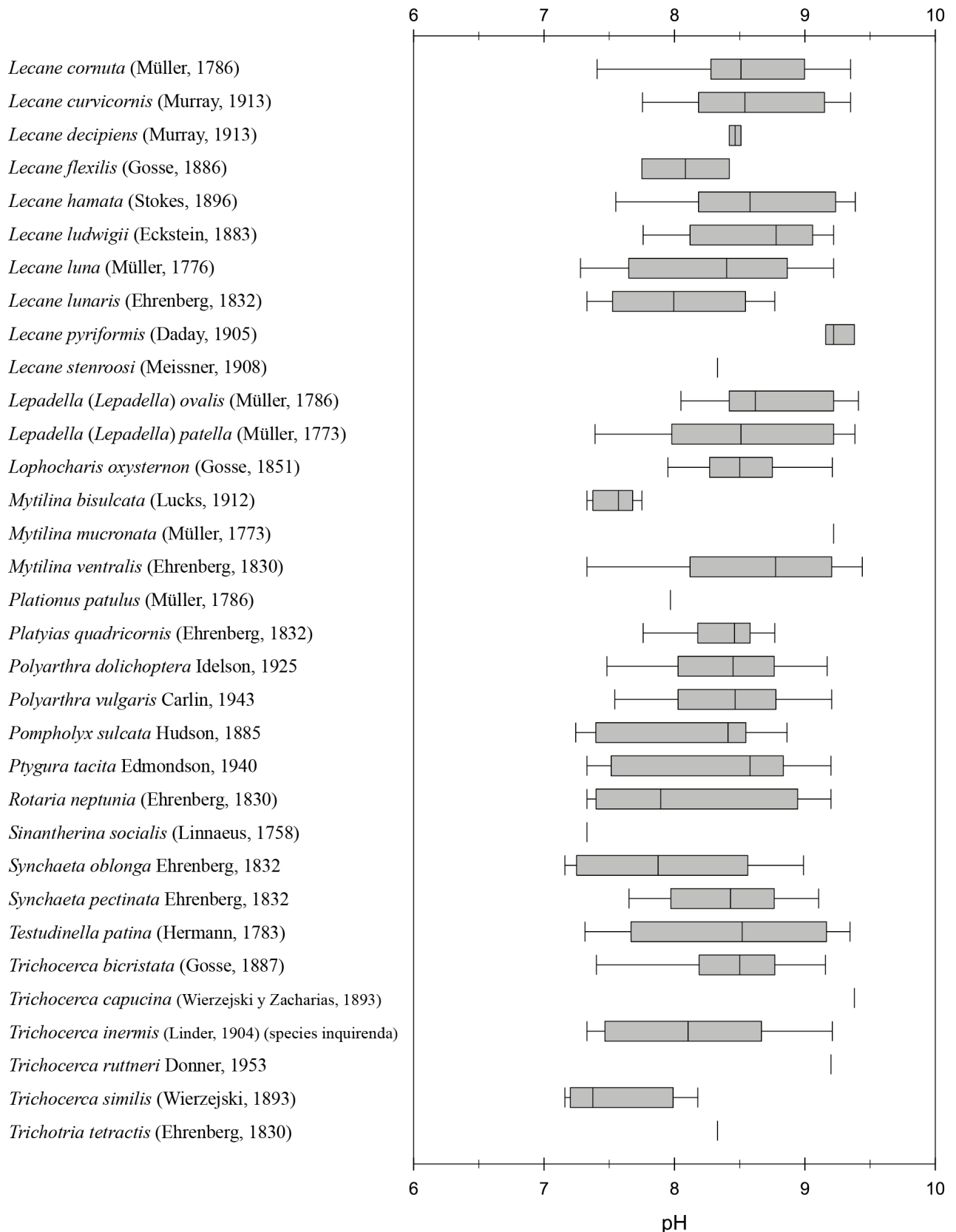
**Figura 36. Presencia de rotíferos en relación a la temperatura (°C) en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



**Figura 36. Presencia de rotíferos en relación a la temperatura (°C) en el Canal Cuemanco (Cont.). El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



**Figura 37. Presencia de rotíferos en relación a la pH en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



**Figura 37. Presencia de rotíferos en relación a la pH en el Canal Cuemanco (Cont.)**  
**El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**

La presencia de los rotíferos en relación al oxígeno disuelto se muestra en la Figura 38. La mayoría de las especies se presentaron en amplios rangos de O.D. Las especies *Lecane decipens*, *L. flexilis*, *L. stenroosi*, *Mytilinia mucronata*, *Plationus patulus* y *Trochotria tetractis* se presentaron en concentraciones menores a 5 mg L<sup>-1</sup>. Mientras que especies como *Collurella uncinata*, *Euchlanis deflexa*, *Sinantherina socialis*, *Trichocerca capucina* y *T. ruttneri* se presentaron cuando las concentraciones de oxígeno disuelto fueron elevadas.

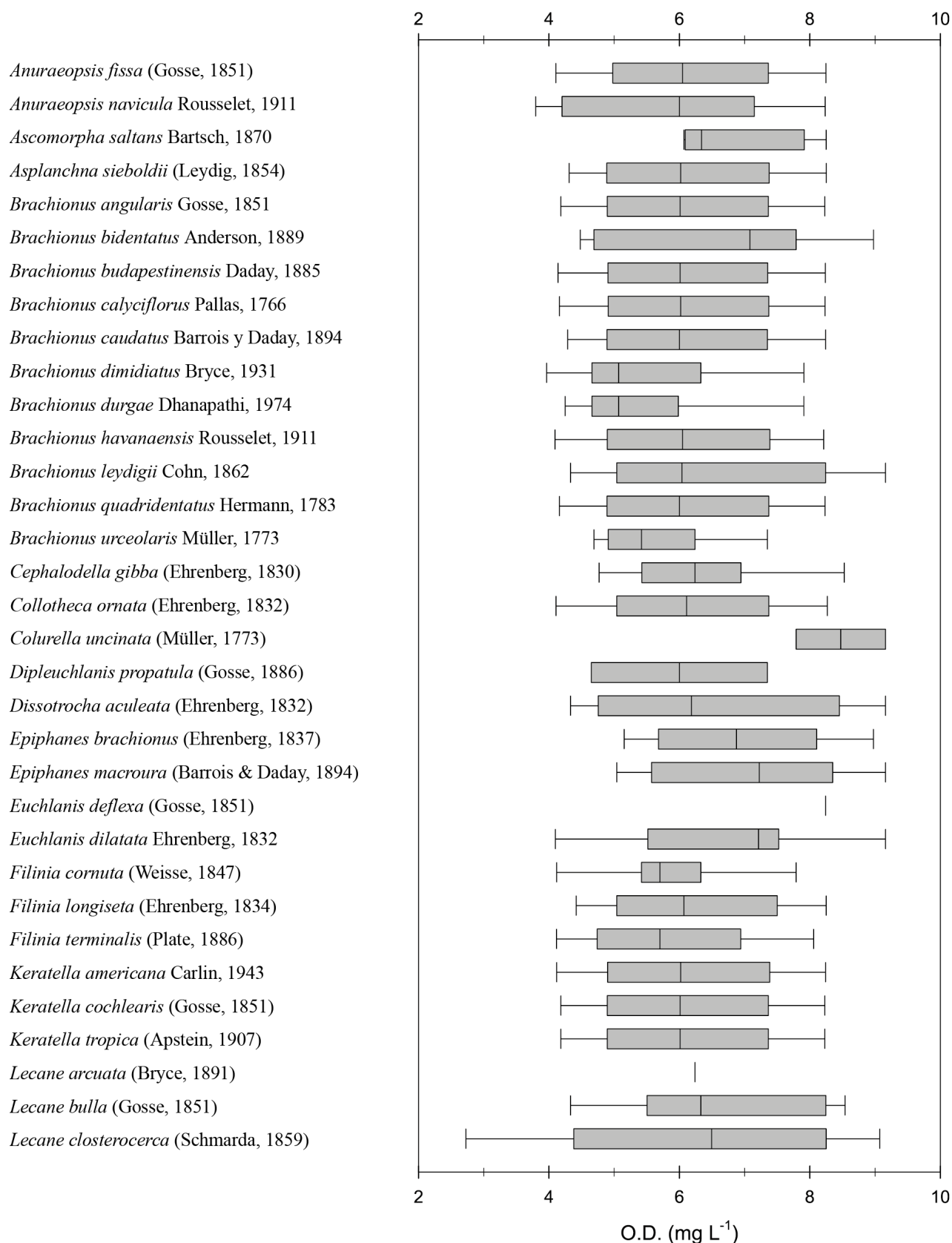
La relación entre la presencia de especies y la concentración de nitritos se muestra en la Figura 39. La mayoría de las especies se presentó cuando las concentraciones fueron <0.55 mg L<sup>-1</sup>, mientras que *Brachionus leydigii*, *Dissotrocha aculeata*, *Filinia cornuta*, *Lecane bulla*, *Rotaria neptunia*, *Synchaeta oblonga* y *Trichocerca similis* presentaron rangos más amplios de tolerancia. Las especies *Euchlanis deflexa*, *Lecane arcuata*, *L. stenroosi*, *Mytilinia mucronata*, *Plationus patulus*, *Trichocerca ruttneri* y *T. tetractis* se presentaron en concentraciones <0.1 mg L<sup>-1</sup>.

Al igual que con las concentraciones de nitritos, ciertas especies se presentaron en un amplio rango de nitratos (0 – 10.5 mg L<sup>-1</sup>; e.g. *Epiphanes brachionus*), mientras que otras especies no se presentaron en concentraciones mayores a 4.0 mg L<sup>-1</sup> (Figura 40). La especie *Lecane flexilis* fue la única especie que se presentó en concentraciones >6.0 mg L<sup>-1</sup>.

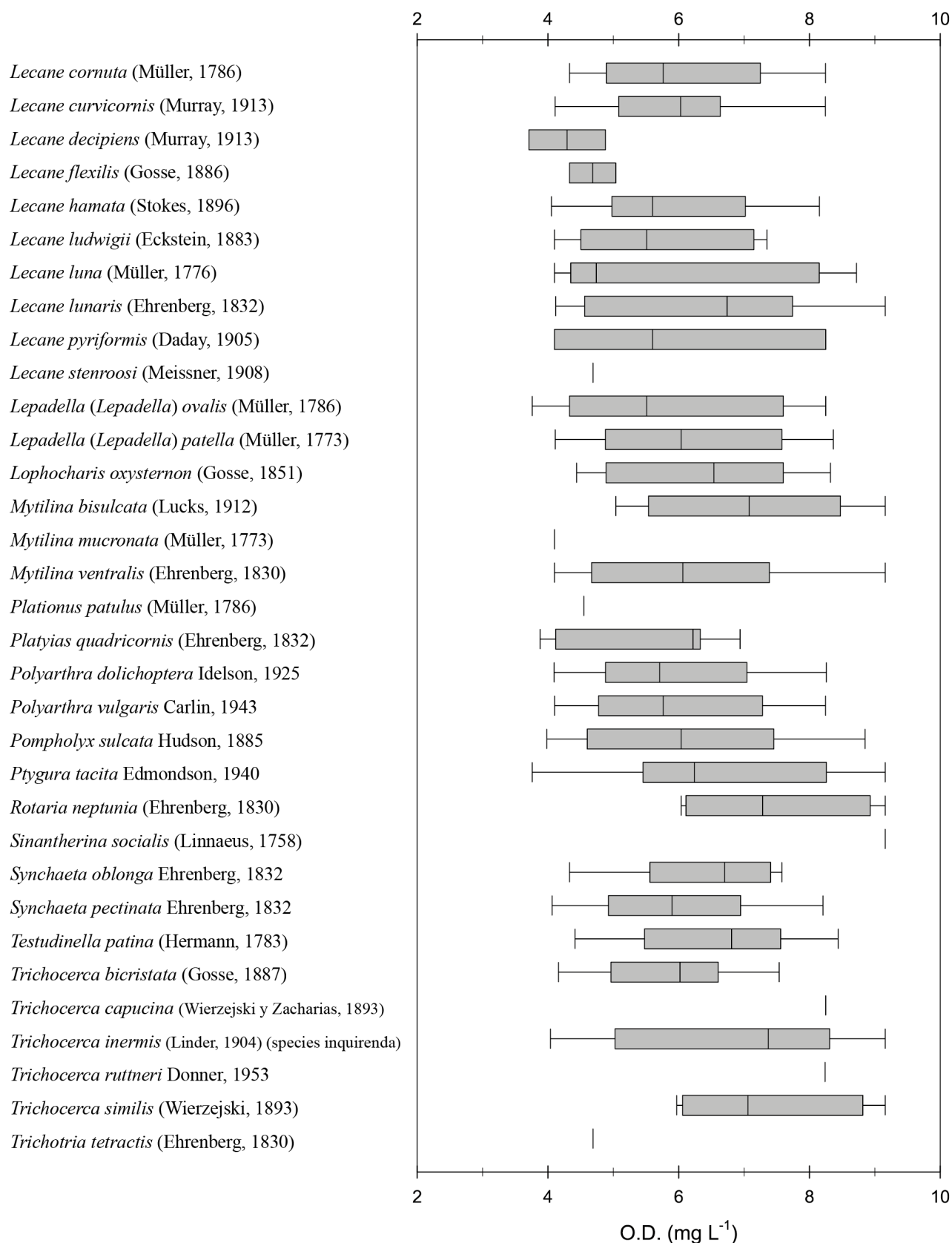
Tan sólo cinco especies presentaron un amplio rango de tolerancia a las concentraciones de amonio: *Ascomorpha saltans*, *Lecane ludwigii*, *Polyarthra dolichoptera*, *Rotaria neptunia* y *Testudinella patina* (Figura 41). La mayoría de las especies se presentó en concentraciones <1.0 mg L<sup>-1</sup>, mientras que otras estuvieron presentes en concentraciones menores (<0.25 mg L<sup>-1</sup>; *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus havanaensis*, *Dissotrocha aculeata*, *Euchlanis dilatata*, *Lecane bulla*, *Lepadella ovalis*, *Mytilinia ventralis*, *Platyias quadricornis*, *Synchaeta oblonga* y *Trichocerca similis*).

La presencia de especies en relación con el fósforo mostró que cerca del 40% de las especies tienen un amplio rango de tolerancia al fósforo. Sólo la especie *Lecane decipiens* se presentó en concentraciones menores a 2.0 mg L<sup>-1</sup> (Figura 42).

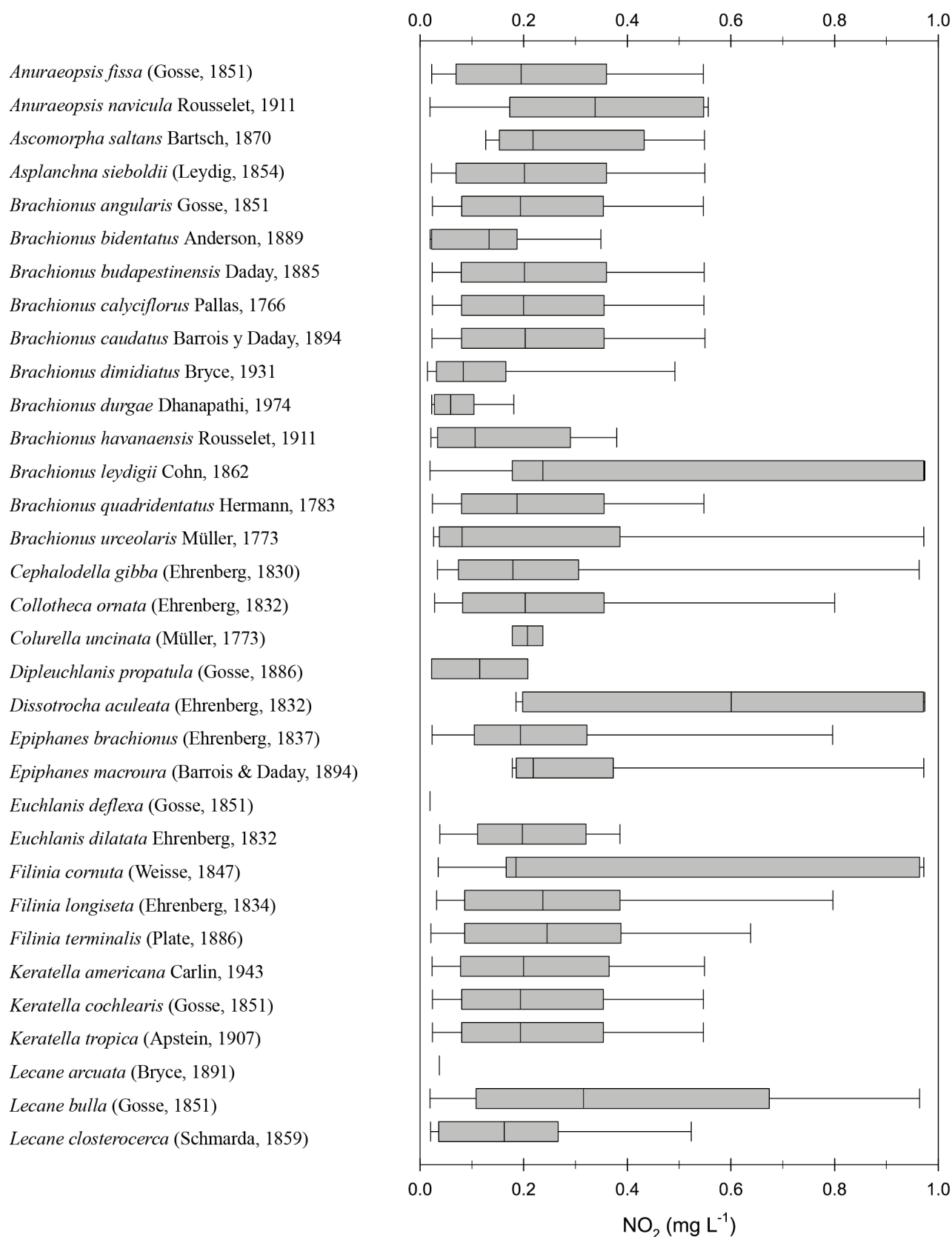




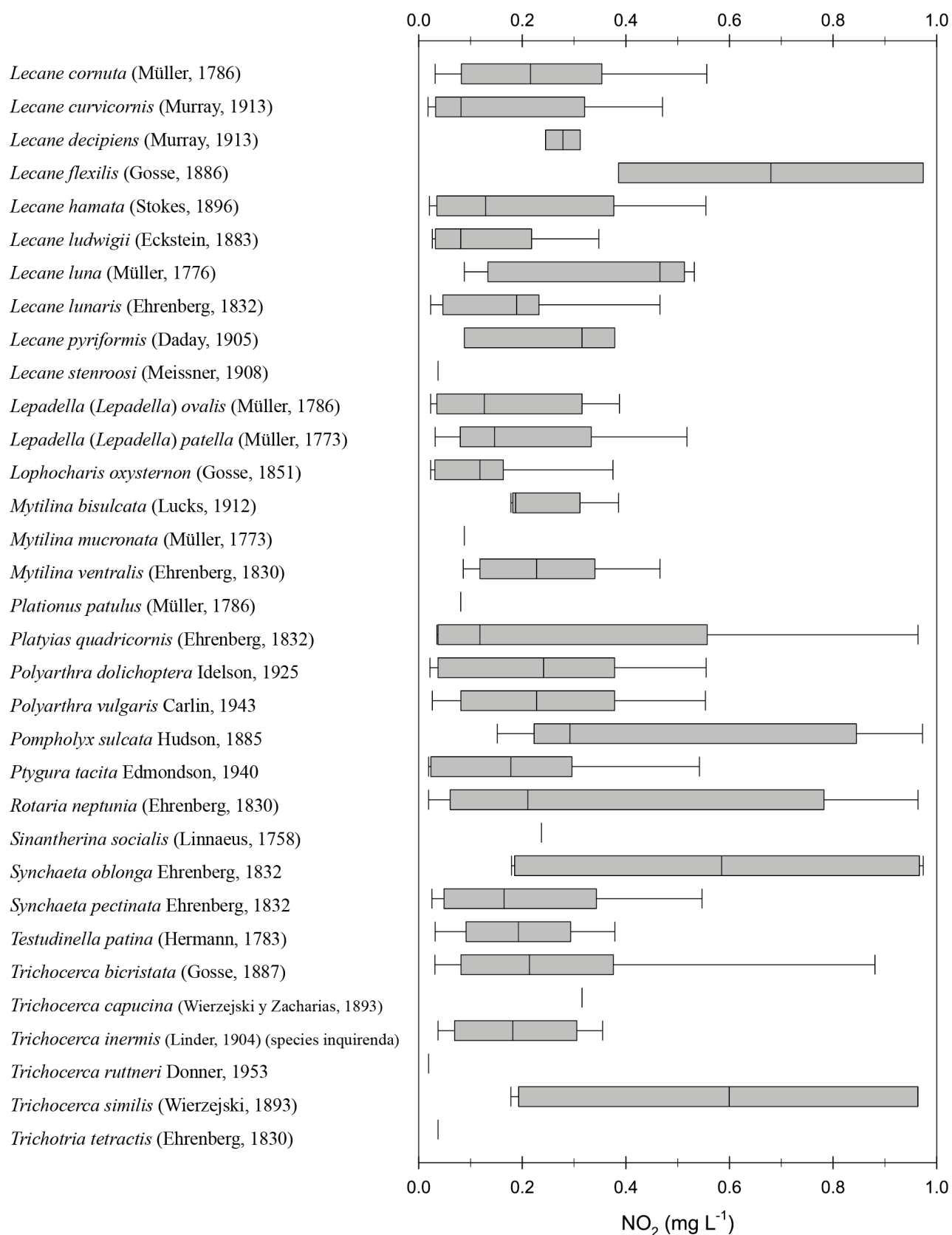
**Figura 38. Presencia de rotíferos en relación con el oxígeno disuelto (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



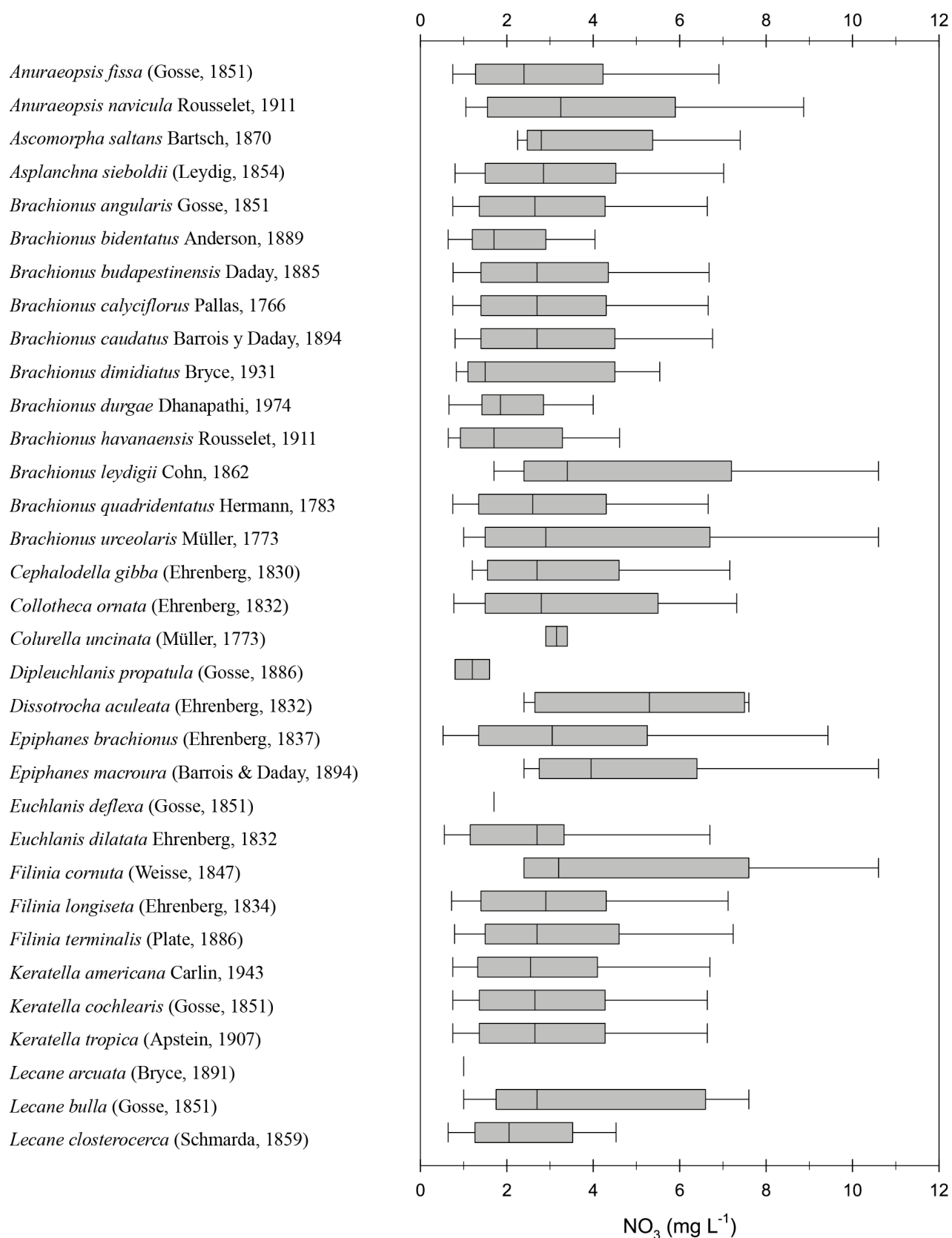
**Figura 38. Presencia de rotíferos en relación con el oxígeno disuelto (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



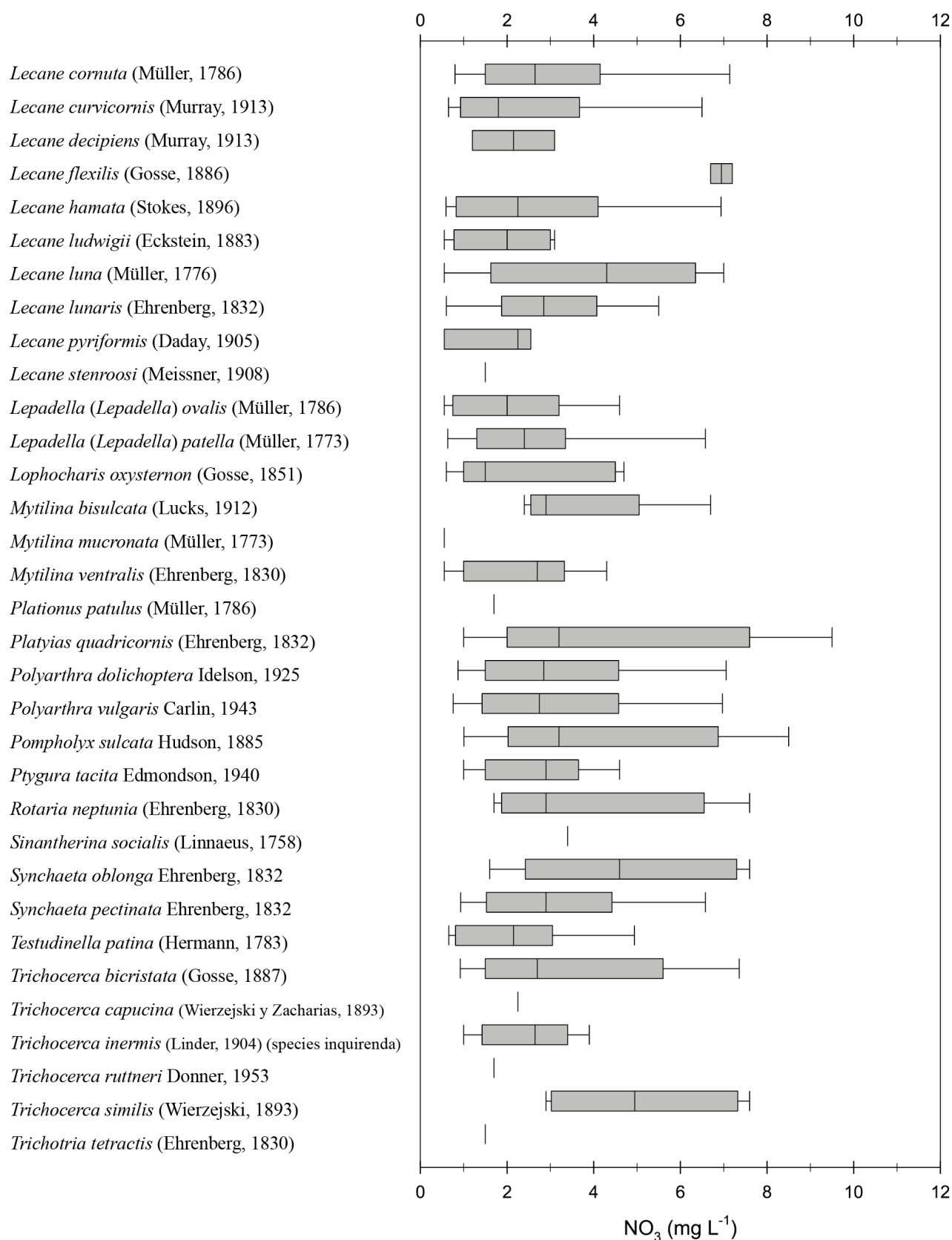
**Figura 39. Presencia de rotíferos en relación al NO<sub>2</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



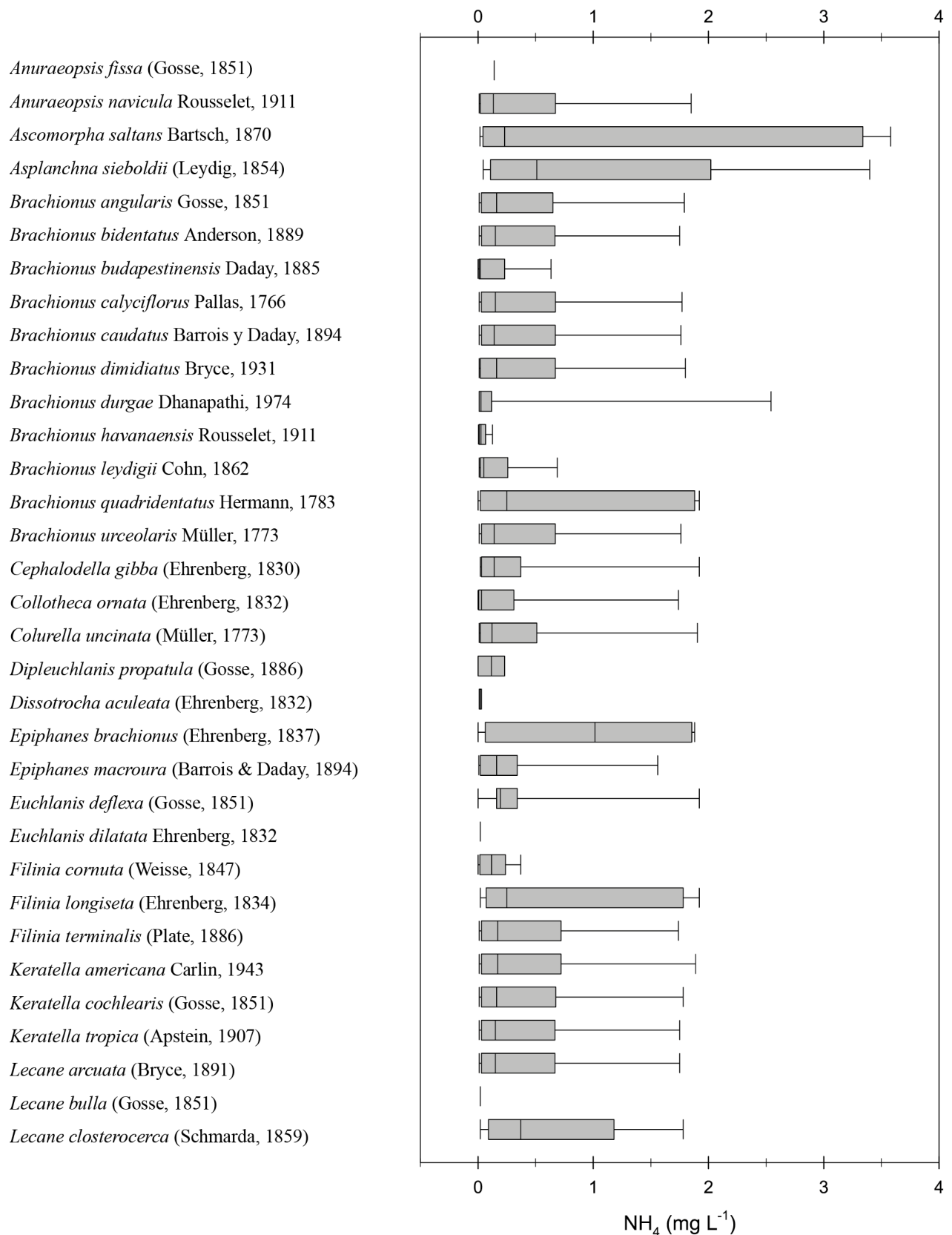
**Figura 39. Presencia de rotíferos en relación al NO<sub>2</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco (Cont.)**  
**El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



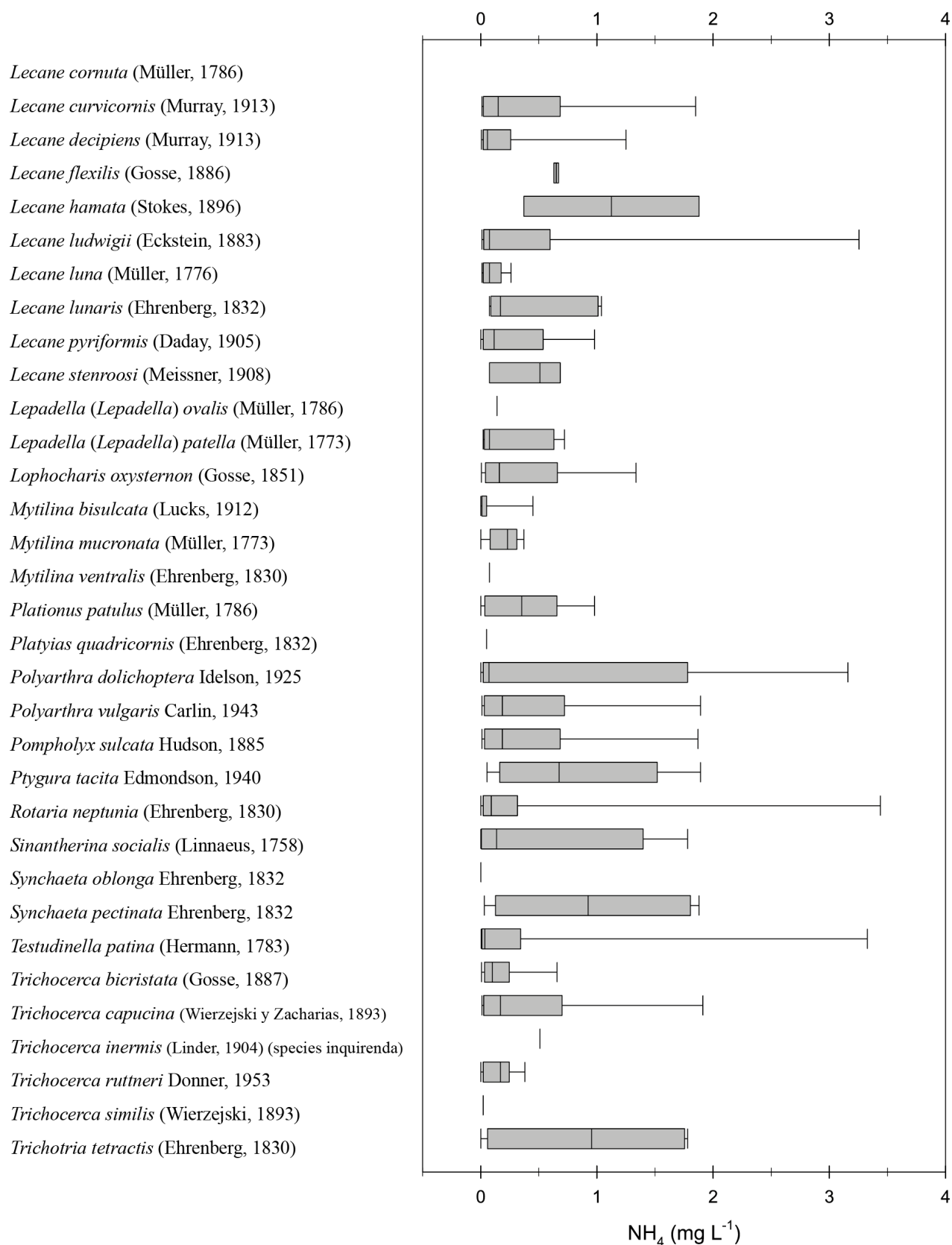
**Figura 40. Presencia de rotíferos en relación al NO<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



**Figura 40. Presencia de rotíferos en relación al NO<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco (Cont.)**  
**El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**

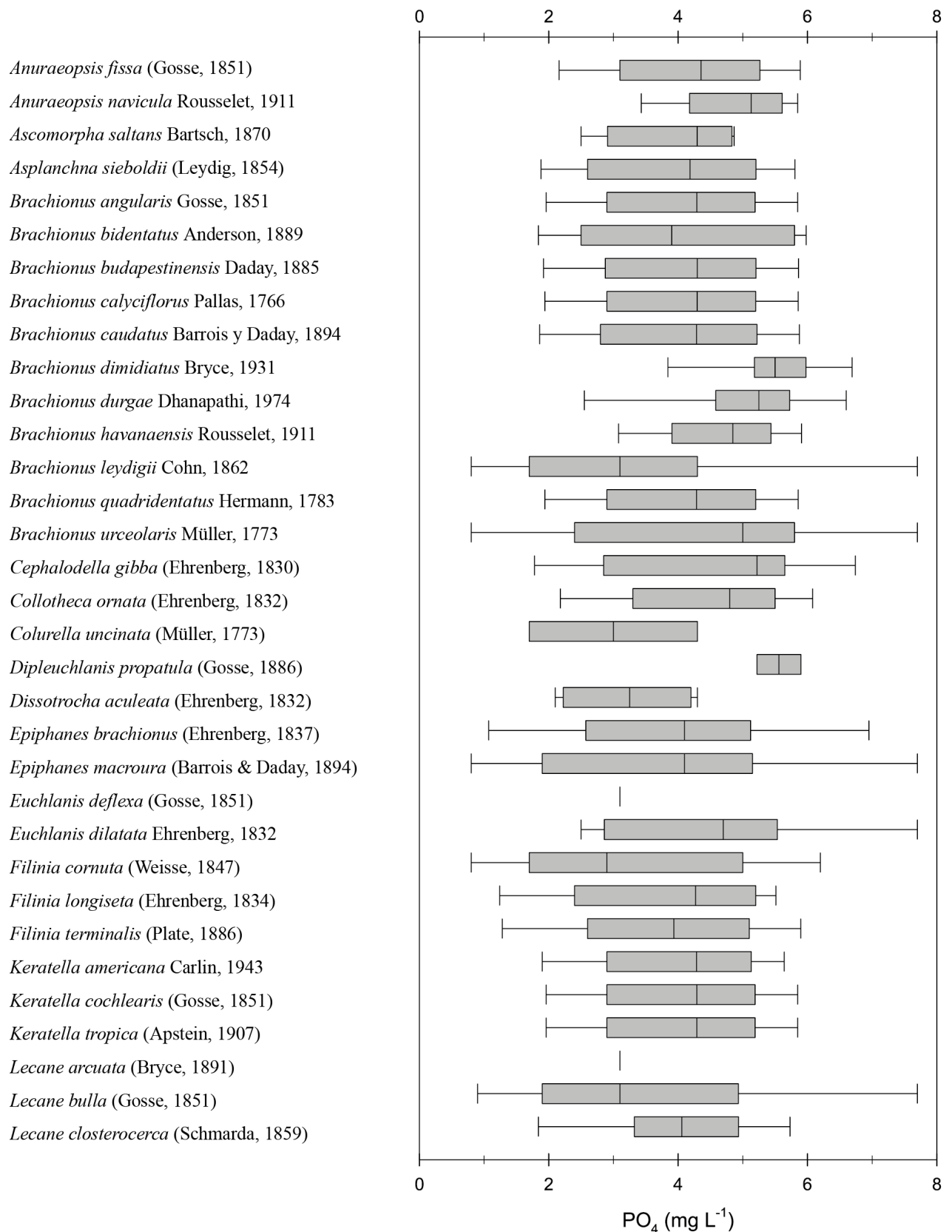


**Figura 41. Presencia de rotíferos en relación al NH<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**



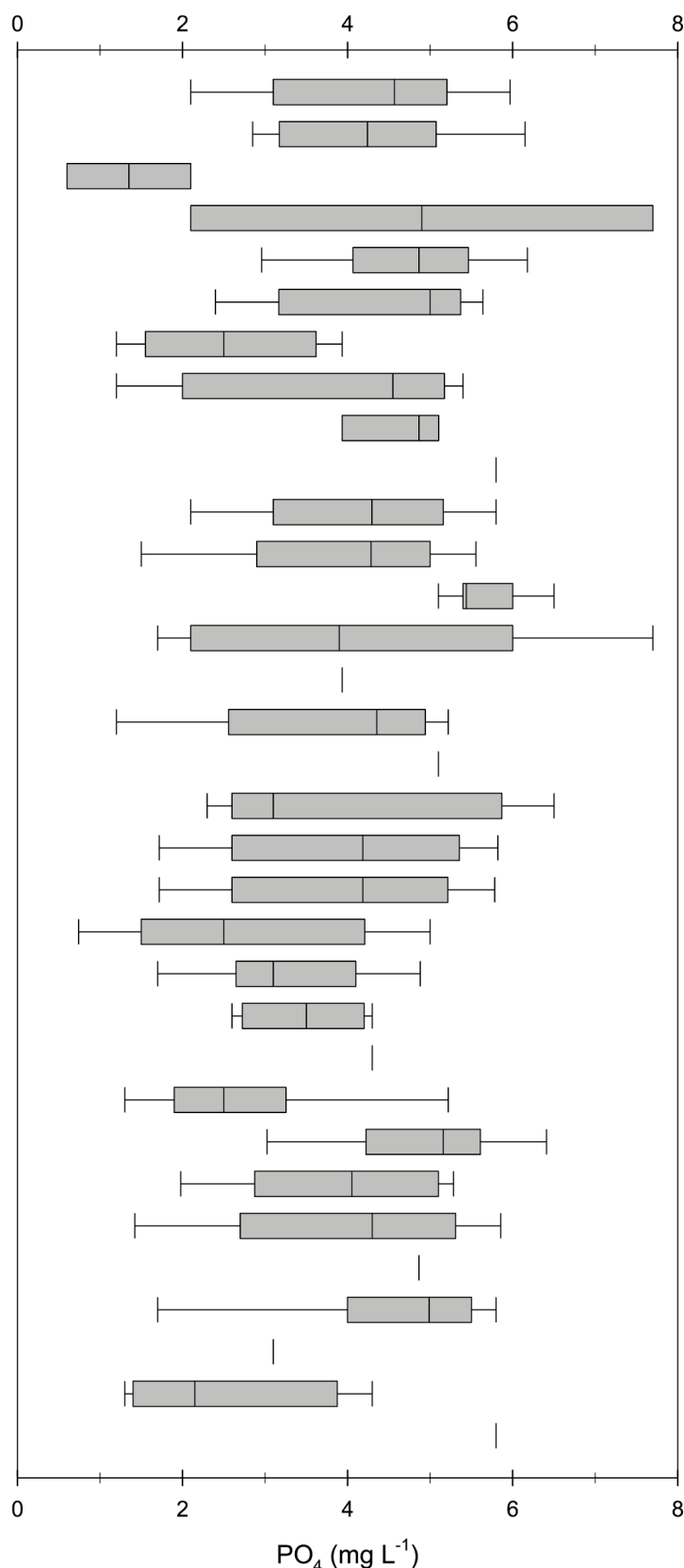
**Figura 41. Presencia de rotíferos en relación al NH<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco (Cont.)**  
**El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**





**Figura 42. Presencia de rotíferos en relación al PO<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco. El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**

*Lecane cornuta* (Müller, 1786)  
*Lecane curvicornis* (Murray, 1913)  
*Lecane decipiens* (Murray, 1913)  
*Lecane flexilis* (Gosse, 1886)  
*Lecane hamata* (Stokes, 1896)  
*Lecane ludwigii* (Eckstein, 1883)  
*Lecane luna* (Müller, 1776)  
*Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832)  
*Lecane pyriformis* (Daday, 1905)  
*Lecane stenroosi* (Meissner, 1908)  
*Lepadella (Lepadella) ovalis* (Müller, 1786)  
*Lepadella (Lepadella) patella* (Müller, 1773)  
*Lophocharis oxysternon* (Gosse, 1851)  
*Mytilina bisulcata* (Lucks, 1912)  
*Mytilina mucronata* (Müller, 1773)  
*Mytilina ventralis* (Ehrenberg, 1830)  
*Platiumus patulus* (Müller, 1786)  
*Platyias quadricornis* (Ehrenberg, 1832)  
*Polyarthra dolichoptera* Idelson, 1925  
*Polyarthra vulgaris* Carlin, 1943  
*Pompholyx sulcata* Hudson, 1885  
*Ptygura tacita* Edmondson, 1940  
*Rotaria neptunia* (Ehrenberg, 1830)  
*Sinantherina socialis* (Linnaeus, 1758)  
*Synchaeta oblonga* Ehrenberg, 1832  
*Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832  
*Testudinella patina* (Hermann, 1783)  
*Trichocerca bicristata* (Gosse, 1887)  
*Trichocerca capucina* (Wierzejski y Zacharias, 1893)  
*Trichocerca inermis* (Linder, 1904) (species inquirenda)  
*Trichocerca ruttneri* Donner, 1953  
*Trichocerca similis* (Wierzejski, 1893)  
*Trichotria tetractis* (Ehrenberg, 1830)



**Figura 42. Presencia de rotíferos en relación al PO<sub>4</sub> (mg L<sup>-1</sup>) en el Canal Cuemanco (Cont.)**  
**El diagrama de caja y bigote representa la presencia de la especie en determinado parámetro.**

## **Análisis de Correspondencia Canónica**

En la Figura 43 se muestra el análisis de correspondencia canónica (CCA) de las especies más representativas de rotíferos con respecto a los parámetros bióticos y abióticos. *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus budapestinensis*, *Brachionus bidentatus*, *Keratella tropica* y *Synchaeta pectinata* se mostraron fuertemente asociadas negativamente con el eje 1, mientras que *Brachionus caudatus*, *Filinia longiseta*, *Filinia terminalis* y *Poliarthra vulgaris* se mostraron asociadas positivamente. *Brachionus havanaensis* y *Keratella americana* se mostraron asociadas positivamente con el eje 2, mientras que *Asplanchna sieboldii*, *Brachionus angularis*, *B. clicyflorus*, *B. quadridentatus*, *Keratella cochlearis* y *Poliarthra dolichoptera* se mostraron fuertemente asociadas negativamente. El CCA indicó que las variables analizadas explican el 86.7% de la variación de los grupos de rotíferos entre muestras.

El diagrama de CCA muestra los patrones principales de variación en la composición de la comunidad de rotíferos explicada por las variables ambientales y muestra los centros de las distribuciones de las especies a lo largo de cada variable ambiental. En el diagrama las especies se representan con triángulos, mientras que los parámetros se representan con flechas. Las flechas más largas están más correlacionadas con la orientación de los ejes y están más relacionadas con los patrones de variación de la comunidad. La producción primaria mostró tener una influencia en la abundancia de seis especies: *B. angularis*, *K. cochlearis* y *B. quadridentatus*. Mientras que los carotenoides tuvieron una fuerte influencia sobre *S. pectinata*.



consideradas como las especies más abundantes durante el año de muestreo, estuvieron presentes en condiciones similares de temperatura, pH y O.D. (ver Figura 36, 37 y 38). Además, algunas especies que se presentaron en pocas ocasiones o una sola vez, generalmente estuvieron asociadas a los parámetros analizados (e.g. *Lecane arcuata* y *Trichotria tetractis*). Inclusive, algunas especies como *Euchlanis deflexa* ocurrió en una temperatura alta ( $>25^{\circ}\text{C}$ ), a un pH  $>9$  y una concentración de oxígeno  $>8\text{ mg L}^{-1}$ , estas condiciones tan particulares se observaron en la estación 1AS durante el mes de agosto .

Los factores que influyen la dinámica de las poblaciones naturales de rotíferos son: temperatura, concentración de oxígeno, intensidad de luz y pH (Herzig, 1987; Arora y Mehra, 2003; Wallace *et al.*, 2006). Ciertas especies se presentaron en rangos fríos de temperatura como *Lecane flexilis* ( $<16^{\circ}\text{C}$ ), *Disotrocha aculeata* ( $<18^{\circ}\text{C}$ ), *Colurella uncinata*, *Mytilinia bisulcata*, *Sinanotherina socialis*, *Synchaeta oblonga*, *Trichocerca similis* ( $<19^{\circ}\text{C}$ ). Mientras que la ocurrencia de especies como *Lecane arcuata*, *L. decipens*, *L. stenroosi* y *Trichotria tetractis* se presentaron en pH superior a 8 y *Euchlanis deflexa*, *Lecane pyriformis*, *Mytilinia mucronata* y *Trichocerca capucina* fue en pH superiores a 9. En términos de O.D., las especies como *Colurella uncinata*, *Euchlanis deflexa*, *Trichocerca capucina* y *T. ruttneri* sólo se presentaron cuando las concentraciones fueron altas ( $>8\text{ mg L}^{-1}$ ).

La presentación gráfica de la presencia de los rotíferos con relación a los parámetros evaluados mostró que 40% de las especies reportadas se presentaron en un amplio rango de temperaturas, mientras que otras especies fueron características de temperaturas menores a la media anual (e.g. *Lecane flexilis* y *Disotrocha aculeata*). *Lecane flexilis* ha sido reportada en cuerpos de agua con temperaturas menores a  $11^{\circ}\text{C}$  (Sarma *et al.*, 1996). Además de esto, *Lecane flexilis* mostró tolerancia a concentraciones bajas de oxígeno y concentraciones altas de nitratos.

Cabe mencionar que las especies que aparecieron en una sola ocasión (7 especies; e.g. *Mytilinia mucronata* y *Trichocerca ruttneri*) se presentaron cuando las concentraciones de los compuestos nitrogenados fueron bajas. Esto sugiere que tales especies son susceptibles a la toxicidad de los compuestos nitrogenados y su presencia se ve determinada por la concentración de tales compuestos.

Brachionidae fue la familia más representativa y el género *Brachionus* fue el más diverso con 11 especies. La familia Brachionidae puede considerarse como altamente tolerante a ciertas concentraciones de contaminantes y diversos factores ecológicos (Sládecek, 1983). Se ha demostrado que este género es típico de aguas alcalinas (Sládecek, 1983), por lo que dominan la comunidad de rotíferos de cuerpos de agua eutróficos (Sládecek, 1983; Mitchell y Joubert, 1986), como el caso del canal Cuemanco.

Dentro del zooplancton, los rotíferos son considerados como buenos indicadores de la calidad del agua (Sládecek, 1983). Los resultados presentados indican que los parámetros ambientales explican significativamente la varianza en la composición de especies del canal Cuemanco (86.7%). A pesar de que se ha demostrado que la temperatura tiene un efecto sobre las poblaciones de rotíferos (Gallagher, 1963; Ruttner-Kolisko, 1980), los resultados aquí obtenidos mostraron que otros factores definieron la presencia de especies. La presencia de las especies de rotíferos también dependió de otras variables como la concentración de compuestos nitrogenados y fósforo. Lo proyectado en el CCA muestra que *Keratella americana* estuvo fuertemente asociada a la temperatura (Figura 43). *Asplanchna sieboldii*, *Brachionus calyciflorus* y *Polyarthra dolichoptera* estuvieron estrechamente relacionadas con la transparencia. La importancia de la transparencia con respecto a la distribución de las especies puede indicar que la turbidez inorgánica juega un papel fundamental en determinar la distribución de las especies (Duggan *et al.*, 2002). El análisis sugiere que *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus budapestinensis*, *Brachionus bidentatus*, *Keratella tropica* y *Synchaeta pectinata* se encontraron bajo condiciones eutróficas (fósforo total y chl a y b). *Brachionus caudatus*, *Polyarthra vulgaris*, *Filinia terminalis* y *Filinia longiseta* se mostraron independientes. La especie *Synchaeta pectinata* estuvo asociada a la presencia de carotenoides. En condiciones de cultivo, esta especie es alimentada con algas del género *Cryptomonas* (Gilbert y Schreiber, 1998), que tienen un alto contenido de carotenoides (Pennington *et al.*, 1985).

## **Conclusiones**

Los resultados de este estudio indican que el cambio en la estructura de la comunidad de rotíferos es una respuesta a la variabilidad temporal en los parámetros evaluados. La presencia o ausencia

de las especies de rotíferos están fuertemente asociadas a la temperatura, la transparencia, los pigmentos fotosintéticos y los nutrimentos.

## Referencias

- Allan, J. D. (1976). Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110(971), 165-180.
- Armegol, X., Esparcia, A. y Miracle, M. (1998). Rotifer vertical distribution in a strongly stratified lake: a multivariate analysis. *Hydrobiologia*, 387/388: 161-170.
- Arora, J. y Mehra, N. (2003). Seasonal dynamics of rotifers in relation to physical and chemical conditions of the river Yamuna (Delhi), India. *Hydrobiologia*, 491: 101-109.
- Atlas M. y Bartha R. (2002). *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. México, Editorial Pearson, 652 p.
- Baer, A., Langdon, C., Mills, S., Schulz, C., y Hamre, K. (2008). Particle size preference, gut filling and evacuation rates of the rotifer *Brachionus* "Cayman" using polystyrene latex beads. *Aquaculture*, 282(1-4), 75-82.
- Beaver, J. y Havens, K. (1996). Seasonal and spatial variation in zooplankton community structure and their relation to possible controlling variables in Lake Okeechobee. *Freshwater Biology*, 36(1): 45-56.
- Bērziņš, B. y Pejler, B. (1989). Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia*, 183(2): 165-172.
- Brock, T. D., Madigan, M. T., Martinko, J. M., y Parker, J. (2003). *Brock biology of microorganisms*. Upper Saddle River (NJ): Prentice-Hall, 2003.
- Castellanos-Páez, M.E., Zamora-García, M., Benítez-Díaz Mirón, M., Garza-Mouriño, G. y Contreras-Tapia, R.A. (2014). Abundancia y biomasa de la comunidad de rotíferos y su relación

con parámetros ambientales en tres estaciones del Canal Cuemanco, Xochimilco. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, 14(27): 27-56.

Christoffersen, K., Riemann, B., Klysner, A. y Sondergaard, M. (1993). Potential role of fish predation and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water. *Limnology and Oceanography*, 38(3): 561-573.

Duggan, I.C., Green, J.D. y Shiel, R.J. (2002). Distribution of rotifer assemblages in North Island, New Zealand, lakes: relationships to environmental and historical factors. *Freshwater Biology*, 47(2): 195-206.

Echeverria, T. (1980). Accumulation of <sup>14</sup>C Labeled Benzene and Related Compounds in the Rotifer *Brachionus plicatilis* from Seawater. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(4): 738-741.

Ejsmont-Karabin, J. (2012). The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60(2), 339-350.

Esparcia, A., Armegol, X. y Miracle, M. (2001). Relación de la distribución de los rotíferos con la de los principales factores físicos y químicos en la laguna de la Cruz. *Limnetica*, 20(2): 305-320.

Frost, T. M., Montz, P. K., Gonzalez, M. J., Sanderson, B. L., y Arnott, S. E. (1998). Rotifer responses to increased acidity: long-term patterns during the experimental manipulation of Little Rock Lake. *Hydrobiologia*, 387, 141-152.

Gallagher, J.J. (1963). Field verification of two general factors influencing population variation in euplanktonic rotifers. *Proceedings of the Louisiana Academy of Sciences*. XXVI: 58-65.

Gannon, J. y Stemberger, R. (1978). Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 97(1): 16-35.

Gilbert, J. (1985). Competition between Rotifers and *Daphnia*. *Ecology*, 66(6): 1943-1950.



- Gilbert, J. J., y Schreiber, D. K. (1998). Asexual diapause induced by food limitation in the rotifer *Synchaeta pectinata*. *Ecology*, 79(4), 1371-1381.
- Gophen, M. (2005). Seasonal rotifer dynamics in the long-term (1969–2002) record from Lake Kinneret (Israel). *Hydrobiologia*, 546: 443-450.
- Guo, R., Snell, T. y Yang, J. (2010). Ecological strategy of rotifer (*Brachionus calyciflorus*) exposed to predator- and competitor-conditioned media. *Hydrobiologia*, 658(1): 163-171.
- Hanazato, T. (2001). Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental pollution*, 112(1), 1-10.
- Herzig, A. (1987). The analysis of planktonic rotifer populations: a plea for long-term investigations. *Hydrobiologia*, 147: 163-180.
- Hessen, D. O. Faafeng, B. A. y Andersen, T. (1995). Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. *Hydrobiologia*, 307: 253-261.
- Jeppesen, E., Jensen, J., Søndergaard, M. y Lauridsen, T. (1999). Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Shallow Lakes*, 98:217-231.
- Karabin, A. (1985). Pelagic zooplankton variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. *Ekol. Polska*, 33, 567-616.
- Kirk, K. (1997). Egg size, offspring quality and food level in planktonic rotifers. *Freshwater Biology*, 37(3): 515-521.
- Knoll, L., McIntyre, P., Vanni, M. y Flecker, A. (2009). Feedbacks of consumer nutrient recycling on producer biomass and stoichiometry: separating direct and indirect effects. *Oikos*, 118(11): 1732-1742.

- Krebs, C.J. 1978. Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Harper & Row, Nueva York, 678 p.
- Lampert, W. y Sommer, U. (2007). Limnoecology: the ecology of lakes and streams. Oxford: Oxford University Press Inc.
- Lep's, J y Smilayer, P. (2003). Multivariant Analysis of Ecological Data using CANOCO, Cambridge, University Press, Cambridge UK. 269 p.
- Lubzens, E., Tandler, A., y Minkoff, G. (1989). Rotifers as food in aquaculture. *Hydrobiologia*, 186(1), 387-400.
- May, L., y O'Hare, M. (2005). Changes in Rotifer Species Composition and Abundance along a Trophic Gradient in Loch Lomond, Scotland, UK. *Hydrobiologia*, 1(546), 397-404.
- Mikschi, E. (1989). Rotifer distribution in relation to temperature and oxygen content. *Hydrobiologia*, 186/187: 209-214.
- Miracle, M.R. y Serra, M. (1989). Salinity and temperature influence in rotifer life history characteristics. *Hydrobiologia*, 186-187: 81-102.
- Mitchell, S. y Joubert, J. (1986). The effect of elevated pH on the survival and reproduction of *Brachionus calyciflorus*. *Aquaculture*, 55(3): 215-220.
- Pace, M. L. (1986). An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients 1. *Limnology and Oceanography*, 31(1), 45-55.
- Pavón–Meza, E.L., Sarma S.S.S. y Nandini, S. (2007). Combined effects of temperature, food (*Chlorella vulgaris*) concentration and predation (*Asplanchna girodii*) on the morphology of *Brachionus havanaensis* (Rotifera). *Hydrobiologia*, 593: 95-101.
- Pehek, E. L. (1995). Competition, pH, and the ecology of larval *Hyla andersonii*. *Ecology*, 76(6), 1786-1793.

- Pennington, F. C., Haxo, F. T., Borch, G., y Liaaen-Jensen, S. (1985). Carotenoids of cryptophyceae. *Biochemical systematics and ecology*, 13(3), 215-219.
- Pereira, R., Soares, A., Ribeiro, R. y Gonçalves, F. (2002). Assessing the trophic state of Linhos Lake: a first step towards ecological rehabilitation. *Journal of Environmental Management*, 64(3): 285-297.
- Pontin, R. M., y Langley, J. M. (1993). The use of rotifer communities to provide a preliminary national classification of small water bodies in England. *Hydrobiologia*, 255(1), 411-419.
- Rehman, A., Shakoori, F.R. y Shakoori, A.R. (2008). Heavy Metals Resistant Rotifers from a Chromium Contaminated Wastewater can help in Environmental Clean-up. *Pakistan Journal of Zoology*, 40(5): 309-316.
- Rossa, D., Bonecker, C. y Fulone, L. (2007). Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: Revisão de métodos e factores influentes. *Interciencia*, 32(4): 220-226.
- Rothhaupt, K.O. (1990). Population growth rates of two closely related rotifer species: effects of food quantity, particle size, and nutritional quality. *Freshwater Biology*, 23(3): 561-570.
- Ruttner-Kolisko, A. (1974). *Plankton rotifers: biology and taxonomy*. Stuttgart, Alemania: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), p.146.
- Ruttner-Kolisko, A. (1980). The abundance and distribution of *Filinia terminalis* in various types of lakes related to temperature, oxygen and food. *Hydrobiologia*, 73: 169-175.
- Sarma, S.S.S., Elias-Gutiérrez, M. y Serranía-Soto, C. (1996). Rotifers from high altitude crater-lakes at Nevado de Toluca Volcano, Mexico. *Hidrobiologica*, 6, 33-38.
- Scheffer, M. (2004). *Ecology of shallow lakes*. Springer Science y Business Media, 363 p.
- Schoener, T. W. (1983). Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, 122: 240-285.
- Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(1): 169-201.

Vadstein, O., Olsen, L. y Andersen, T. (2012). Prey–predator dynamics in rotifers: density-dependent consequences of spatial heterogeneity due to surface attachment. *Ecology*, 93(8): 1795-1801.

Wallace, R., Snell, T., Ricci, C. y Nogrady, T. (2006). Rotifera. Volume 1: biology, ecology and systematics. En: H. Segers and J. Dumont, ed., *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Kenobi Productions, 2nd ed. Ghent, p.299.

Walz, N., Elster, H. J., y Mezger, M. (1987). The development of the rotifer community structure in Lake Constance during its eutrophication. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Monographische Beiträge*, 74(4), 452-487.

Williamson, C. E. (1983). Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, 104(1), 385-396.