



Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Estudios Superiores Iztacala

**Uso potencial del zooplancton como bioindicador de la
calidad del agua del Lago de Pátzcuaro, Michoacán**

T E S I S

Que para obtener el título de

BIÓLOGO

P R E S E N T A

CHRISTIAN EDUARDO TORRES SÁNCHEZ

Director de tesis:

Dr. Cristian Alberto Espinosa Rodríguez



Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Edo. Méx. 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Dedicatoria

A mi familia:

En especial a mis padres Heriberta Patricia Sánchez Sosa y Mario Humberto Torres Escárcega, a mis hermanos Areli Yanet Torres Sánchez y Julio Adrián Torres Sánchez; muchas gracias por todo el apoyo que me brindaron a lo largo de mi vida, cuidándome, aconsejándome y por estar orgullosos de la persona que ahora soy, por estar ahí en las buenas y en las malas, por brindarme su confianza, tiempo y tolerancia para concluir este proyecto, sin ustedes no lo habría podido concluir y no sería quien soy ahora.

A quien siempre fue mi apoyo incondicional:

Mi confidente, mi compañera, mi amiga, mi pareja, mi apoyo emocional. La persona que siempre estuvo en los días de estrés, en las noches de desvelo, quien me ponía a estudiar de una manera como nunca la había experimentado, quien me ha obsequiado momentos increíbles y su valioso tiempo. Selene, eres quien ha sido mi motor estos últimos 5 años, quien me ha comprendido y quien me ha hecho ver las cosas muy diferentes a como las veía antes, eres esa persona que siempre me complementó y nunca lo has dejado de hacer. Gracias por cada momento, por más pequeño que este fuese, por cada risa y sonrisa, por todo; te amo tanto.

Nothing in biology makes sense
except in the light of evolution.

Theodosius Dobzhansky

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, la máxima casa de estudios quien me abrió sus puertas, especialmente a la Facultad de Estudios Superiores por las oportunidades que me brindaron en mi estancia en esta gran facultad, que me forjó como ahora soy y como un biólogo.

Le agradezco al Dr. Cristian Alberto Espinosa Rodríguez, mi tutor, quien desde un inicio me brindó su confianza, tiempo, espacio y conocimiento para poder realizar este proyecto, además para hacer de mí una mejor persona.

También agradezco a los Drs. Sarma, quienes me aceptaron en un principio en su laboratorio y de quienes aprendí mucho académicamente, personalmente y culturalmente, el tiempo que estuve con ellos.

Además, al Dr. Alfonso Lugo Vázquez, la Dra. Rosario Sánchez Rodríguez y a la M. en C. Laura Peralta Soriano por haberme aceptado en su laboratorio y por todas las enseñanzas que me han proporcionado.

A mi comité evaluador, Dra. Nandini Sarma, al Dr. Alfonso Lugo Vázquez, el Dr. Jorge Jiménez Contreras y la M. en C. Ligia Rivera de la Parra por su valioso tiempo, sus comentarios, críticas constructivas y sus enseñanzas para hacer de este trabajo lo mejor posible.

Un agradecimiento a la Subcoordinación de Hidráulica Ambiental del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y a la Fundación Gonzalo Rio Arronte por el apoyo económico. A los técnicos del IMTA, en especial el biólogo Rubén Huerto Delgadillo, por hacer posible este trabajo, siendo ellos parte fundamental en la logística y procesamiento de muestras, tanto en campo como en laboratorio.

A la M. en C. Mónica Chico Avelino, quien siempre me apoyó en lo que fuera, aunque no fuera parte de mi comité y quien realizó el bello mapa del Lago de Pátzcuaro que en este trabajo se ilustra.

A mis compañeros con los que compartí el laboratorio de Zoología acuática: César, Rosa, Uriel, Gerardo, Alma, Toño Jiménez, Michael, Toño nauplii, Brenda, Carlos, Nayeli, Andrea, Meetzli, Mayra, Denise Leticia, Alejandro, Karina, Tony, Paulo y a todos los que estuvieron presentes mientras yo estuve ahí.

A mis compañeros del Grupo de Investigación de Limnología Tropical, en especial a: Iván, Alan, Meztli, Itzel, Diana, Diana *clarkii*, Lupita, Luz y Marco.

Índice

Resumen	1
Abstract.....	3
Introducción.....	5
Antecedentes	10
Justificación.....	13
Objetivos	14
Área de estudio.....	15
Materiales y métodos	16
Resultados	22
Discusión	39
Conclusiones	46
Literatura citada.....	47
Anexo	56

Resumen

A medida que la actividad humana aumenta, el impacto ambiental también lo hace y el capital ecológico disminuye, por lo que la necesidad de administrar los recursos se convierte en un punto cada vez más crítico, este es el caso del recurso más importante para cualquier organismo, el agua. Este recurso es utilizado para la recreación, producción de alimentos, industria, uso agrícola, generación de energía eléctrica y el consumo directo. Estos usos contribuyen a su disminución y contaminación, lo que repercute en un problema ambiental y de salud. La evaluación de la contaminación del agua es un tema multidisciplinario y que puede ser abordado de distintas maneras, una de ellas es con el uso de los bioindicadores, estos son especies o comunidades que, por su presencia o ausencia, proveen información sobre el entorno físico, químico y/o biológico de un sitio particular. El zooplancton ha sido ampliamente utilizado como organismos bioindicadores de contaminantes en sistemas acuáticos. Recientemente, el Lago de Pátzcuaro ha carecido de un monitoreo de la calidad del agua y la alternativa que en este estudio se plantea es la evaluación de las especies de zooplancton bioindicadoras y su relación con la calidad del agua. Además, se compararon índices de calidad del agua basados en estos organismos y se determinó cuál es el que se ajusta mejor a este lago. Para esto, se realizaron seis recolectas bimestrales de zooplancton y se midieron también las variables ambientales de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, transparencia, profundidad, alcalinidad, dureza, demanda bioquímica de oxígeno DBO₅, grasas y aceites, nitrógeno amoniacal, nitratos, coliformes totales y fecales, sustancias activas al azul de metileno, fosfatos totales, cloruros, sólidos suspendidos y disueltos totales y turbiedad, en 13 sitios del Lago de Pátzcuaro y afluentes, a lo largo de abril de 2017 a marzo de 2018. Se determinaron 91 especies de zooplancton, 75 pertenecientes a los rotíferos, 13 cladóceros y 3 copépodos. La mayor diversidad de Shannon-Wiener se observó en Urandenes, Embarcadero y Río Tzurumútaró, con un promedio de 3.1, 3.2 y 2.6 bits.ind⁻¹, respectivamente. De acuerdo al análisis de componentes principales y al análisis de correspondencia canónica, los parámetros ambientales que explicaron más las diferencias en la calidad de los sitios y los que mayor relación tenían con las especies, ya sea, negativa o positivamente fueron la DBO₅, coliformes fecales y totales. Las especies pertenecientes a la familia Brachionidae fueron los más dominantes y los que más se relacionaron a la contaminación dentro y fuera del lago de Pátzcuaro. Los índices utilizados, no se ajustaron a las condiciones del Lago, con excepción del Valor Indicador (Ind/Val), el cual arrojó 22 especies indicadoras para los sitios dentro del lago y tres especies indicadoras para los afluentes; además, se observaron cambios morfológicos, posiblemente teratogénicos, en las espinas de *Keratella cochlearis* y *K. americana* asociados a procesos de contaminación. Los resultados biológicos, físicos y químicos,

contribuyen a enriquecer el inventario biológico del sitio y brindar información de las variables ambientales registradas en el cuerpo de agua, además, qué índice podría llegar a ser utilizado para posteriores estudios. Con esto, una nueva alternativa para evaluar la contaminación en algunas áreas de este lago es la presencia de cambios morfológicos en las espinas de los organismos de *Keratella cochlearis*. Aún es desconocida la presencia y concentración de algunas sustancias tóxicas dentro del lago de Pátzcuaro, así como las posibles consecuencias que pudieran tener sobre otras poblaciones de organismos y sobre el ecosistema. Debido a esto, se vuelve necesario el establecimiento de programas de monitoreo de contaminantes y biota, así como un manejo del lago para amortiguar efectos nocivos de la contaminación.

Abstract

As human activities increase, the environmental impact also increases and ecological capital decreases, so the need for resources management becomes an increasingly critical point, this is the case of the most important resource for any organism, water. This resource is used for recreation, food production, industry, agriculture, electric power generation, and direct consumption; all of which, contribute to its reduction and contamination and has an impact on environmental and health issues. The assessment of water pollution is a multidisciplinary issue and can be addressed in different ways, one of them is the use of bioindicators, these are species or communities that, by their presence or absence, provide information about the physical, chemical and/or biological environment of a particular site. Zooplankton has widely been used as bioindicator organisms of contaminants in aquatic ecosystems. Recently, Lake Pátzcuaro has lacked water quality monitoring and the alternative proposed in this study is the evaluation of bioindicator zooplankton species and their relationship with water quality. Besides, water quality indices based on these organisms were compared and the one that better fits the waterbody of the study was determined. For this, six bimonthly zooplankton collections were made and environmental variables of temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, transparency, depth, alkalinity, hardness, biochemical oxygen demand BOD₅, fats and oils, ammoniacal nitrogen, nitrates, total and fecal coliforms, methylene blue active substances, total phosphorus, chlorides, suspended and dissolved total solids and turbidity were registered, in 13 sites of Lake Pátzcuaro and influents, from April 2017 to March 2018. 91 zooplankton species were determined, 75 rotifers, 13 cladocerans, and 3 copepods. The greatest Shannon-Wiener diversity value was registered in Urandenes, Embarcadero, and Río Tzurumútaró, with an average of 3.1, 3.2 and 2.6 bits.ind.⁻¹, respectively. According to the principal components analysis and the canonical analysis of correspondence, the environmental parameters that explained most differences in the quality of the sites and those that had the greatest relationship with the species, either negatively or positively, were BOD₅, fecal and total coliforms. All dominant species belong to the Brachionidae family. This family also were the most related to pollution conditions either on the inside or in the influents of the Lake. The indices used were not adjusted to Lake conditions, except for the Indicator Value (Ind/Val), which showed 22 indicator species for sites within the lake and three indicator species for influents; also, morphological changes were observed in the spines of *Keratella cochlearis* and *K. americana*. The biological, physical, and chemical results, contributed to enrich the database of the site and provide information on the environmental variables measured in the waterbody, in addition, it could be used for further studies. An emerging alternative tool for evaluating contamination in some areas of the lake is the presence of

morphological changes in the spines of *Keratella cochlearis*. It is not well known the presence and concentration of some toxic substances inside the lake, nor the consequences that these could have on other biological populations and ecosystem. Hence, it is necessary to establish monitoring programs of contaminants and biota as well as lake management to reduce the negative effects of contamination.

Introducción

A medida que la complejidad del impacto antropogénico sobre el ambiente incrementa y el capital ecológico disminuye, la necesidad de administrar los recursos se convierte en un punto cada vez más crítico (Cairns *et al.*, 1993). El agua no está exenta de estas presiones pues, el humano, hace uso de ella de diferentes maneras, como recreación, producción de alimentos, uso industrial, agrícola, generación de energía eléctrica y el consumo directo. Cada uno de estos usos implica un cierto deterioro y contaminación del recurso debido a varios tipos de contaminantes, que al ser vertidos en distintos cuerpos de agua provocan, de igual manera, un deterioro de los mismos (Sládeček, 1983).

Alrededor del 2.6% del volumen total de agua de la Tierra consiste en agua dulce. Este porcentaje se encuentra distribuido en lagos, ríos, humedales, glaciares, como capas de hielo y zonas subterráneas. Los tres primeros cuerpos de agua mencionados tienen un mayor consumo humano y representan un hábitat para una gran diversidad de organismos, comprenden aproximadamente un área de 113000 km³ o alrededor de 0.3% de las reservas mundiales de agua dulce. El 99.7% restante de esta agua aprovechable para consumo humano no se encuentra disponible, distribuyéndose en los glaciares y las capas de hielo (76.4%) o zonas subterráneas (22.8%) (Kalff, 2002).

Tanto el agua dulce como salada son ambientes para muchos organismos, y muchos otros están compuestos de esta; pero no sólo es un compuesto que constituye a los individuos, sino que la necesitan para crecer, realizar actividades e incluso, reproducirse (Dodds & Whiles, 2010). Debido al constante incremento de la población y la actividad humana, los ambientes naturales se han encontrado sujetos a numerosos cambios, estos cambios modifican la calidad del agua y generalmente, causan afectaciones a las especies que ahí se encuentran (Vitousek *et al.*, 1997; Costa *et al.*, 2016).

La calidad del agua es un término difícil de definir, llega a ser imposible de medir en números absolutos, pero se ha hecho un esfuerzo por tener una definición de este término para centralizar el efecto que las alteraciones que se dan en los ambientes acuáticos tienen sobre los organismos; la UNESCO, en 1992, define la calidad del agua como las propiedades físicas, químicas, biológicas y organolépticas del agua y estas dependen del uso que se le dará a este recurso.

A lo largo de los años, se han realizado numerosos estudios globales para evaluar el impacto de los afluentes domésticos e industriales en los ecosistemas acuáticos. Estos afluentes pueden provocar acumulación de sustancias tóxicas en el ambiente abiótico que pueden diseminarse a

diferentes niveles tróficos, dando como resultado la muerte, cambios fisiológicos y/o morfológicos en todos los organismos (Moon *et al.*, 1994; Eschenhagen *et al.*, 2003; Rocchetta *et al.*, 2014).

La contaminación, por definición, es cualquier cambio físico, químico o biológico que aparece en la naturaleza y modifica la condición natural del ambiente o del uso que se le iba a dar. Por otro lado, un contaminante es toda aquella materia química o biológica que, al incorporarse al medio, puede alterar o modificar sus características naturales. Sabiendo esto, la contaminación por nutrientes puede alterar la estructura y la función en todos los hábitats acuáticos, esta alteración, debido a una alta concentración no natural de nutrientes, es llamada eutrofización. Este incremento puede ser producto de la actividad humana (eutrofización cultural) o puede ocurrir de manera natural. (Dodds & Whiles, 2010).

Históricamente, el alemán Weber, en 1907, propuso los términos “eutrophe”, “mesotrophe” y “oligotrophe” para describir diferentes estados de la flora en las turberas (humedal ácido con acumulación de materia orgánica) a medida que cambiaban con el tiempo a través de la acumulación de material. Naumann, para 1919, usó los términos de Weber para caracterizar las aguas en Suecia como oligotróficas, mesotróficas o eutróficas, basándose en su contenido de nutrientes minerales similares a las aguas dulces o salobres y marinas dependiendo de su contenido de sal (Dokulil & Teubner, 2011). La clasificación trófica de los lagos está basada en la división de un continuo en una serie de categorías llamadas estado trófico; el estado trófico de los lagos indica la actividad y productividad biológica (Ejsmont-Karabin, 2012).

Durante las primeras etapas de formación, los cuerpos de agua están en estado de oligotrofia y soportan una vida acuática deficiente, es decir, dominado por algunas especies aptas para esas condiciones, debido a la ausencia de nutrientes. El enriquecimiento del agua con nutrientes minerales, como nitrógeno (N) y fósforo (P) causa la transformación de cuerpos de agua de etapa oligotrófica a mesotrófica, eutrófica y finalmente hipertrófica, así como la fluctuación de la clorofila *a* y la transparencia. Respectivamente, la fase mesotrófica exhibe niveles intermedios y ricos de nutrientes y muestran problemas de calidad del agua crecientes y graves. Mientras que, la fase eutrófica e hipertrófica es el enriquecimiento excesivo del ecosistema acuático y terrestre con fuentes antropogénicas de nutrientes que se denomina eutrofización, que se ha identificado como la causa principal de la alteración de la calidad del agua superficial (Carlson, 1977; Khan & Mohammad, 2014). Esta alteración y aumento en los nutrientes en un sistema acuático también provoca una fuerte proliferación de fitoplancton, entre ellos las cianobacterias, estas a su vez provocan una disminución en la concentración de oxígeno cuando mueren y se transforman en materia orgánica, lo que repercute en la diversidad de los organismos aerobios y en las redes

tróficas, lo que produce efectos ecológicos y toxicológicos para la biota y la salud humana (Briand *et al.*, 2003; Vela *et al.*, 2007; Camargo & Alonso, 2007).

La calidad del agua puede ser modificada no solo por los nutrientes que son vertidos a los cuerpos de agua, sino también por sedimentos, que producen una turbidez en la columna de agua y aumentan el dominio de algunas especies de productores primarios, y por contaminantes biológicos, como es el caso de los coliformes totales y fecales. Los coliformes totales se definen como bacterias Gram negativas en forma bacilar que fermentan la lactosa a temperatura de 35° a 37° C y producen ácido y gas (CO₂) en 24 h, aerobias o anaerobias facultativas. Entre ellas se encuentran *Escherichia coli*, *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*. Mientras que los coliformes fecales o termotolerantes están constituido por bacterias Gram-negativas capaces de fermentar la lactosa con producción de gas a las 48 h. de incubación a 44.5 ± 0.1°C. Este grupo no incluye una especie determinada, sin embargo, la más abundante es *Escherichia coli*; las bacterias coliformes son bacterias indicadoras que por sí mismas no son peligrosas pero su presencia indica la posibilidad de que estén presentes otras bacterias patógenas como *E. coli* (Camacho *et al.* 2009).

El aumento de este tipo de microorganismos está relacionado con cambios dramáticos en el ambiente y en la población, incrementados por los procesos de urbanización, la expansión de la pobreza, la ocupación de regiones no habitadas anteriormente y el movimiento creciente de animales y de productos de origen animal (Campos, 2003).

Por esto, el estudio de la contaminación acuática es principalmente un fenómeno biológico y antropogénico; sus efectos tienen una repercusión sobre los organismos que habitan en ese sistema; además, en aspectos físicos y químicos que alteran sus características, debido a que los desechos domésticos e industriales se vierten a estos ecosistemas acuáticos sin tratamiento previo o pobremente tratados, y su calidad desde el punto de vista del uso humano no es el óptimo, es decir, no es utilizable para muchos criterios, como uso recreativo o, incluso, el consumo humano,. Para esto, se ha desarrollado la utilización conjunta de métodos físicos, químicos y biológicos (bioindicadores) para una evaluación de la calidad del agua (Nogrady *et al.*, 1993; Sardiñas *et al.*, 2006).

Los métodos biológicos, presentan algunas ventajas sobre los análisis físicos y químicos, pues permiten la detección, la evaluación de la intensidad y de la extensión de la contaminación en un medio receptor; la determinación de la calidad biológica de un sistema acuático, o de su grado

de contaminación, está basada en el estudio de los efectos de la contaminación sobre el conjunto de los organismos que viven en las aguas dulces (Rodier, 1990).

El monitoreo por medio de bioindicadores podría ser una herramienta ideal para evaluar el impacto de los afluentes en el medio ambiente antes de que el daño alcance niveles mayores. Los bioindicadores son organismos, que, por su presencia, proveen información sobre el entorno físico y/o químico circundante en un sitio particular. Estos bioindicadores pueden estar relacionados con la química del agua, conocida como calidad del agua. La base de las especies como bioindicadores reside en su preferencia (o tolerancia) a ambientes particulares, además de su capacidad para crecer y superar a otros organismos en condiciones particulares de calidad del agua, además, responden de forma rápida a cambios en el ambiente (Van Gestel & Van Brummelen, 1996; Bellinger & Sigeo, 2010). Debido a su corto ciclo de vida, la mayoría de los microorganismos planctónicos se consideran excelentes bioindicadores de los cambios ambientales, ya que responden rápidamente a los cambios en el ambiente acuático donde se ubican (Ji *et al.*, 2013; Parmar *et al.*, 2016). Los indicadores biológicos se deben seleccionar de acuerdo a algunos criterios, además de los ya mencionados, como: tener una vida sedentaria, alta abundancia y amplia distribución, tener un procedimiento simple de identificación y muestreo, poseer una determinada tolerancia a contaminantes, que la población sea estable y tener una alta capacidad de acumulación de factores ambientales (Ravera, 2001; Buszewski *et al.*, 2002); las especies sensibles a los cambios ambientales generalmente se eliminan, mientras que las especies más resistentes muestran altas tasas de crecimiento de la población (Bellinger & Sigeo, 2010).

Los organismos bioindicadores comenzaron a ser utilizados desde finales del siglo XIX y principios del siglo XX; actualmente también son empleados para conocer la calidad del agua y se ha encontrado que su uso simplifica en gran medida las actividades de campo y laboratorio. Es importante señalar que no desplaza en lo absoluto a otras herramientas para la evaluación de la calidad del agua, sino que las complementa (Pesson, 1979).

El uso del plancton como bioindicador se ha aplicado en el tratamiento de aguas residuales (Amengual-Morro *et al.*, 2012), en diferentes tipos de ecosistemas dulceacuícolas como lagos (Rosas *et al.*, 1993; Paturej, 2006), embalses (Díaz-Pardo *et al.*, 1998; Gazonato *et al.*, 2014) y ríos (Costa *et al.*, 2016), así como en ecosistemas marinos (Bianchi *et al.*, 2003) de ambientes tropicales, subtropicales y templados.

Dentro del plancton, el zooplancton desempeña un papel clave en la transferencia de energía entre los productores primarios y los niveles tróficos superiores y responde de manera diferente a los cambios ambientales (Dussart, 1964; Eckblad, 1978; Jeppesen *et al.*, 2011). Además, el monitoreo rutinario general de las comunidades biológicas es confiable y relativamente económico en comparación con el costo de evaluar contaminantes tóxicos (Singh *et al.* 2013). Alrededor del mundo se han desarrollado muchos índices de bioindicadores para la calidad del agua, sin embargo, se ha observado que muchos de estos no se ajustan a las condiciones observadas en los sistemas acuáticos tropicales y subtropicales (Cunha *et al.*, 2013), por lo que es necesario una evaluación previa de los mismos antes de aplicarlos.

Antecedentes

El valor del zooplancton como indicador de las condiciones ecológicas se deriva de su posición en la red trófica, encontrándose entre los reguladores top-down (peces) y los factores bottom-up (fitoplancton), proporcionando así información sobre la importancia relativa del control de los sistemas descendente (top-down) y ascendente (bottom-up) y su impacto en la claridad del agua. (Yoshida *et al.*, 2003; Jeppesen *et al.*, 2011).

Para evaluar y monitorear la contaminación acuática en ríos y lagos se han propuesto diferentes métodos, dirigidos a diferentes organismos indicadores, uno de ellos es la utilización de índices de similitud de comunidades de rotíferos asociados a variables determinantes del nivel trófico en lagos (clorofila *a*, fósforo total y transparencia de Secchi), método utilizado por Duggan *et al.*, en 2001.

Así mismo, Sládeček (1983), propuso una relación entre dos géneros de rotíferos para conocer las condiciones tróficas de cuerpos de agua con características lénticas; estos géneros son *Brachionus* y *Trichocerca*, el primero está más relacionado a aguas eutróficas y el segundo a aguas oligotróficas.

En 2012, Ejsmont-Karabin, realizó un estudio en donde evaluó la utilidad de la abundancia de rotíferos y la composición de especies como indicadores del estado trófico de diferentes lagos en diferentes años y propuso un índice para la evaluación del estado trófico de lagos con estratificación y lagos polimícticos poco profundos.

Utilizando los índices de estado trófico propuestos por Ejsmont-Karabin (2012) y Sládeček (1983), González-Gutiérrez *et al.*, en 2017, determinaron el nivel trófico de los lagos ubicados en la Reserva de la Cantera Oriente a 2240 msnm. Obtuvieron un valor medio menor a 40 TSI_{ROT} , determinando que el cuerpo de agua es mesotrófico, pero la relación *Brachionus:Trichocerca* les arrojó que el lago es oligotrófico.

Por otro lado, Sharma *et al.*, en 2017, determinaron la riqueza de especies de rotíferos en cuatro llanuras de inundación de la cuenca del río Brahmaputra en el noreste de la India y utilizaron a estos pseudocelomados para evaluar el estado trófico y caracterizar las variaciones del hábitat por medio de los coeficientes L/B (*Lecane:Brachionus*), B/T (*Brachionus:Trichocerca*) y por correspondencia canónica. Ellos mencionan que la relación L/B es un atributo del ecosistema que ayudan a determinar la naturaleza de la muestra (planctónica y litoral) mientras que B/T ayuda a establecer un estado trófico en sistemas lóticos y lénticos.

En el caso particular del lago de Pátzcuaro, se tiene como primer registro a Uéno, en 1939, el cual caracterizó la estructura del plancton, encontrando que, para el fitoplancton, *Ceratium hirundinella* era la especie más representativa del lago, teniendo un 70% de la composición del plancton; además, reportó otras microalgas bastante abundantes (*Pediastrum clathratum* y *Surirella*). El otro 30% restante correspondía al zooplancton y otras especies del plancton autótrofo. El zooplancton estaba compuesto de 17 especies, más de la mitad correspondió a los rotíferos, seguido de cladóceros y finalmente copépodos; la transparencia del lago obtenida en este primer registro se situó alrededor de 50 cm.

De Buen, en 1941, reportó 25 especies de zooplancton; los rotíferos estaban representados por los géneros: *Brachionus*, *Keratella*, *Trichocerca*, *Asplanchna*, *Conochilus*, *Pedalia* (*Hexarthra*) y *Polyarthra*; para los cladóceros se encontraban los géneros: *Bosmina*, *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, y *Diaphanosoma*; por último, los géneros de los copépodos eran: *Diaptomus* (*Mastigodiaptomus*), *Thermocyclops* y *Tropocyclops*.

Osorio-Tafall (1944) documentó la primera aparición de cianofíceas en el lago de Pátzcuaro, él mencionó que la abundante aparición de estas mixofíceas, dominadas por la especie *Anacystis rupestris* = *Aphanothece stagnina*, solo sucede durante mayo y junio debido al enriquecimiento de nutrientes. También menciona que el fitoplancton muestra notables cambios a lo largo del año siendo dominantes las diatomeas (*Melosira granulata* y *Surirella*), varias especies de *Pediastrum* y *Ceratium hirundinella*. Además, agregó y modificó la lista de especies de zooplancton encontradas en el lago de Pátzcuaro, teniendo 24 especies de rotíferos, siete cladóceros y seis especies de copépodos.

Sánchez-Chávez *et al.*, en 2016, evaluaron la calidad del agua por medio del ICA (Índice de Calidad del Agua) y el estado trófico, por medio del índice de Carlson, del lago de Pátzcuaro. Encontraron una reducción de la calidad del agua en comparación con estudios anteriores (Chacón-Torres, 1993) la cual asociaron con la baja riqueza de especies encontrada (14 especies de zooplancton).

En el mismo año, Tomasini *et al.* en 2016 realizaron un estudio de monitoreo de los afluentes que se vierten al lago, analizando la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos sedimentables (Ssed), grasas y aceites (GyA), nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt), coliformes fecales (CF) y huevos de helminto (HH). Con esto, encontraron que la zona norte dentro del lago es la más contaminada y que la mayoría de los puntos analizados no cumplen con los límites máximos permisibles de la NOM-

001-SEMARNAT-1996. Además, por la evaluación de la concentración de microcistinas, observaron que el agua del lago siempre estuvo con probabilidades relativas de tener un efecto dañino a la salud; infiriendo que, debido al mal control de las descargas, el lago podría pasar de un estado eutrófico a hipereutrófico.

Justificación

El lago de Pátzcuaro tiene una gran importancia para la población humana que se desarrolla en su periferia, esta importancia radica en su gran tamaño, su cultura, la económica y la vasta diversidad biológica que se puede encontrar en este cuerpo de agua. A pesar de eso, es un sistema donde la calidad del agua ha venido decayendo en las últimas décadas debido al incremento de la entrada de aguas residuales, la urbanización y al incremento de la erosión debido a la deforestación y la agricultura. Como consecuencia, su nivel trófico, así como la presencia de contaminantes, ha incrementado drásticamente en los últimos años. Debido a esto, cualquier tipo de cambio ambiental podría tener varias consecuencias sobre la comunidad del zooplancton, provocando la desaparición de algunas especies y/o el incremento de especies oportunistas. Además, el lago presenta características heterogéneas, es decir, existe una diferente composición, presentando unas zonas más conservadas que otras y las especies hasta ahora reportados para este sitio no representan el potencial de diversidad que podría haber. Debido a esto, dependiendo del sitio, se esperaría encontrar diferencias en la presencia y ausencia de ciertas especies, así como variaciones en las abundancias de las mismas, lo cual se puede relacionar a condiciones específicas de cada uno de los sitios analizados.

Objetivos

General:

- Evaluar las potenciales especies de zooplancton bioindicadoras de la calidad del agua del Lago de Pátzcuaro y sus afluentes.

Particulares:

- Cuantificar la variación espacial y temporal de parámetros ambientales dentro del lago y en afluentes.
- Evaluar la variación espacial y temporal en la estructura de la comunidad del zooplancton.
- Establecer la relación que existe entre este grupo de organismos y la calidad del agua del Lago de Pátzcuaro.
- Comparar diferentes índices de bioindicadores para la calidad del agua.

Área de estudio

El Lago de Pátzcuaro (Figura 1) es un lago circadiomóctico (Bernal-Brooks, 2002) recientemente clasificado como eutrófico (Reynolds, 1997; Sánchez-Chávez *et al.*, 2016), está ubicado en la parte central de México a una altitud de 2035 msnm. Este lago (97.5 Km²) se encuentra en una cuenca endorreica (1096 Km²) entre los paralelos 19°32' y 19°42' de latitud norte y los meridianos 101°32' y 101°43' de longitud oeste, tiene una profundidad media de 4.7 m y máxima de 12.0 m (Alcocer & Bernal-Brooks, 2010; Córdova-Tapia *et al.* 2015).

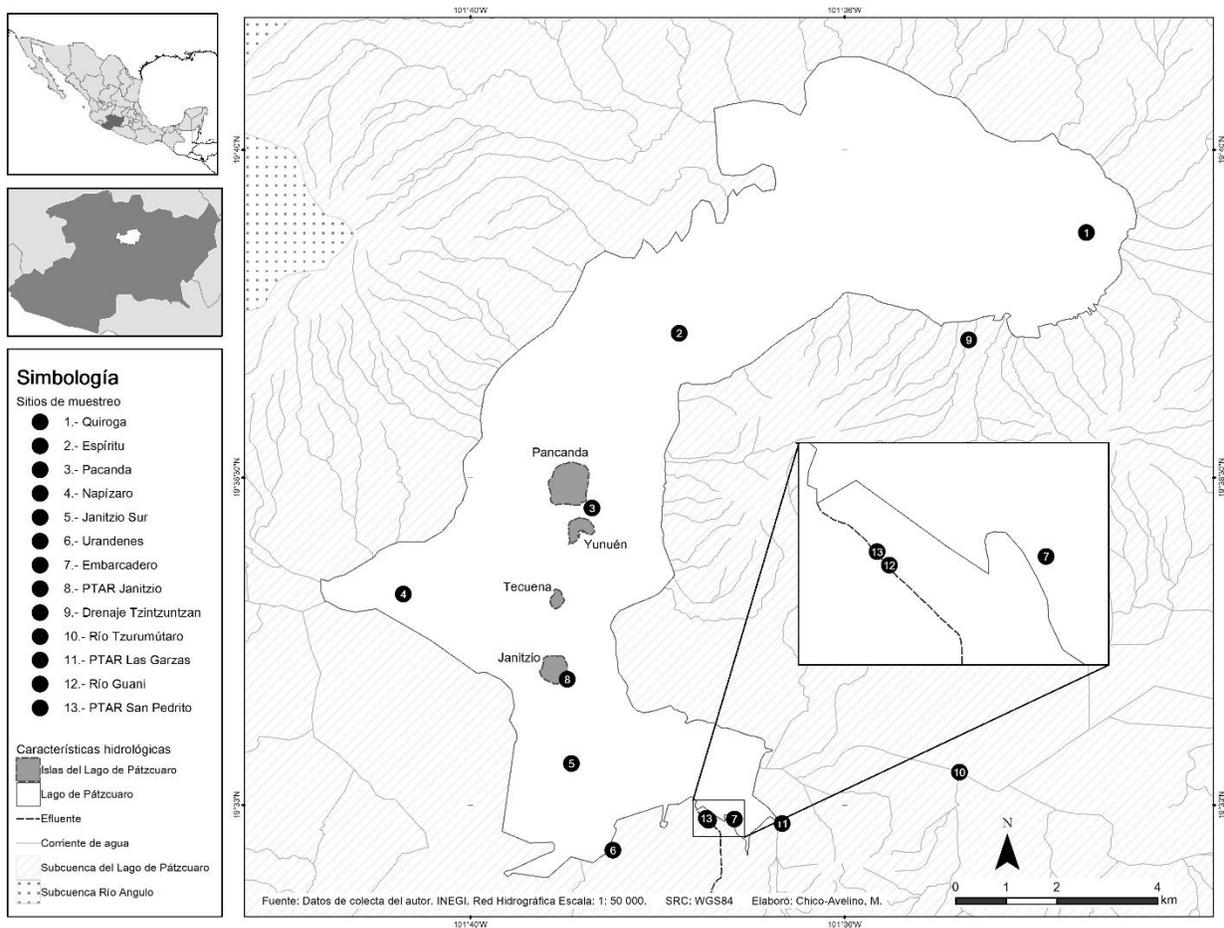


Figura 1. Estaciones de muestreo, siete dentro del lago de Pátzcuaro y seis en su periferia.

Se ha reportado que este lago llega a presentar limitación por nitrógeno (Bernal-Brooks *et al.*, 2014), además, Tomasini-Ortiz *et al.*, (2012), reportaron que desde 2006 hasta 2011, se han encontrado densidades muy altas de cianobacterias ($> 1 \times 10^7$ cels.ml⁻¹) asociadas a toxicidad por microcistinas, lo cual representa un grave riesgo a la salud, siendo los sitios de Quiroga, Pacanda, Embarcadero y Espíritu los más afectados.

Materiales y métodos

Las muestras para los análisis físicos, químicos y biológicos se tomaron cada tercer mes durante el periodo de abril 2017 a marzo de 2018. En cada muestreo se tomaron siete muestras pelágicas, tres muestras en zonas con Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), dos muestras en ríos y una en una zona de drenaje (Figura 1); con lo cual se obtuvieron un total de 78 muestras para análisis de las variables ambientales y 78 para zooplancton. Las muestras para evaluar la calidad del agua fueron colectadas por los técnicos de calidad del agua del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) para su debido procesamiento, de manera similar durante todos los muestreos. Las variables ambientales a monitorear se muestran en la Tabla 1, estas se realizaron según las Normas Mexicanas y Standard Methods (Clesceri *et al.*, 1999).

Tabla 1. Parámetros ambientales que se medirán durante el estudio y sus unidades.

PARÁMETROS	UNIDADES	MÉTODO
TEMPERATURA	°C	NMX-AA-007-SCFI-2013
POTENCIAL HIDRÓGENO (pH)	[-log H ⁺]	NMX-AA-008-SCFI-2016
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE)	µS.cm ⁻¹	NMX-AA-093-SCFI-2000
OXÍGENO DISUELTO (OD)	mg.L ⁻¹	
TRANSPARENCIA	cm	Disco de Secchi
PROFUNDIDAD	m	Multiparamétrico HANNA
ALCALINIDAD (A)	mg.L ⁻¹ de CaCO ₃	NMX-AA-036-SCFI-2001
DUREZA TOTAL	mg.L ⁻¹ de CaCO ₃	NMX-AA-072-SCFI-2011
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO ₅)	mg.L ⁻¹	NMX-AA-028-SCFI-2001
GRASAS Y ACEITES	mg.L ⁻¹	IMTA-CAQAF6-23
NITRÓGENO AMONIACAL (NH ₃)	mg.L ⁻¹	STD Methods APHA,1995
NITRÓGENO EN NITRATOS (NO ₃ ⁻¹)	mg.L ⁻¹	NMX-AA-079-SCFI-2001
COLIFORMES TOTALES (CT)	NMP.100mL ⁻¹	NMX-AA-042-SCFI-2015
COLIFORMES FECALES (CF)	NMP.100mL ⁻¹	NMX-AA-042-SCFI-2015
SUSTANCIAS ACTIVAS AL AZUL DE METILENO (SAAM)	mg.L ⁻¹	NMX-AA-039-SCFI-2001

FOSFATOS TOTALES (PO ₄ ⁻³)	mg.L ⁻¹	NMX-AA-034-SCFI-2015
CLORUROS (CL-1)	mg.L ⁻¹	NMX-AA-073-SCFI-2001
SÓLIDOS SUSPENDIDOS (SS)	mg.L ⁻¹	NMX-AA-034-SCFI-2015
SÓLIDOS DISUELTOS (SD)	mg.L ⁻¹	NMX-AA-034-SCFI-2015
TURBIEDAD (T)	UNT	NMX-AA-038-SCFI-2001

Muestreo de zooplancton

En cada muestra pelágica y en uno de los ríos se filtraron 80 litros de agua superficial y en los demás sitios se filtraron 20 litros a través de una red zooplanctónica de 50 µm de apertura de malla. Se concentró la muestra en 180 mililitros y se agregaron 22 mililitros de formaldehído al 37%, para que la muestra quedara fijada al 4%. Se etiquetó con los datos de la localidad, hora, sitio y fecha. Posteriormente en el laboratorio se identificaron y cotejaron las especies con la ayuda de un microscopio estereoscópico, un microscopio óptico y claves especializadas para cada grupo. En los casos en que los organismos tenían una cutícula blanda y no era posible identificarlos, se procedió a disolverlos con hipoclorito de sodio para su identificación por medio del trophi (Koste, 1978; Benzi, 2005; Segers, 2007; Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008; Sarma & Nandini, 2017), después se determinó su abundancia con una cámara de Sedgwick-Rafter y un microscopio invertido. Se realizó un conteo total de tres alícuotas para las muestras dentro del lago y para los efluentes se contaron seis.

Análisis de datos

Con los datos de los parámetros físicos y químicos se realizó un análisis clúster con distancias euclidianas, con previa transformación logarítmica 10+1 para la homogeneización de las unidades y un análisis de PERMANOVA para ver las diferencias entre los sitios muestreados y definir los sitios de referencia para el análisis de valor indicador (Ind/Val). Se analizaron por separado los sitios dentro del lago (pelágicos), de aquellos sitios en los afluentes que descargan al lago. También se realizó, en Past3, un análisis de componentes principales de las variables ambientales de los 13 sitios muestreados para conocer qué variables son las que tienen mayor influencia en las disimilitudes (Legendre & Legendre, 2012).

Una vez identificadas y contabilizadas las especies de zooplancton, se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Krebs, 1999), con el fin de comparar temporal y espacialmente

los datos obtenidos. Además, se realizó un análisis de correspondencia canónica (CANOCO) con el programa CANOCO 4.5 para revisar la relación entre las variables ambientales y las diferentes especies encontradas (Ter Braak, 1986).

Teniendo en cuenta los usos que se le dan al cuerpo de agua, se compararon las variables ambientales medidas con las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-127-SSA1-1994, 1995) y los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89) que establecen las normativas y límites permisibles en cuanto a sus características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas, con los cuales la autoridad competente podrá calificar a los cuerpos de agua como aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, en actividades recreativas con contacto primario, para riego agrícola, para uso pecuario, en acuicultura o para protección de la vida acuática.

Índice Ind/Val

Este índice ha sido ampliamente utilizado en programas de monitoreo diseñados para evaluar el impacto de distintas prácticas de manejo en un sistema. A través de combinar la abundancia relativa de las especies con su frecuencia relativa de ocurrencia en los distintos sitios, se pueden clasificar las especies del plancton en indicadoras y detectoras; las especies que tienen un IndVal igual o mayor a 50 son consideradas como indicadoras, mientras que aquellas con un valor menor que 50, pero mayor o igual que 25, son consideradas como especies detectoras; una especie indicadora es la que presenta mayor especificidad y fidelidad a un hábitat particular, mientras que las especies detectoras responden mejor a los cambios ambientales para más de un hábitat. Es decir, este valor es mayor cuando todos los individuos de una especie son encontrados en un grupo de sitios (similares) y cuando la especie ocurre en todos los sitios de ese grupo (Dufrene y Legendre, 1997; Carmona *et al.*, 2016). Para esto, los sitios se clasificaron en dos grandes grupos (aquellos que tienen una buena calidad del agua y aquellos que tienen una mala calidad del agua, para los sitios pelágicos y los afluentes).

Éste índice se calcula mediante la fórmula:

$$IndVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Donde:

$A_{ij} = N \text{ sitios}_{ij} / N \text{ individuos}_i$

A_{ij} es una medida de especificidad,

$N_{\text{individuos}_{ij}}$ = número promedio de individuos de la especie i en todos los sitios del grupo j .

$N_{\text{individuos}_i}$ = suma de las cifras promedio de individuos de la especie i en todos los grupos.

$B_{ij} = N_{\text{sitios}_{ij}} / N_{\text{sitios}_j}$

B_{ij} es una medida de la fidelidad,

$N_{\text{sitios}_{ij}}$ = número de sitios en grupo j en la que la especie i está presente,

N_{sitios_j} = número total de sitios en el grupo j .

Índice de estado trófico (TSI)

El índice ha sido utilizado para conocer el estado trófico de los lagos dimícticos y polimícticos templados, utilizando la relación entre la concentración de clorofila a , la transparencia del disco de Secchi, el fósforo total y la abundancia de la comunidad de rotíferos. Estos parámetros permiten calcular el estado trófico y caracterizar las comunidades de rotíferos, su estructura y abundancia. Debido a que en este estudio no se realizó la medición de clorofila a y fósforo total, solo se utilizó la variante de las abundancias de los rotíferos encontrados en los diferentes puntos de muestreo, además, como el cuerpo de agua objeto de estudio es polimíctico se ajustó la fórmula utilizada para obtener el valor de estado trófico de trabajos previos (Ejsmont-Karabin, 2012).

$$TSI_{ROT} = 4.64 \ln(N) + 25.36$$

Donde:

N = número de organismos de rotíferos en ind.L⁻¹

Cociente *Brachionus:Trichocerca* ($Q_{B/T}$)

Este índice surgió debido a que el género *Brachionus* (excepto *B. sericus* y *B. plicatilis*) está conectado con aguas eutróficas y el género *Trichocerca* se encuentra en aguas oligotróficas. Este cociente puede ser establecido en cuerpos de agua individuales, de flujo lento o en muestras individuales. El $Q_{B/T}$ es válido para limnoplankton y plancton litoral, pero no puede ser usado para perifiton, debido a que estos géneros no son encontrados en estas condiciones (Sládeček, 1983).

$$Q_{B/T} = \frac{\text{Número de especies de } Brachionus}{\text{Número de especies de } Trichocerca}$$

Valores menores a 1 significan un estado oligotrófico, valores entre 1 y 2 mesotrófico y valores por encima de 2 eutrófico.

Índice de saprobiedad

La cantidad de materia orgánica contaminante que es descompuesta por la acción microbiana es la característica principal del ambiente saprobio y puede condicionar la concentración de oxígeno y otras propiedades físicas y químicas del agua. Las principales comunidades que están asociadas a estas variables ambientales y que tienen una reacción a la descomposición de la materia orgánica son el plancton: litoral, limnético y bentónico; también se encuentran, con menos frecuencia, comunidades propias de los hábitats neuston, pleuston y perifiton (Bick 1964; Curds & Cockburn 1970; Curds 1973; Foissner 1988, 1992; Kolkwitz & Marsson 1909; Sládeček *et al.*, 1981).

Existen diferentes maneras de medir la saprobiedad que un sitio contiene, entre las más utilizadas está el método de Pantle & Buck y el de Zelinka & Marvan (Foissner, 1992)

La metodología utilizada por Pantle & Buck (ISPB)

$$ISPB = \frac{\sum (N \cdot IS)}{\sum N}$$

Donde:

ISPB = índice saprobio de Pantle & Buck (1955).

N = número de organismos de cada especie, frecuencia relativa (1, 3 y 5 poco frecuente, frecuente y abundante respectivamente).

IS = índice individual saprobio (tomado de Sládeček, 1983)

La metodología utilizada por Zelinka y Marvan (ISZM)

$$ISZM = \frac{\sum (N \cdot G \cdot r_i)}{\sum (N \cdot G)}$$

Donde:

ISZM = índice saprobio de Zelinka & Marvan (1961)

N = conteo o estimación del número de individuos de cada especie, utilizando la misma clasificación de frecuencia relativa de Pantle & Buck.

G = peso indicativo de cada especie (tomado de Sládeček, 1983)

r_i = número relativo de una especie en una clase de saprobiedad (tomado de Sládeček, 1983)

Resultados

Los resultados obtenidos para los parámetros físicos, químicos y biológicos se muestran en las tablas 3 y 4. La Tabla 2 corresponde a los parámetros medidos en las estaciones de muestreo dentro del lago, mientras que en la Tabla 3 se muestran los parámetros obtenidos en los afluentes.

Los datos físicos y químicos obtenidos muestran una heterogeneidad en el lago de Pátzcuaro, la variación de algunos parámetros puede agrupar a varios sitios con las mismas características (Quiroga, Espíritu, Pacanda, Napízaro y Janitzio Sur), separándose Urandenes y Embarcadero, esto en los sitios de muestreo dentro del lago. Para los afluentes, cinco de los sitios pueden agruparse de acuerdo a varios parámetros, como la conductividad, cloruros, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), dureza, fosfatos, sólidos disueltos, coliformes fecales, coliformes totales y fósforo total, saliendo de esta agrupación Río Tzurumútaró.

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de parámetros físicos, químicos y biológicos dentro del lago.

	Dentro del lago						
	Quiroga	Espíritu	Pacanda	Napízaro	Janitzio Sur	Urandenes	Embarcadero
pH (-log H⁺)	8.8±0.3	8.4±0.7	8.5±0.7	8.4±0.7	8.4±0.7	7.3±0.4	7.7±0.8
Temp (°C)	19.3±2.4	19.7±3	19.8±3.3	19.9±3.3	20.9±3.3	18.9±3.2	21.3±3.8
Cond (µS.cm⁻¹)	1201.1±366.9	1189.6±372.1	1208.5±359.7	1192.1±372.6	1102.6±300.8	210.1±75.2	750±479.8
OD (mg L⁻¹)	6.6±1.3	7.6±2.9	6.6±0.8	7.39±1.6	5.98±2.9	7.3±1.7	4.6±1.4
Alcalinidad (mg.L⁻¹ CaCO₃)	724.2±517.1	725±516.7	722.2±545.5	727±542.5	659.5±534.1	151.3±84.6	509.5±554.8
Cloruros (mg.L⁻¹)	59.4±7.2	54.6±6	57.4±6.5	56.7±7	47.9±9.	7.2±9.6	30.2±15.8
DBO (mg.L⁻¹)	18.2±33	2.1±1.1	3.2±4.3	3.8±4.7	5±4.8	1.73±0.8	6.71±2.7
Dureza (mg.L⁻¹ CaCO₃)	180.7±13.9	181.2±18.8	182.7±18.3	184±19.9	174.5±22.1	79.5±22.1	156.7±26.1
P-PO₄ (mg.L⁻¹)	1.4±1	0.9±0	0.9±0	1.3±0.8	0.9±0	0.9±0	1±0.3
G y A (mg.L⁻¹)	24.3±3	8.8±0.3	9.1±0.5	8.8±0.3	33.1±59.2	23.5±35.6	8.8±0.3
N-NH₄ (mg.L⁻¹)	0.5±0	0.5±0	0.5±0	0.5±0	0.5±0	0.5±0	0.5±0.1
N-NO₃ (mg.L⁻¹)	0.1±0.1	0.9±1.6	0.4±0.5	0.5±0.	0.2±0.1	0.4±0.2	0.4±0.3
SAAM (mg.L-1)	0.1±0.03	0.1±0.1	0.1±0.05	0.1±0.02	0.1±0.03	0.1±0	0.11±0.02
SST (mg.L⁻¹)	84.8±51.2	37.3±20.1	44.5±19.3	46.6±22.9	57.6±19.9	12.5±10.5	92.5±34
SDT (mg.L⁻¹)	499.5±255.7	513.5±178.1	492.1±197.2	482.7±205.1	455±152.2	139.2±51.1	304±105.5

Coliformes fecales (NMP.100mL⁻¹)	16.5±16.1	18.1±36.6	5.1±4.8	8.8±10.6	91.1±169.6	5.16±2.9	1565±2122.8
Coliformes totales (NMP.100mL⁻¹)	46.5±39.5	51.5±88.5	36.8±43.9	37±34.7	532.5±628.6	430±362.8	3691.6±5781.4
Total-P (mg L⁻¹)	0.3±0.004	0.3±0	0.3±0	0.41±0.2	0.3±0	0.3±0	0.31±0.02
Turbidez (NTU)	78.6±74.3	58.3±8.1	69.1±15.6	80.8±20.8	100±20	5.43±2.6	112.5±29.2
Secchi (cm)	22±7.6	30.5±9.2	27.8±5.4	31.2±8.5	22.9±6.6	80±20	19.2±10.2
Profundidad (m)	2.8±1.9	7.2±0.3	4.9±0.3	2.1±0.4	2.8±0.4	0.8±0.1	1.2±0.2

Tabla 3. Promedio y desviación estándar de parámetros físicos, químicos y biológicos de los afluentes.

	Afluentes					
	PTAR Janitzio	Drenaje Tzintzuntzan	Río Tzurumútaro	PTAR Las Garzas	Río Guani	PTAR San Pedrito
pH (-log H⁺)	7.7±0.3	7.3±0.6	7.4±0.5	7.6±0.3	7.9±0.6	7.5±0.3
Temp (°C)	20.8±2.3	22.51±2.8	19±4.5	21.6±3.2	23.9±3.6	21.2±2.8
Cond (µS.cm⁻¹)	1296.8±729.5	1206.5±523.7	237.4±107.7	963.5±324.4	989.8±572	1231.3±400.2
OD (mg L⁻¹)	5.7±2.2	4.6±2.5	5.9±1.6	4.4±2.5	3.8±1.6	5.62±1.81
Alcalinidad (mg.L⁻¹ CaCO₃)	608.2±415.1	233.5±152.6	129.8±92.2	332.5±273.5	439.4±417	363.7±224.6
Cloruros (mg.L⁻¹)	71.4±41.7	49.2±18.9	16.6±19.3	50.2±24.6	41.6±34.3	91.7±15.7
DBO (mg.L⁻¹)	74.3±70.3	268.8±148.6	1.6±0.7	50.5±77.8	44.5±24.9	280.5±53.9
Dureza (mg.L⁻¹ CaCO₃)	256.2±31.7	180.7±52.2	88.6±17.1	189.7±25.8	169±83.1	147.5±27.3
P-PO₄ (mg.L⁻¹)	25.1±8.5	25.9±10.8	0.9±0	9.9±1.6	10.3±6.1	20.1±4.3
G y A (mg.L⁻¹)	8.8±0.3	58.2±24.6	13±10.3	27.8±27.5	16.1±9.1	60.1±30.6
N-NH₄ (mg.L⁻¹)	14.6±10.6	46.7±22	0.5±0	12.8±11.2	23.5±10.3	30±11.2
N-NO₃ (mg.L⁻¹)	13.5±13.4	0.6±1.3	0.5±0.4	5.1±5.4	0.9±1.9	0.1±0.009
SAAM (mg.L⁻¹)	0.1±0	0.6±0.6	0.1±0.02	0.1±0.04	1.3±1.2	1.3±1
SST (mg.L⁻¹)	141.8±146.8	235.8±175.6	26.9±30.8	20.9±32	37.6±25.7	159.6±104.7
SDT (mg.L⁻¹)	594.2±97.8	378±170.6	213.7±101.3	349.6±115.2	303.1±134.7	471.3±77.9
Coliformes fecales (NMP.100 mL⁻¹)	53846.8±75009.4	39833567.1±57662330	3726.8±8468.8	1265546±3054472.4	928443.3±1044074.5	21616905±43663042.7
Coliformes totales (NMP.100 mL⁻¹)	103859.3±170016.7	39841433.3±57655811	4568.3±8198.1	2701943.5±6032762.3	6075833.3±9239509.9	27152250±44314742.6
Total-P (mg.L⁻¹)	9.5±4.5	10.4±5.3	0.3±0	4.5±1.9	4.3±2.7	8.1±2.9
Gasto (m3.seg⁻¹)	2.5±1.7	9.2±7.9	440.5±138.1	20.8±17.2	*	65.2±24.5

*Por problemas técnicos, estos parámetros no fueron tomados.

Con las variables ambientales se realizó un análisis clúster con distancias euclidianas y un análisis de PERMANOVA para determinar los sitios de referencia a utilizar para el análisis de bioindicadores (dentro del lago y los afluentes). Con una significancia de $p < 0.0001$, se observan tres grupos, siendo el primero Embarcadero, el segundo Urandenes y el tercero los cinco sitios restantes (Figura 2).

Las diferencias entre los grupos conformados por el análisis clúster se deben principalmente a la temperatura, conductividad, DBO, los coliformes totales y fecales, la turbidez y la visibilidad del disco de Secchi. Embarcadero es el sitio más impactado con mayor flujo de lanchas a motor, mientras que Urandenes es el sitio más conservado; además, ambos sitios fueron los que mayor diversidad obtuvieron y los más contrastantes en cuanto a las variables ambientales.

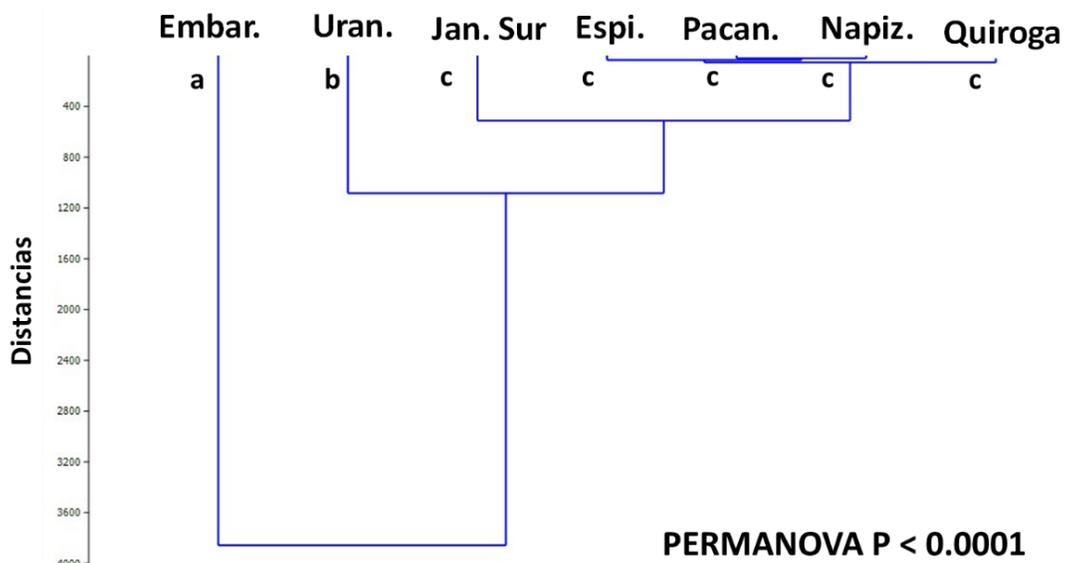


Figura 2. Análisis clúster con distancias euclidianas y PERMANOVA de las variables ambientales dentro del lago.

Para los análisis clúster de los afluentes (Figura 3), de la misma manera se observaron tres grupos distintos, sin embargo, estos no estaban tan diferenciados. Aquí las variables que tuvieron una influencia para la separación de los sitios fueron: conductividad, DBO, fosfatos, nitrógeno amoniacal y los coliformes fecales y totales.

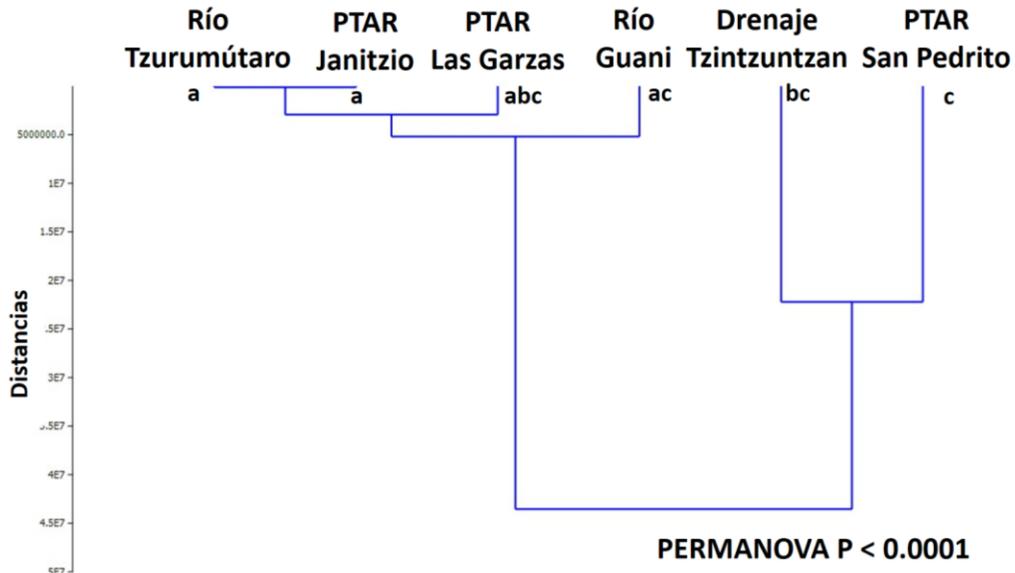


Figura 3. Análisis clúster con distancias euclidianas y PERMANOVA de las variables ambientales de los afluentes.

El análisis de componentes principales (PCA) de las variables analizadas en los siete puntos de colecta ubicados dentro del lago formó dos grupos, los cuales se diferenciaron por la correlación positiva con el pH, los coliformes totales y fecales, la conductividad, la turbidez y la DBO, este grupo estuvo conformado por seis de los siete sitios, exceptuando Urandenes, donde se observó una correlación negativa con estos parámetros. A pesar de que todos los sitios tuvieron una correlación similar, Embarcadero la tuvo más fuerte con los coliformes fecales y totales, por lo que se concluyó en que este sitio fuera el de mala calidad y Urandenes, por otro lado, el de buena calidad (Figura 4).

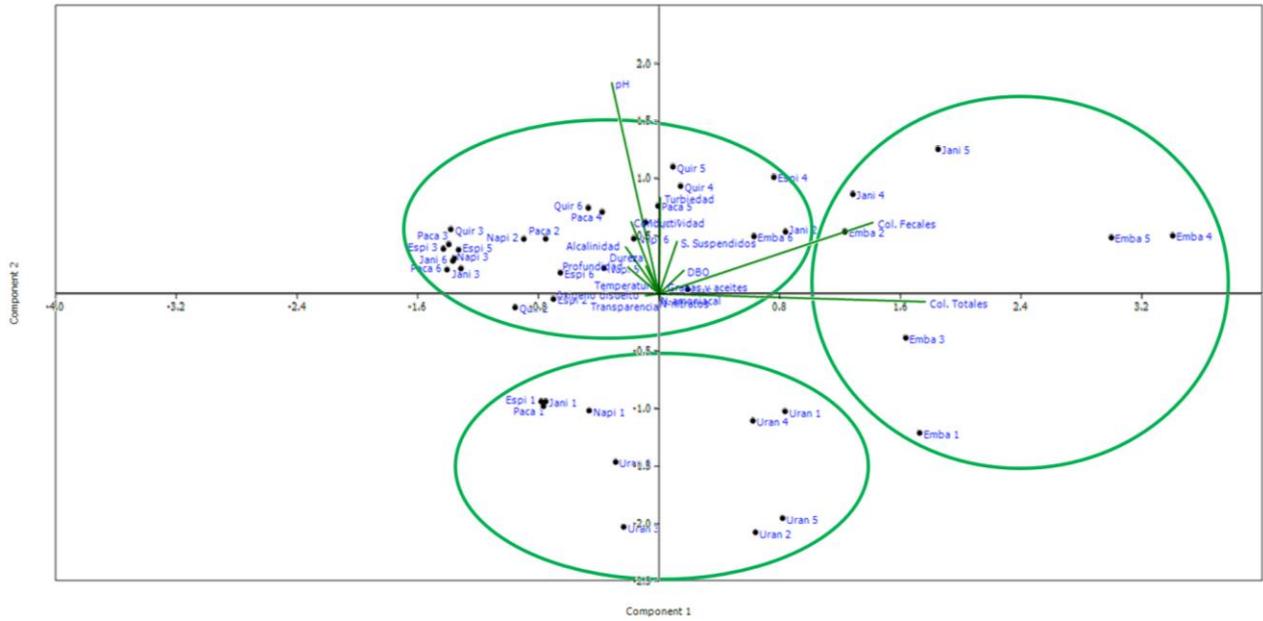


Figura 4. Análisis de componentes principales de las variables ambientales dentro del lago.

Mientras que el PCA de los afluentes arrojó como resultado tres grupos, siendo los coliformes totales y fecales, las variables que explican mejor las diferencias entre los sitios; las plantas de tratamiento de aguas residuales de la isla de Janitzio (en algunos meses) y de San Pedrito, así como el Río Guani y el drenaje Tzintzuntzan, presentan una correlación positiva con estos parámetros, en cambio, el Río Tzurumútaro tiene una correlación negativa con los coliformes totales y fecales (Figura 5).

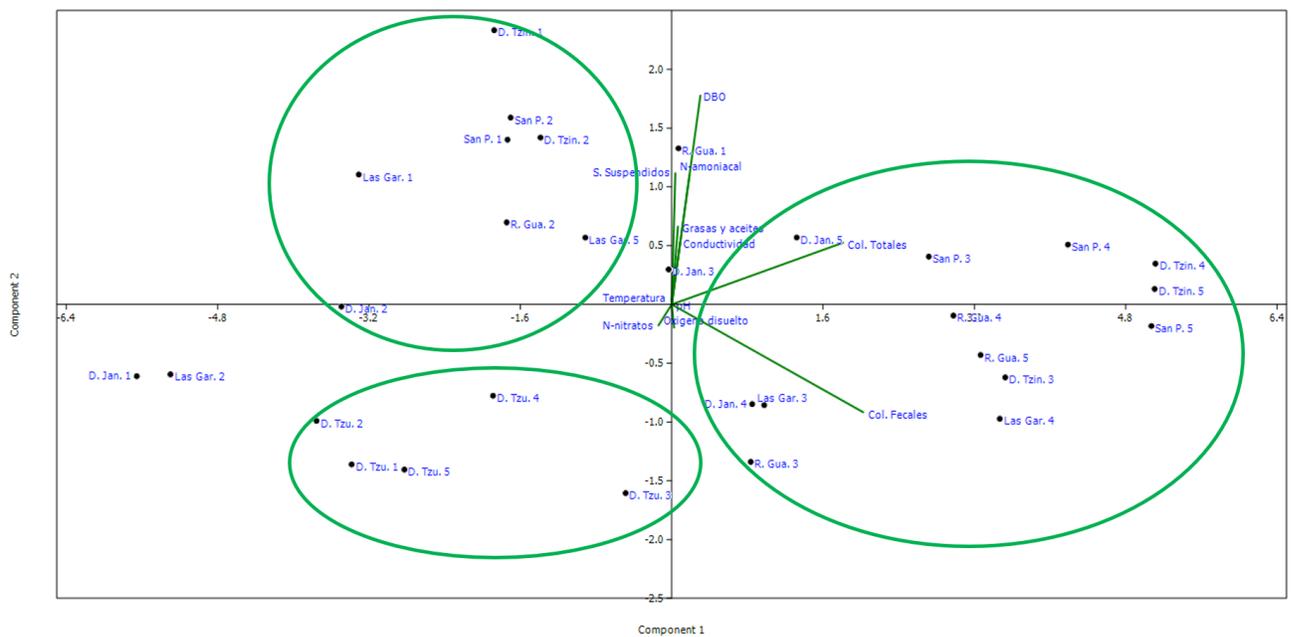


Figura 5. Análisis de componentes principales de las variables ambientales de los afluentes.

La riqueza para los seis meses de muestreo fue de 87 especies de zooplancton, de las cuales, 75 especies fueron rotíferos distribuidos en dos órdenes, 22 familias y 32 géneros; nueve especies de cladóceros en siete familias y ocho géneros y, para copépodos, dos órdenes, dos familias, tres géneros y tres especies (Tabla 4).

Tabla 4. Riqueza y frecuencia del zooplancton del lago de Pátzcuaro y sus afluentes.

Riqueza de especies	Meses					
	A	J	A	O	D	M
Rotifera						
Familia Epiphanidae						
<i>Proalides tentaculatus</i> de Beauchamp, 1907	X	X	X	X		X
Familia: Brachionidae						
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851						X
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X	X	X
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885			X	X		
<i>B. calyciflorus</i> Pallas, 1766		X	X	X		X
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1984	X	X	X	X		X
<i>B. havanaensis</i> Rousselet, 1911	X	X	X	X	X	X
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783		X	X	X		X
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	X	X	X	X	X	X
<i>K. cochlearis</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X	X	X
<i>K. tropica</i> (Kutikova, 1970)	X	X	X	X	X	X
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)		X	X	X		X
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)		X	X	X		X
Familia: Euchlanidae						
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832			X	X		
Familia: Mytilinidae						
<i>Lophocharis salpina</i> (Ehrenberg, 1834)			X	X		
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)		X				
<i>M. mucronata</i> (Müller, 1773)	X					
<i>M. ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)			X			
Familia: Trichotriidae						
<i>Trichotria pocillum</i> (Müller, 1776)					X	
<i>T. tetractis</i> (Ehrenberg, 1980)	X	X			X	
Familia: Lepadellidae						
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)						X
<i>C. uncinata</i> (Müller, 1773)			X	X	X	X
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	X		X	X	X	X
<i>L. rhomboides</i> (Gosse, 1886)		X	X		X	
<i>L. triptera</i> (Ehrenberg, 1830)	X		X		X	
<i>Squatinella lamellaris</i> (Müller, 1786)			X			

Familia: Lecanidae						
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)		X	X	X	X	
<i>L. closterocerca</i> (Schmarda, 1859)		X	X	X	X	X
<i>L. decipiens</i> (Murray, 1913)	X	X	X			X
<i>L. flexilis</i> (Gosse, 1886)			X			
<i>L. furcata</i> (Murray, 1913)			X			
<i>L. hamata</i> (Stokes, 1896)			X	X		
<i>L. inermis</i> (Bryce, 1892)						X
<i>L. leontina</i> (Turner, 1892)			X			
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)		X	X			
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)				X		
<i>L. nana</i> (Murray, 1913)		X				
<i>L. ohioensis</i> (Herrick, 1885)						X
<i>Lecane</i> sp.						X
<i>L. ruttneri</i> Hauer, 1938			X	X		
<i>L. stichaea</i> Haring, 1913			X			
<i>L. tenuiseta</i> Haring, 1914	X	X		X		X
Familia: Proalidae						
<i>Proales decipiens</i> (Ehrenberg, 1832)	X		X	X		
Familia: Lindiidae						
<i>Lindia torulosa</i> Dujardin, 1841	X	X		X		
Familia: Notommatidae						
<i>Cephalodella. catellina</i> (Müller, 1786)	X		X			
<i>C. gibba</i> (Ehrenberg, 1830)	X	X	X	X		X
<i>Cephalodella</i> sp.						X
<i>C. ventripes</i> (Dixon-Nutall, 1901)	X	X		X		X
<i>Monommata actices</i> Myers, 1930		X	X			
<i>Notommata glyphura</i> Wulfert, 1935			X			
Familia: Ituridae						
<i>Itura myersi</i> Wulfert, 1935					X	
Familia: Scaridae						
<i>Scaridium longicaudum</i> (Müller, 1976)			X			X
Familia: Trichocercidae						
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)		X	X			
<i>T. elongata</i> (Gosse, 1886)			X	X		
<i>T. ruttneri</i> Donner, 1953	X	X	X	X		X
<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)			X	X		X
<i>T. tenuior</i> (Gosse, 1886)	X	X	X		X	
Familia: Gastropodidae						
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870			X		X	
Familia: Synchaetidae						
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	X	X	X	X	X	X
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1832			X	X	X	

<i>S. pectinata</i> Ehrenberg, 1832						X
Familia: Asplanchnidae						
<i>Asplanchna brightwellii</i> Gosse, 1850		X		X		
<i>A. girodi</i> de Guerne, 1888	X		X		X	X
Familia: Dicranophoridae						
<i>Dicranophorus cf. grandis</i> (Ehrenberg, 1832)						X
Familia: Testudinellidae						
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)				X		X
Familia: Conochilidae						
<i>Conochilus</i> sp con mucilago	X	X	X	X	X	X
<i>Conochilus</i> sp.		X	X			X
Familia: Filiniidae						
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847)			X			X
<i>F. longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	X	X	X	X	X	X
<i>F. opoliensis</i> (Zacharias, 1898)			X	X	X	
<i>F. pejeri</i> Hutchinson, 1974	X	X	X	X		X
Familia: Trochosphaeridae						
<i>Horaëlla thomassoni</i> Koste, 1973			X	X		
Familia: Collothecidae						
<i>Collotheca</i> sp.			X	X		
Bdelloidea	X	X	X	X	X	X
Cladocera						
Familia: Sididae						
<i>Diaphanosoma cf. fluviatile</i> (Hansen, 1899)	X	X	X	X	X	X
Familia: Daphniidae						
<i>Ceriodaphnia cf. dubia</i> Richard, 1894				X	X	
<i>Daphnia cf. ambigua</i> (Scourfield, 1974)	X					
<i>Daphnia cf. pulex</i> Leydig, 1860	X	X	X	X	X	X
Familia: Moinidae						
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	X	X	X	X		X
Familia: Bosminidae						
<i>Bosmina cf. longirostris</i> (Müller, 1785)	X	X	X	X	X	X
Familia: Macrothricidae						
<i>Macrothrix</i> sp.	X					X
Familia: Ilyocryptidae						
<i>Ilyocryptus agilis</i> Kurz, 1878		X	X			
Familia: Chydoridae						
<i>Camptocercus dadayi</i> Stingelin, 1913	X					
Copepoda						
Orden: Calanoida						
Familia: Diaptomidae						
<i>Mastigodiptomus patzcuarensis</i> (Kiefer, 1938)	X	X	X	X	X	X
Orden: Cyclopoida						

Familia: Cyclopidae						
<i>Acanthocyclops</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Thermocyclops inversus</i> Kiefer, 1936	X	X	X	X	X	X
Estadio nauplio	X	X	X	X	X	X
Estadio copepodito	X	X	X	X	X	X

Con la riqueza y abundancia de las especies se obtuvieron los índices de diversidad de Shannon-Wiener (Figura 6). Los valores de diversidad, para los puntos de muestreo dentro del lago, oscilaron entre 1.2 y 4.3 bits.ind⁻¹, estando entre los más diversos, durante el año muestreado Embarcadero y Urandenes, (Figura 7) mientras que para los seis afluentes, los valores de diversidad estuvieron entre 0 y 3.6 bits.ind⁻¹ algunos puntos no tuvieron diversidad de especies debido a que no se encontró ningún organismo, por otro lado, el Río Tzurumútaro fue el sitio que, a lo largo del año, mostró más diversidad y mejores condiciones ambientales.

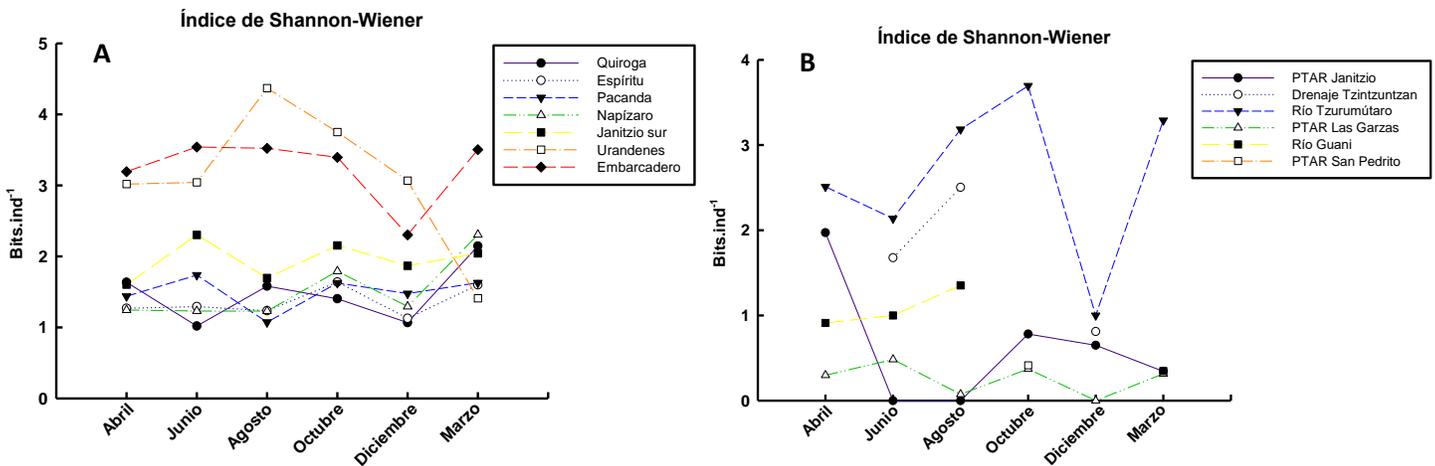


Figura 6. Índice de diversidad de Shannon-Wiener de: A) sitios de muestreo dentro del lago y B) sitios de muestreo en los afluentes.

Las abundancias totales del zooplancton de los sitios dentro del lago fueron muy similares, exceptuando Embarcadero, éste siempre presentó la mayor abundancia de organismos, alcanzando el máximo en agosto (5691 ind.L⁻¹). Por otro lado, en los afluentes se mostró una tendencia similar a los sitios dentro del lago, la mayoría de los puntos de muestreo durante todo el año mostraron abundancias similares o incluso algunos sitios no contaron con la presencia de ningún individuo; el drenaje Tzintzuntzan fue la zona donde se encontró la mayor abundancia en el mes de agosto. Ambos sitios con las mayores abundancias alcanzadas, fueron los que se catalogaron con mala calidad del agua de acuerdo con el PCA.

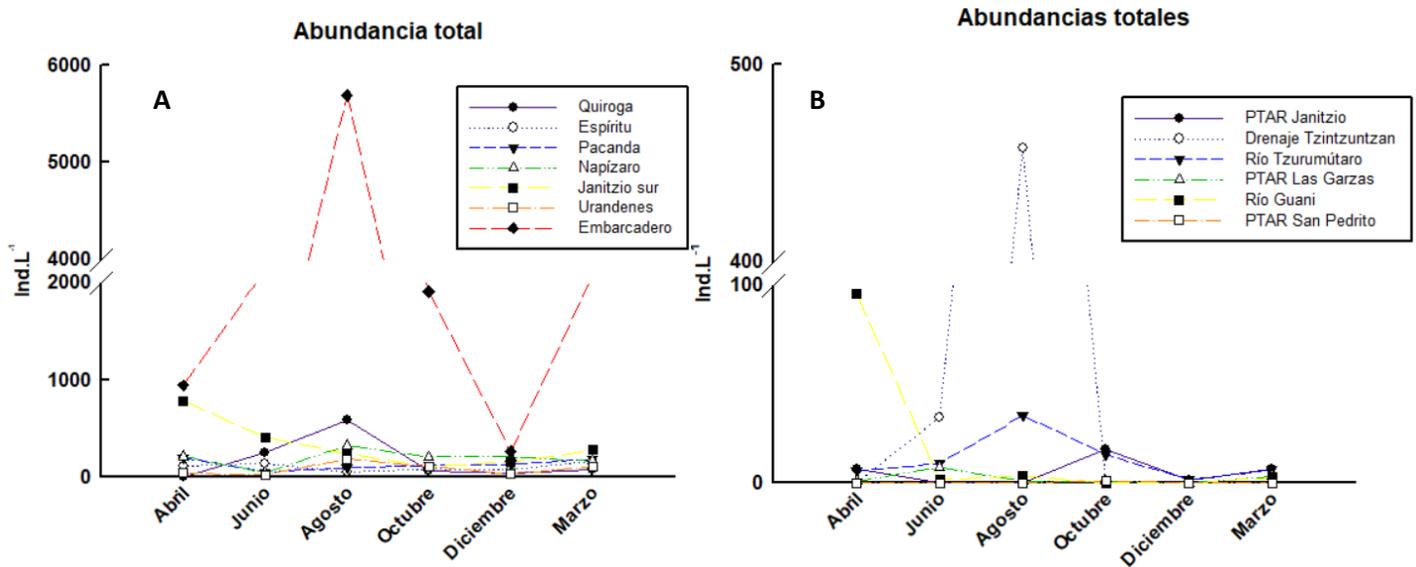


Figura 7. Abundancias totales de: A) sitios de muestreo dentro del lago y B) sitios de muestreo en los afluentes.

La relación *Brachionus/Trichocerca* realizada para cada uno de los sitios de muestreo, dentro del lago, demostró que en Embarcadero se encontraron los valores más altos de estado trófico (eutrófico) en los meses de junio, agosto, octubre y marzo; mientras que en Urandenes, en contraste, se observaron los valores más bajos en los meses de junio y agosto, siendo este último un sistema oligotrófico-mesotrófico; por último, los demás sitios no mostraron un valor debido a que no existió la presencia de organismos pertenecientes a estos géneros (Tabla 5). Cabe destacar que para los afluentes no se realizó esta relación debido a que no existieron valores para ninguno de los seis puntos.

Tabla 5. Relación *Brachionus/Trichocerca* encontrada en los siete puntos de muestreo dentro del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. (Naranja: sin suficientes datos; azul: <1, oligotrófico; verde claro: entre 1 y 2, mesotrófico; verde oscuro: >2, eutrófico).

	Quiroga	Espíritu	Pacanda	Napízaro	Janitzio	Urandenes	Embarcadero
Abril	Naranja						
Junio	Naranja					0.5	4
Agosto	Naranja					0.5	2.5
Octubre	Naranja				1	1.5	6
Diciembre	Naranja						
Marzo	Naranja		1		1		5

Los valores obtenidos del índice de estado trófico para los sitios dentro del Lago de Pátzcuaro se muestran en la Tabla 6, donde se observa una alta homogeneidad entre la mayoría de los sitios, exceptuando Embarcadero, donde, en casi todos los meses, tuvo un valor trófico por encima de 50 (exceptuando diciembre), estando catalogado como meso-eutrófico y llegando a ser hipertrófico en el mes de agosto. Algo que cabe destacar es la gran similitud, de acuerdo con este índice, de Urandenes con los demás sitios, pues en campo se observó un claro contraste.

Tabla 6. Índice de estado trófico basado en rotíferos en los siete sitios de muestreo del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. (Naranja: sin presencia de rotíferos; azul: mesotrófico; verde claro: meso-eutrófico; verde oscuro: eutrófico; rojo: hipertrófico).

	Quiroga	Espíritu	Pacanda	Napízaro	Janitzio	Urandenes	Embarcadero
Abril		26.8	26.8	22.4	44.1	35.08	52.8
Junio	18.7	21.7	41.07	39.9	46.1	32.8	62.9
Agosto	44.4	15.1		31.5	43.2	45.8	68.4
Octubre		25.7	28.5	27.6	35.1	44.1	58.3
Diciembre	14.9	17		26.5	34.1	35.7	40.1
Febrero	30.4	32.9	19.4	32.6	26.2	26.2	54.9

Por otro lado, para los afluentes (Tabla 7), se destaca la gran similitud entre el Río Tzurumútaró y la planta de tratamiento de aguas residuales Las Garzas, siendo estos dos sitios, en los seis muestreos, mesotróficos, que nos podría dar idea de que esta última está en constante trabajo; sin embargo, el río Tzurumútaró fue el mejor de los afluentes tanto en variables ambientales como en la diversidad y riqueza de zooplancton. Además, algunos sitios, como la planta de tratamiento de aguas residuales San Pedrito, no tuvo registros de ningún organismo la mayoría de los meses, lo que provocó que no tuviera ningún valor en el índice de estado trófico.

Tabla 7. Índice de estado trófico basado en rotíferos en los seis puntos de muestreo en los afluentes del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. (Naranja: sin presencia de rotíferos; azul: mesotrófico; verde claro: meso-eutrófico; verde oscuro: eutrófico; rojo: hipertrófico).

	PTAR Janitzio	Drenaje Tzintzuntzan	Río Tzurumútaró	PTAR Las Garzas	Río Guani	PTAR San Pedrito
Abril	36.6		27.5	24.5	51.4	
Junio		45.3	26.4	30.3	21.9	
Agosto		52	38.1	19	26.3	
Octubre	34.4		32.1	19.3		27.1
Diciembre		19.7				
Febrero	24.1		25.1	24.8	28.7	

Se realizaron dos índices de saprobiedad (Tabla 8 y 9). En el índice basado en la metodología de Pantle & Buck (1955) se observó que la mayoría de los sitios se encuentra en una clasificación de beta-mesosaprobio, lo cual no corresponde a las variables ambientales encontradas en todos los sitios, pues la cantidad de materia orgánica presente era considerable. Lo que cabe resaltar es la mínima consistencia entre Urandenes y Río Tzurumútaró, pues estos, a pesar de que sí se observó la presencia de materia orgánica, fue menor a los demás puntos.

Tabla 8. Índice de saprobiedad basado en rotíferos de Pantle & Buck (1955) en los 13 puntos de muestreo del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. (Naranja: sin presencia de rotíferos; azul: oligosaprobio; verde: beta-mesosaprobio).

	Abril	Junio	Agosto	Octubre	Diciembre	Febrero
Quiroga	-	1.7	2.3	-	1.9	1.6
Espíritu	1.7	-	-	1.4	-	1.7
Pacanda	1.7	1.7	-	2.3	-	1.7
Napízaro	1.7	1.8	-	1.7	1.7	1.7
Janitzio Sur	1.2	2	1.6	1.7	1.7	1.4
Urandenes	1.5	1.4	1.5	1.6	1.5	1.7
Embarcadero	1.7	1.9	1.6	1.9	1.8	1.8
PTAR Janitzio	2	-	-	1.9	-	1.9
Dren Tzintzuntzan	-	2.3	2	-	1.7	-
Río Tzurumútaró	1.7	1.8	1.5	1.5	-	1.4
PTAR Las Garzas	1.7	1.8	1.9	-	-	1.7
Río Guani	1.9	1.7	1.8	-	-	-
PTAR San Pedrito	-	-	-	1.9	-	-

Tabla 9. Índice de saprobiedad basado en rotíferos de Zelinka & Marvan (1961) en los 13 puntos de muestreo del Lago de Pátzcuaro, Michoacán. Naranja: sin presencia de rotíferos; azul: oligosaprobio; verde: beta-mesosaprobio; amarillo: alfa-mesosaprobio; rojo: polisaprobio. x: xenosaprobiedad; o: oligosaprobiedad; b: beta-mesosaprobiedad; a: alfa-mesosaprobiedad.

	Quir.	Esp.	Pac.	Nap.	Jan. S.	Uran.	Emb.	PTAR J.	Dren T..	Río T.	PTAR L.G.	Río G.	PTAR S. P.
Ab.	x	-	1.0	1.0	1.0	-	0.0	0.1	0.2	-	0.3	1.0	-
	o	-	3.0	3.0	3.0	8.0	5.8	3.9	1.5	-	3.0	3.0	3.2
	b	-	5.0	5.0	5.0	2.0	3.6	4.7	5.0	-	5.8	5.0	4.2
	a	-	1.0	1.0	1.0	-	0.5	1.3	3.3	-	1.0	1.0	2.5
Jun.	x	1.0	-	1.0	0.1	0.3	0.7	0.0	-	-	0.1	0.5	1.0
	o	3.0	-	3.0	3.0	1.7	6.7	2.7	-	1.0	3.6	2.5	3.0
	b	5.0	-	5.0	5.0	5.0	2.4	4.7	-	5.0	5.0	5.0	5.0
	a	1.0	-	1.0	1.9	3.0	0.3	2.5	-	4.0	1.4	2.1	1.0
Ago.	x	-	-	-	-	0.3	0.3	0.5	-	0.2	0.1	-	0.3
	o	1.0	-	-	-	4.5	6.0	4.7	-	0.8	5.9	3.0	2.3
	b	5.0	-	-	-	5.0	3.3	4.2	-	6.2	3.5	5.0	5.8
	a	4.0	-	-	-	0.3	0.5	0.6	-	2.8	0.5	2.0	1.8
Oct.	x	-	0.2	-	1.0	2.1	0.1	0.7	-	-	-	-	-
	o	-	7.0	1.0	3.0	3.9	4.8	2.5	3.0	-	5.4	-	3.0
	b	-	2.6	5.0	5.0	3.1	4.5	5.3	5.0	-	4.0	-	5.0
	a	-	0.2	4.0	1.0	0.9	0.7	1.6	2.0	-	0.7	-	2.0
Dic.	x	-	-	-	1.0	1.0	0.0	0.1	-	1.0	-	-	-
	o	3.4	-	-	3.0	3.0	5.9	3.2	-	3.0	-	-	-
	b	5.0	-	-	5.0	5.0	3.8	4.8	-	5.0	-	-	-
	a	1.6	-	-	1.0	1.0	0.3	2.0	-	1.0	-	-	-
Mar.	x	0.3	1.0	1.0	0.3	0.2	-	0.6	-	-	0.1	1.0	-
	o	4.5	3.0	3.0	4.1	7.0	4.3	3.8	3.0	-	5.6	3.0	-
	b	5.0	5.0	5.0	4.2	2.6	4.3	4.2	5.0	-	4.0	5.0	-
	a	0.3	1.0	1.0	1.3	0.2	1.4	1.4	2.0	-	0.4	1.0	-

De acuerdo con las variables ambientales, se tuvieron tres categorías, en cuanto a calidad del agua, de estas sólo se seleccionaron las más contrastantes, es decir, la buena y mala calidad. Con esto se logró determinar el valor indicador de las especies dentro y fuera del lago (Figura 8 y 9). Las especies con un mayor valor indicador y que se categorizan como indicadoras, para las condiciones de mala calidad dentro de lago fueron: braquiúridos, *Filinia longiseta*, *F. pejeri*, *Asplanchna brightwellii*, *Conochilus* sp., tres especies de *Keratella*, *Polyarthra dolichoptera*, *Proalides tentaculatus*, *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma* cf. *fluviatile* y copépodos calanoides adultos.

Mientras que, para las condiciones de buena calidad, *Cephalodella ventripes*, *Lecane bulla*, *Lindia torulosa*, *Proales decipiens*, *Platytias quadricornis* y *Trichocerca tenuior* fueron especies indicatoras, teniendo un valor mayor o igual a 50.

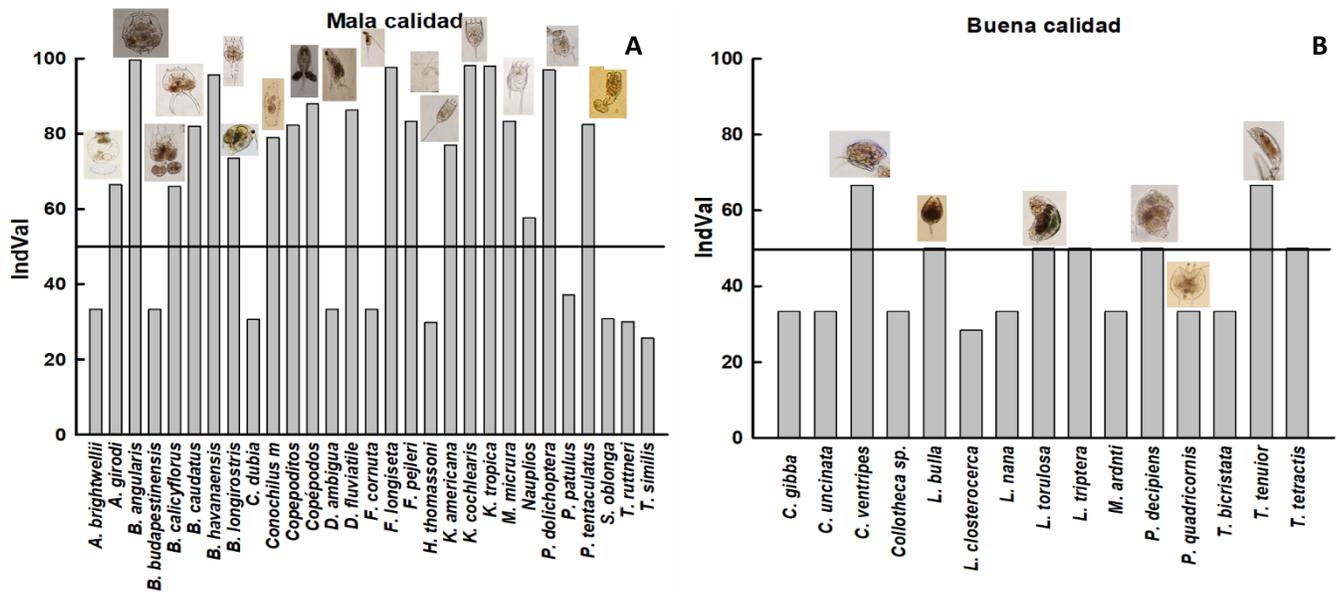


Figura 8. Valor indicador de las especies para: A) sitios pelágicos con mala calidad del agua y B) sitios pelágicos con buena calidad del agua.

Siguiendo los mismos criterios, se realizó el ind/val para los afluentes en condiciones de mala y buena calidad. Para las condiciones de mala calidad no se encontró ninguna especie que tuviera un valor mayor a 50, las cuatro especies que tuvieron presencia fueron detectoras. Por otro lado, para las condiciones de buena calidad *C. uncinata*, *L. patella* y *P. quadricornis* fueron las especies indicatoras, teniendo un valor igual o mayor a 50.

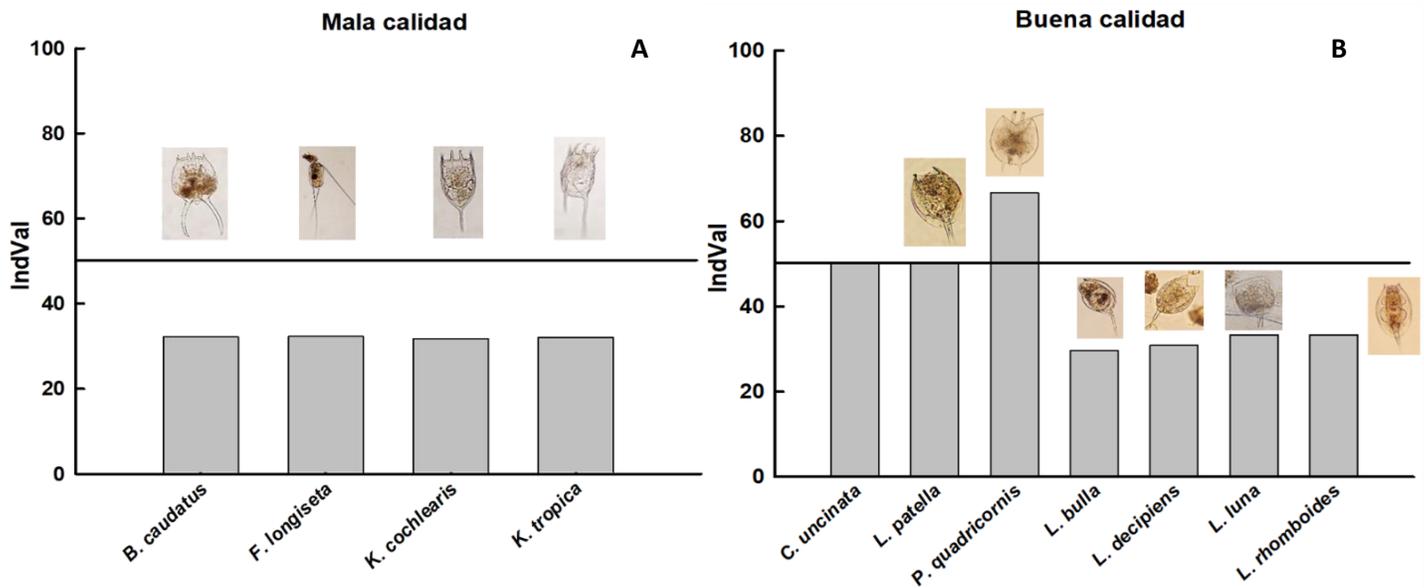


Figura 9. Valor indicador de las especies para: A) sitios de los afluentes con mala calidad del agua y B) sitios de los afluentes con buena calidad del agua.

El análisis de correspondencia canónica fue realizado para correlacionar las variables ambientales con las especies, para los sitios dentro del lago y los afluentes (Fig. 10), además, para fortalecer el valor indicador. Se observó que, dentro del lago, las variables coliformes fecales y totales, DBO y temperatura tuvieron más correlación positiva con las especies (*B. angularis*, *B. budapestinensis*, *B. calyciflorus*, *B. caudatus*, *K. cochlearis*, *K. tropica*, *F. cornuta*, *F. longiseta*, *F. pejleri*, *A. brightwellii*, *Conochilus* sp. y *P. tentaculatus*; mientras que las especies que tuvieron una correlación negativa con la conductividad, la turbidez y el pH fueron: *Trichotria tetractis*, *Trichocerca tenuior*, *P. decipiens*, *L. bulla*, *L. triptera*, *L. torulosa* y *C. ventripes*.

Para los afluentes, las variables que tuvieron una correlación positiva con *K. tropica*, *K. americana*, *C. gibba*, *C. catelina*, *F. longiseta*, *B. angularis* y *B. budapestinensis*, fueron los coliformes fecales, totales, la temperatura, las grasas y aceites. *Colurella obtusa*, *C. uncinata*, *Lepadella patella*, *Lecane luna*, *L. closteroerca* y *L. bulla* tuvieron una correlación negativa con los sólidos suspendidos totales, la conductividad, el nitrógeno amoniacal y la DBO.

Discusión

Uéno, en 1939, observó que la transparencia del lago para ese periodo se situó alrededor de 50 cm, Chacón-Torres (1993), registró una transparencia de 40 cm; en este estudio se tuvo en promedio, para cinco de los sitios (Quiroga, Espíritu, Pacanda, Napízaro, Janitzio Sur y Embarcadero) una transparencia de Secchi de 30.7 cm, mientras que para Urandenes, el promedio fue de 80 cm, observándose una clara diferencia de conservación en este sitio, debido a la poca turbidez que presentó a lo largo del año, en comparación con los demás puntos de muestreo, además, en este sitio se encontró una mayor diversidad de macrófitas que podrían estar ayudando a la disminución de la turbidez y a una mejor oxigenación de la columna de agua (Kissoon *et al.* 2013), esta diferencia de oxigenación en este punto de muestreo indica que el sitio está mejor conservado y que existe mayor diversidad tanto de zooplancton como todos los demás organismos, lo cual se ve reflejado en los índices de diversidad de Shannon-Wiener y en la abundancia total del zooplancton.

En 1993, Chacón-Torres describió las propiedades ópticas del agua del lago, examinando los parámetros ambientales que pueden afectar la producción primaria. Encontrando que la turbidez, en el lago de Pátzcuaro, representa una fuerte limitación a las predicciones del disco de Secchi, pero la relación disco de Secchi-clorofila *a* puede ser utilizada para determinar el efecto del coeficiente de atenuación vertical en la profundidad del disco de Secchi para el lago. La relación turbidez-disco de Secchi, para todos los sitios, con excepción de Napízaro, es inversa, pues mientras que la turbidez aumenta o disminuye, la profundidad del disco de Secchi, es contraria. No se realizó una medición del estado trófico por el método de Carlson debido a que no se midió clorofila *a* ni fósforo total, pues los objetivos de este estudio estaban más enfocados a la calidad del cuerpo de agua utilizando otras variables relacionadas con contaminación antrópica (coliformes, grasas y aceites y SAAM) y su relación con las especies presentes de zooplancton, sin embargo, el incremento en el estado trófico es un efecto secundario de la contaminación por aguas residuales domésticas.

La profundidad total de la columna de agua más alta se encontró en Napízaro, con un valor de 7.23 metros, mientras que el valor promedio de todo el lago fue de 3.16 metros. Para 2010, Alcocer & Bernal Brooks, reportaron una profundidad media de 4.7 m y máxima de 12 m, determinándose una disminución en la profundidad, debida tal vez al depósito de materiales sedimentables provenientes de las descargas y al aumento de la población circundante o bien de la pérdida en el tamaño de la superficie del lago debido a la desecación (Medina-Orozco, 2018).

Las variables ambientales observadas durante todo el año y a lo largo de las siete estaciones de muestreo dentro del Lago de Pátzcuaro comparadas con la NOM-127-SS1-1994 mostraron diferencias con los límites permisibles, es decir, algunas de las variables medidas no están dentro de la norma o al menos en los límites permisibles que esta norma declara, destacándose la alta concentración de coliformes fecales y totales, incluso en la zona más preservada que fue Urandenes, que, de acuerdo a la NOM-127, deberían estar ausentes. Para el pH, Espiritu, Napízaro, Janitzio Sur, Urandenes y Embarcadero sí estuvieron dentro de los límites que la norma menciona; los cloruros, la dureza, los nitratos, los sólidos disueltos totales, las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en todos los sitios estuvieron por debajo de máximo valor permisible; el nitrógeno amoniacal estuvo dentro de los límites permisibles en la mayoría de los sitios, exceptuando Embarcadero, la zona con mayor impacto antrópico y mayor flujo de embarcaciones; finalmente, la turbidez en todos los puntos estuvo por encima del máximo valor permitido, sobrepasando solo un poco Urandenes, con un valor promedio de 5.43, mientras que el máximo, de acuerdo a la norma, es 5.0.

Los criterios ecológicos tienen límites permisibles de acuerdo con el uso que se le dará al agua de interés y sabiendo que este recurso del Lago de Pátzcuaro tiene diferentes funciones (Vargas & Guzmán-Ramírez, 2009). Se compararon las variables ambientales obtenidas con las diferentes clasificaciones de la calidad del agua de los criterios ecológicos. La alcalinidad, en ningún sitio de muestreo, estuvo por debajo del límite permisible para el uso del agua como fuente de abastecimiento de agua potable; por otro lado, los cloruros sí cumplen con el límite permisible de los criterios ecológicos para esta categoría en los siete sitios de muestreo; los coliformes fecales, en todos los sitios estuvieron bajo el límite permisible, a excepción de Embarcadero, pues sobrepasó el límite de 1000 (NMP/100 ml) por 565 unidades en promedio anual; la conductividad eléctrica no tiene ningún límite permisible para esta categoría.

Para uso recreativo con contacto primario, es decir, la calidad requerida para ser utilizada en el esparcimiento, que garantice la protección de la salud humana por contacto directo (CE-CCA-001/89, 1989), la alcalinidad, los cloruros, la conductividad, no tienen un límite máximo permisible; sin embargo, los coliformes fecales sí tienen un límite permisible, pero este parámetro está por debajo del límite permisible en seis de los siete sitios muestreados, excepto en Embarcadero.

Mientras que, para riego agrícola, la alcalinidad no tiene un límite permisible; los cloruros presentes en los siete puntos muestreados sí estuvieron bajo los límites permisibles; los coliformes fecales, al igual que las categorías pasadas, solo Embarcadero quedó fuera de este límite permisible (1000 NMP/100 ml).

Los análisis de conglomerados (agrupamientos) con distancias euclidianas nos permitieron la comprensión y la agrupación de los sitios de acuerdo a sus características, en este caso ambientales, y sus relaciones entre estos (Tan *et al.*, 2005). Los conglomerados para el lago agruparon a los sitios en tres grupos, los más contrastantes son Embarcadero y Urandenes, estos fueron los que obtuvieron mayor diversidad de Shannon-Wiener (con un promedio de 3.2 y 3.1 respectivamente) a lo largo del año, pero con una diferencia en las abundancias del zooplancton, teniendo como referencia el mes de abril para ambos sitios, pues, Embarcadero tuvo una abundancia de 5691 individuos L⁻¹ y Urandenes 188 ind L⁻¹; además, las características y las especies presentes fueron totalmente diferentes. Embarcadero, como su nombre lo dice, es el lugar en donde las embarcaciones a motor turísticas tienen mayor actividad y es el sitio más concurrido por actividad humana dentro del lago y en el que se ha reportado (Sánchez-Chávez *et al.*, 2016) una abrupta disminución de fitoplancton y un incremento de zooplancton, dominado por rotíferos; mientras que Urandenes es el sitio más conservado de los 7 dentro del lago, aquí el paso de las embarcaciones de motor está restringido y regularmente se evita que las macrófitas libres flotadoras lleguen a este sitio, las embarcaciones con remo son las que más transitan esta zona.

Para 1939, Uéno encontró en el lago de Pátzcuaro, 17 especies de zooplancton, siendo *Conochilus unicornis*, *Keratella americana* y *Ceriodaphnia lacustris*, las especies más dominantes. Para este estudio, la variación de las especies dominantes cambió, pues no se tuvo registro de *Ceriodaphnia lacustris*, y la especie dominante de rotíferos fue *K. cochlearis*.

Tres años más tarde, De Buen (1941) reportó un total de 25 especies de zooplancton; los rotíferos estaban representados por los géneros: *Brachionus*, *Keratella*, *Trichocerca*, *Asplanchna*, *Conochilus*, *Pedalia (Hexarthra)* y *Polyarthra*; para los cladóceros se encontraban los géneros: *Bosmina*, *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, y *Diaphanosoma*; por último, los géneros de los copépodos eran: *Diaptomus (Mastigodiaptomus)*, *Thermocyclops* y *Tropocyclops*. Para rotíferos, la riqueza específica no arrojó ningún registro del género *Hexarthra* y para los copépodos no se encontró el género *Tropocyclops* en el presente estudio.

Osorio-Tafall (1944) agregó y modificó la lista de especies de zooplancton encontradas en el lago de Pátzcuaro, teniendo 24 especies de rotíferos, de las cuales, las más destacadas fueron: *Brachionus angularis*, *B. havanaensis*, *Pedalia mira (Hexarthra mira)*, *P. intermedia (Hexarthra intermedia)*, *Keratella cochlearis*, *K. stipitata (K. americana)* y *Asplanchna priodonta*. Para los cladóceros, los más representativos de este grupo fueron: *Bosmina longirostris*, *B. longispina*, *Daphnia longispina*, *D. pulex*, *Pseudosida bidentata*, *Diaphanosoma leuchtenbergianum* y

Ceriodaphnia lacustris. Por otro lado, el autor menciona seis especies de copépodos, dentro de los cuales se encuentra: *Diaptomus albuquerqueensis* (*Mastigodiaptomus patzcuarensis*), *Macrocyclus albidus*, *Tropocyclops prassinus*, *Acanthocyclops vernalis*, *Mesocyclops edax* y *Thermocyclops inversus*. El género *Hexarthra* y la especie *A. priodonta* estuvieron ausentes para este nuevo registro, al igual que los cladóceros *B. longispina*, *D. longispina*, *P. bidentata*, *D. leuchtenbergianum* y *C. lacustris* y los copépodos *M. albidus*, *T. prasinus* y *M. edax*.

Sánchez-Chávez *et al.* (2016) observaron mayor abundancia de fitoplancton y zooplancton durante la época de lluvias, encontrando 14 especies de zooplancton, en donde destaca la familia Brachionidae. En este mismo estudio, los autores indican que el estado trófico del lago basado en clorofila *a*, disco de Secchi y fósforo total, actualmente, es mesotrófico-eutrófico, lo que no refleja las condiciones actuales del cuerpo de agua. Contrastando con esta investigación, en el cual se observó una riqueza específica de 87 especies de zooplancton, de las cuales, 75 especies fueron rotíferos distribuidos en dos órdenes, 22 familias y 32 géneros; nueve especies de cladóceros en siete familias y ocho géneros y, para copépodos, dos órdenes, dos familias, tres géneros y tres especies. Pero debido a que no se tomó clorofila *a* y fósforo total no fue posible la comparación del estado trófico mediante estas variables con lo reportado por Sánchez-Chávez *et al.* (2016).

A lo largo de los estudios se ha observado que las familias de zooplancton que han estado siempre presentes y en gran abundancia son Brachionidae (para rotíferos), Bosminidae y Daphniidae para cladóceros y Diaptomidae para copépodos, familias características de la estructura de la comunidad obtenidas en este estudio. A pesar de la abundancia y la frecuencia con la que estas familias de zooplancton se presentaron a lo largo del estudio, la diversidad medida por el índice de Shannon-Wiener varió en todos los sitios. Siendo muy similares, para los puntos de muestreo dentro del lago, Quiroga, Espíritu, Pacanda, Napízaro y Janitzio Sur, sobresaliendo de todos ellos Urandenes y Embarcadero. Urandenes fue el sitio más conservado y con el menor impacto antrópico dentro del lago y fue el lugar más diverso en cuanto a especies de zooplancton encontradas, en tres fechas de muestreo, únicamente en el mes de marzo se encontró baja diversidad. Embarcadero, a pesar de su deterioro y basto flujo de embarcaciones, fue el punto más diverso en tres fechas y en las otras tres ocasiones fue el segundo sitio más diverso, por debajo de Urandenes.

Aunque fueron los dos sitios con una mayor diversidad de Shannon-Wiener, las abundancias fueron muy diferentes, Urandenes tuvo una abundancia promedio anual de 84.6 ind.L⁻¹ mientras que Embarcadero tuvo 2171 ind.L⁻¹. La gran similitud entre estos dos sitios, de acuerdo a su

diversidad encontrada a lo largo del año podría deberse a que, en Embarcadero, pudo estar aplicado lo propuesto por la hipótesis de los disturbios intermedios; esta hipótesis menciona que, al existir una perturbación constante, la diversidad de especies de una comunidad aumentará debido a que no se permite alcanzar el equilibrio; el aumento de la frecuencia de las perturbaciones hasta niveles intermedios, incrementa la diversidad de especies presentes en la comunidad. Si las perturbaciones son demasiado frecuentes o muy poco frecuentes, la diversidad de especies disminuye (Connell, 1978; Wilson, 1994). La hipótesis de los disturbios intermedios es bastante debatida ya que pocas veces los estudios teóricos o empíricos la confirman (Fox, 2013).

Para los índices de estado trófico basados en la relación *Brachionus/Trichocerca* (Sládeček, 1983) se observó que no en todos los sitios fue posible calcular este índice debido a que los organismos pertenecientes al género *Trichocerca* no estuvieron presentes. Esto impidió calcular el índice de estado trófico basado en esta relación. Para el caso de los afluentes, tampoco se pudo aplicar este índice, pues, frecuentemente no se presentó uno o ambos géneros involucrados. En los sitios dentro del lago en los que sí se encontró un valor utilizando esta relación entre estos dos géneros, sí se pudo observar una tendencia más o menos acorde a las condiciones observadas en campo, pues contrastaron los dos sitios más contaminados y menos contaminados de acuerdo a otros análisis realizados, siendo Urandenes, en dos ocasiones, una zona oligotrófica, mientras que Embarcadero a lo largo de cuatro muestreos un sitio eutrófico. Urandenes mostró un estado trófico similar a algunos cuerpos de agua con los que comparte características, como es el caso de La Cantera Oriente, donde se observó un valor promedio de 0.8 en la relación propuesta por Sládeček (González-Gutierrez *et al.*, 2017); otro cuerpo de agua muy cercano al Lago de Pátzcuaro que también presenta condiciones oligotróficas es el Lago Zirahuén, el cual se encuentra bajo fuertes presiones antropogénicas (Chacón-Torres & Rosas-Monge, 1998); Embarcadero al igual que Urandenes, comparte condiciones observadas en otros cuerpos de agua que también tienen similitud en la altitud y en la presión antrópica, como es el caso de Valle de Bravo, que mostró un estado mesotrófico-eutrófico (Ramírez *et al.*, 2002) a pesar de tener grandes números de especies pertenecientes a los dos géneros con los cuales se realiza la relación; otro ejemplo de condiciones tróficas altas obtenidas con este método es el realizado por Nandini *et al.* (2015) en el Lago de Xochimilco, encontrando valores por encima de 10.

El índice de estado trófico basado en rotíferos de Ejsmont-Karabin (2012), observado en los 13 sitios de muestreo muestra en general que las condiciones tróficas varían de mesotróficas a hipertróficas, sin tener alguna como oligotrófica, siendo en su mayoría mesotróficas, lo que no

concuera con lo visto en campo y con las variables ambientales; el único punto muestreado que está más acorde a las condiciones y al estado trófico observado fue Embarcadero, teniendo el mayor valor en agosto, catalogado, para este tiempo como hipertrófico. Un estudio realizado por Moreno-Gutiérrez *et al.* en 2018, mostró que el embalse Madín, un cuerpo de agua que se encuentra a altitudes similares con el Lago de Pátzcuaro presenta condiciones eutróficas a hipertróficas. Debido a la homogeneidad y agrupación en cuanto al estado trófico que los índices utilizados arrojaron, no es posible su utilización óptima en el Lago de Pátzcuaro, pues las condiciones observadas y sustentadas con las variables físicas, químicas y biológicas nos dicen que Urandenes sí es completamente diferente a las demás zonas del lago.

Para el valor indicador de las especies, y teniendo en cuenta la división de los sitios en calidad buena y mala, se observaron especies diferentes en los dos grupos, siendo los braquiónidos, dos especies de *Filinia*, *Proalides tentaculatus* y *Polyarthra dolichoptera* quienes mayor número obtuvieron y, por ende, mayor especificidad y fidelidad para las condiciones de mala calidad. Las especies que tienen un IndVal igual o mayor que 50 son consideradas como indicadores para un sitio dado, mientras que aquellas con una IndVal menor que 50, pero mayor o igual que 25 son consideradas como especies detectoras (Dufrene & Legendre, 1997; Carmona *et al.*, 2016). Por el contrario, para las condiciones de buena calidad fueron menores las especies que lograron obtener un valor igual o por encima de 50. Esta correlación con las condiciones y las especies presentes se corrobora con los análisis de correspondencia canónica; las especies ya mencionadas para la calidad mala, tienen una afinidad con variables provenientes de presión antrópica, como lo son los coliformes fecales y totales, lo que también podría explicar la ocurrencia y dominancia de especies pequeñas del zooplancton (rotíferos), ya que estas aparecen en concentraciones altas de detritus y nutrientes, aparte, estas condiciones permiten un mayor crecimiento de bacterias y protozoos, que son una importante fuente de alimento para estos pequeños filtradores, como los rotíferos y bosmínidos (Singh *et al.*, 2013). Cabe recalcar que las especies presentes en la agrupación de mala calidad están presentes en otros cuerpos de agua de la zona centro de México clasificados como eutróficos (Lugo *et al.*, 1998; Nandini *et al.*, 2016 & Jiménez-Contreras *et al.*, 2018).

Finalmente, para el mes de abril, en Embarcadero se encontraron individuos de *Keratella cochlearis* y *K. americana* con modificaciones en sus espinas anteriores y posteriores. Zurek, en 2006, también reportó malformaciones en las espinas de la misma especie de rotífero en un cuerpo de agua adjunto a una mina de azufre, el autor supone que los compuestos sulfurados vertidos al cuerpo de agua tienen un efecto en la morfología de esta especie. Por otro lado, Coelho

et al., en 2019, también observó modificaciones morfológicas en *Testudinella mucronata* y *T. patina*, estos autores proponen tres posibles causas para estas modificaciones: la temperatura, la depredación u organismos recién eclosionados. También, en un lago próximo a una carretera, en Indiana, Estados Unidos, se observaron deformaciones en organismos de *K. cochlearis* (Tausz, 2012).

Diversos contaminantes han deteriorado los cuerpos de agua a tal grado de ser riesgosos para la salud humana y otros organismos, como ocurre actualmente en el Lago de Pátzcuaro. En los ensayos de Tomasini *et al.*, (2016) se reportó que debido al mal manejo de las descargas residuales ha aumentado la concentración de cianobacterias y cianotoxinas. Mijangos-Carro *et al.*, (2008) reportaron que existe un gran aporte de contaminación difusa en forma de fósforo y nitrógeno debido en gran parte a la agricultura y ganadería. Más recientemente, Hansen (2012) analizó el contenido de metales en núcleos de sedimento extraídos del lago de Pátzcuaro y encontró que la concentración de plomo llegó a estar muy alta en los 70's y se redujeron en años recientes, mientras que otros metales como el cromo, arsénico mercurio y níquel no han mostrado altas concentraciones. En la zona del Embarcadero de Pátzcuaro hay un frecuente tránsito de lanchas de motor a gasolina que se pudiera asociar con la presencia de ciertos contaminantes en el agua; sin embargo, es necesario corroborar esta situación. Además, la capa de gasolina y aceite que se llega a formar sobre la superficie del agua podría afectar las concentraciones de CO₂ y modificar el pH acidificando el sistema (Cerdeña *et al.*, 2014).

Aún es desconocido el factor que provocó las alteraciones morfológicas encontradas en las dos especies de *Keratella* del Embarcadero del lago de Pátzcuaro; sin embargo, es un elemento que puede ser considerado como un bioindicador en la medición de la toxicidad en análisis de calidad de agua.

Conclusiones

Los parámetros físicos, químicos y biológicos obtenidos a lo largo del muestreo plasman una heterogeneidad dentro del lago, teniendo unas zonas más conservadas que otras. Para los afluentes, el Río Tzurumútaró no cumplió con los parámetros para la agrupación con los demás afluentes, lo cual se vio reflejado en una mayor riqueza específica. Dentro del lago, Urandenes fue el sitio más conservado de acuerdo con todas las variables medidas y las especies observadas.

La riqueza específica fue de 87 especies de zooplancton; 75 rotíferos, nueve cladóceros y tres copépodos. Las familias de rotíferos más representativas fueron Brachionidae, Synchaetidae, Conochilidae y Filinidae, mientras que para los cladóceros fueron Sididae, Daphniidae y Bosminidae, así como Diaptomidae para los copépodos. Los estadios juveniles de los copépodos estuvieron presentes a lo largo del año de muestreo.

Las especies de zooplancton pertenecientes a la familia Brachionidae, *F. longiseta*, *F. pejleri*, *Proalides tentaculatus*, *Polyarthra dolichoptera*, tres especies de *Keratella*, *B. longirostris* y *D. cf. fluviatile* son los más dominantes y las que más se relacionan con contaminación dentro y fuera del lago de Pátzcuaro.

El valor indicador de las especies es el método que mejor se ajusta a las condiciones ambientales del lago de Pátzcuaro, corroborándose con el análisis de correspondencia canónica.

Una herramienta alternativa para evaluar la contaminación en áreas de este lago es la presencia de cambios morfológicos en las espinas de los individuos de *Keratella cochlearis*.

Literatura citada

- Alcocer J. & Bernal-Brooks, F. W. (2010). Limnology in Mexico. *Hydrobiologia*, 644:15-68.
- Amengual-Morro, C., Moyà-Niell, G. & Martínez-Taberner, A. (2012). Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Management*, 95: S71-S76.
- APHA (American Public Health Association). (1995). Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater (64-71). Fourteen Edition, New Youk, USA.
- Benzi, A. H. (2005). The genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphnidae). Kenobi Productions-Backhuys Publishers. Ghent.
- Bellinger, E. G. & Sigeo, D. C. (2010). Algae as bioindicators. En: *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators* (pp. 99-134). Reino Unido: Wiley-Blackwell.
- Bernal-Brooks, F. (2002). *La limnología del Lago de Pátzcuaro: una visión alternativa a conceptos fundamentales* (tesis doctoral). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bernal-Brooks, F., Sánchez-Chávez, J., Bravo-Inclán, L., Hernández-Morales, R., Martínez-Cano, A. K., Lind, O. & Davalos-Lind, L. (2014). El nutriente limitante de la productividad acuática y la fertilidad del agua en los lagos de la mesa central de México. Libro de resúmenes del "VI Congreso Nacional de Limnología".
- Bianchi, F., Acri, F., Bernardi, A. F., Berton, A., Boldrin, A., Camatti, E., Cassin, D. & Comaschi, A. (2003). Can plakton communities be considered as bio-indicators of water quality in the lagoon of Venice? *Marine Pollution Bulletin*, 46: 964-971.
- Bick, H. (1964). *Die Sukzession der Organismen bei der Selbstreinigung von organisch verunreinigten Wasser unter verschiedenen Milieubedingungen*. Min. Ernähr. Landwirtschaft. Forsten Nordrhein/Westfalen. Düsseldorf. 139 pp.
- Briand, J., Jacquet, S. & Humbert, J. (2003) Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research*, 34: 361- 377.
- Buszewski, B., Kowalska, J., Pacyna, J., Kot, A. & Namieśnik, J. (2002). Interaction between river catchments and the coastal zone: The EuroCat-Vis-Cat project. *Oceanological Studies*: 31(1-2), 107.

- Cairns, J., McCormick, P. V. & Niederlehner, B. R. (1993). A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 236: 1-44.
- Camacho, A., Giles, A., Ortegón, A., Palao, M., Serrano, B. & Velázquez, O. (2009). Método para la determinación de bacterias coliformes, coliformes fecales y *Escherichia coli* por la técnica de diluciones en tubo múltiple (Número más probable o NMP). En: *Técnicas para el análisis microbiológico de alimentos*. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Camargo, J. A. & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad de agua e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2): 98-110.
- Campos, C. P. (2003). Indicadores de contaminación fecal en aguas. En: Díaz-Delgado, C. (ed), *Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas* (pp. 224-229). México: Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua.
- Carlson, R. E. (1977). Trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-369.
- Carmona, J. J., Ramírez, R. R., Bojorge-García, M. G., González, B. H. & Cantoral-Uriza, E. A. (2016). Estudio del valor indicador de las comunidades de algas bentónicas: una propuesta de evaluación y aplicación en el Río Magdalena, Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2): 139-152.
- Cerdeña, C., Reyes-Lázaro, W & Vásquez-Matute, A. (2014). Contaminación de las aguas del río Itaya por las actividades portuarias en el puerto Masusa, Iquitos, Perú. *Ciencia Amazónica (Iquitos)* 4(1): 100-105
- Chacón-Torres, A. (1993). Lake Patzcuaro, Mexico: effects of turbidity in a tropical high altitude lake. *Tropical freshwater biology*, 3: 251-272.
- Chacón-Torres, A. & Rosas-Monge, C. (1998). Water quality characteristics of a high altitude oligotrophic Mexican lake. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 237-243.
- CE-CCA-001/89. (1989). Criterios ecológicos de calidad del agua.
- Clesceri, L. S., Greenberg, A. E. & Eaton, A. D. (1999). Standard methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition. USA: American Public Health Association (APHA).

- Coelho, P. N., Magalhaes, L. S. B., Lansac-Toha, F. A. & Henry, R. (2019). Occurrence of concavities on the lorica of two species of *Testudinella* (Rotifera, Monogononta, Testudinellidae). *Biota Neotropica*, 19(2): e20180633.
- Connell, J. H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Córdova-Tapia, F., Contreras, M. & Zambrano, L. (2015). Trophic niche overlap between native and non-native fishes. *Hydrobiologia*, 746: 291-301.
- Costa, B. N. S., Campelo, P. S. C., Lund, A. L. & Lima, M. de O. (2016). Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Biological Indicators*, 61: 526-545.
- Covich, A. P. & Thorp, J. H. (2001). Introduction to the subphylum Crustacea. En: *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (pp. 777-809). Academic Press, San Diego.
- Cunha, D. G., Calijuri, M. C. & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tsr}). *Ecological Engineering*, 60: 126-134.
- Curds, C. R. (1973). The role of protozoa in the activated sludge process. *American Zoologist*, 13: 161-169.
- Curds, C. R. & Cockburn, A. (1970). Protozoa in biological sewage treatment process. I. A survey of the protozoan fauna of British percolating filters and activated sludge plants. *Water Research*, 4: 225- 236.
- De Buen, F. (1941). El lago de Pátzcuaro: Recientes estudios limnológicos. *Revista Geográfica*, 1: 20-44.
- Díaz-Pardo, E., Vazquez, G. & López-López, E. (1998). The phytoplankton community as a bioindicator of health conditions of Atezca Lake, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 257-266.
- Dodds, W. K. & Whiles, M. R. (2010). Freshwater ecology: concepts and environmental applications of limnology. Second edition. USA: American press.
- Dokulil, M. T. & Teubner, K. (2011). Eutrophication and climate change: present situation and future scenarios. En: Ansari, A. A. (Eds.). *Eutrophication: causes, consequences and control*. 1-16. New York, USA: Springer Science+Business Media B.V.

- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67:345-366.
- Duggan, I. C., Green, J. D. & Thomasson, K. (2001). Do rotifers have potential as bioindicators of lake trophic state. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 3497-3502.
- Dussart, B. H. (1964). Les différentes catégories de plancton. 72–74.
- Eckblad, W. J. (1978). Laboratory Manual of Aquatic Biology. Wm. C. Brown Co. Pub.
- Ejsmont-Karabin, J. (2012). The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60(2): 339-350.
- Elías-Gutiérrez, M., Suárez Morales, E., Gutiérrez Aguirre, M., Silva Briano, M., Granados Ramírez J. G. & Garfias-Espejo, T. (2008). Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. Guía ilustrada. UNAM, ECOSUR, SEMARNAT-CONACYT, CONABIO.
- Eschenhagen, M., Schuppler, M., Röske, I. (2003). Molecular characterization of the microbial community structure in two activated sludge systems for the advanced treatment of domestic effluents. *Water Research*, 37: 3224–3232.
- Foissner, W. (1988). Taxonomic and nomenclatural revision of Sladeczek's list of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 166: 1-164.
- Foissner, W. (1992). *Evaluating Water Quality Using Protozoa and Saprobity Indexes. Protocols in Protozoology*. Society of Protozoologists.
- Fox, J. W. (2013). The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(2): 86-92.
- Frey, D. G. (1982). The reticulated species of *Chydorus* (Cladocera, Chydoridae): two new species with suggestions of convergence. *Hydrobiologia*, 93:255–279.
- Gazonato, N. A. J., da Silva, L. C., Saggio, A. A. & Rocha, O. (2014). Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*, 14: e20140018.
- González-Gutiérrez, S., Sarma, S. S. S. & Nandini, S. (2017). Seasonal variations of rotifers from high altitude urban shallow water body, La Cantera Oriente (Mexico City, Mexico). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 35(6): 1387-1397.

- Hansen, A. M. (2012). Lake sediment cores as indicators of historical metal(loid) accumulation – A case study in Mexico. *Applied Geochemistry*, 27: 1745-1752.
- Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nøges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R. & Amsinck, S. L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676: 279-297.
- Ji, G., Wang, X. & Wang, L., (2013). Planktonic rotifers in a subtropical shallow lake: succession, relationship to environmental factors, and use as bioindicators. *Scientific World Journal*, 2013: 14 pp.
- 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: 1033-1044.
- Lugo, A., Bravo-Inclán, L. A., Alcocer, J., Gaytán, M. L., Oliva, M. G., Sánchez, M. R, Chávez, M. & Vilaclara, G. (1998). Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 333-343.
- Kalff, J. (2002). Limnology: inland water ecosystems. USA: Prentice-Hall, Inc.
- Khan, M. N. & Mohammad, F. (2014). Eutrophication: challenges and solutions. En: Ansari, A. A. (Eds.). *Eutrophication: causes, consequences and control*. 1-15. New York, USA: Springer Science+Business Media B.V.
- Kissoon, L. T. T, Jacob, D. L., Hanson, M. A., Herwig, B. R., Bowe, S. E., Otte, M. L. (2013). Macrophytes in shallow lakes: relationships with water, sediment and watershed characteristics. *Aquatic Botany*, 109: 39-48.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. *International Review Hydrobiology*, 2: 126-152.
- Koste, W. (1978). Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Vol. 1 y 2. Borntreger, Bristol and Königstein.
- Krebs, C. (1999). Ecological Methodology. California: Addison Wesley Longman, Inc.

- Kuczynska-Kippen, N. & Basinska, A. (2014). Habitat as the most important influencing factor for the rotifer community structure at landscape level. *International Review of Hydrobiology*, 99: 58-64.
- Legendre, P. & Legendre, L. (2012). Numerical Ecology. United Kingdom: Elsevier.
- Mijangos-Carro, M., Izurieta-Dávila, J., Gómez-Balandra A., Hernández-López, R., Huerto-Delgadillo, R., Sánchez-Chávez, J. & Bravo-Inclán, L. (2008). Importance of diffuse pollution control in the Pátzcuaro lake basin in Mexico. *Water Scientific Technology* 58: 2179-2186.
- Moon, C. H., Lee, Y. S., & Yoon, T. H. (1994). Variation of trace Cu, Pb, and Zn in sediment and water of an urban stream resulting from domestic effluents. *Water Research*, 28: 985–991.
- Moreno-Gutiérrez, R. M., Sarma, S. S. S., Sobrino-Figueroa, A. S. & Nandini, S. (2018). Population growth potential of rotifers from a high-altitude eutrophic waterbody, Madin reservoir (State of Mexico, Mexico): The importance of seasonal sampling. *Journal of Limnology*, 77(3): 441-451
- Nandini, S., Ramírez-García, P. & Sarma, S. S. S. (2016). Water quality indicators in Lake Xochimilco, México: zooplankton and *Vibrio cholerae*. *Journal of Limnology*, 75(1): 91-100.
- Nogrady, T., Wallace, R. L. & Snell, T. W. (1993). Rotifera, Part 1: Biology, ecology and systematics. SPB Academic Publishing B. V., The Hague. 142 pp.
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. (1995). Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Osorio-Tafall, B. F. (1944). Biodinámica del Lago de Pátzcuaro. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 5: 197-227.
- Pantle, R. y Buck, H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach*, 96: 604.
- Parmar, T. K., Rawtani, D. & Agrawal. Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9 (2): 110–118.
- Paturej, E. (2006). Assessment of the trophic state of the coastal lake Gardno based on community structure and zooplankton-related indices. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 9: 2.

- Pesson, P. (1979). *La contaminación de las aguas continentales*. Mundiprensa. España. 334 pp.
- Ramírez, G. P., Nandini, S., Sarma, S. S. S., Robles, V. E., Cuesta, I. & Hurtado, M. D. (2002). Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia*, 467 (1-3): 99-108.
- Ravera, O. (2011). Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. *Journal of Limnology*, 60 (1): 63-78.
- Reynolds, C. S. (1997). *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany
- Rocchetta, I., Pasquevich, M. Y., Heras, H., Ríos de Molina, M. del C. & Luquet, C. M. (2014). Effects of sewage discharges on lipid and fatty acid composition of the Patagonian bivalve *Diplodon chilensis*. *Marine Pollution Bulletin*, 79: 211–219.
- Rodier, J. (1990). *Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, agua de mar: química, fisicoquímica, bacteriología, biología; et al.* Barcelona. Omega. 1059 pp.
- Rosas, I., Velasco, A., Belmont, R., Báez, A. & Martínez, A. (1993). The algal community as an indicator of the trophic status of Lake Patzcuaro, Mexico. *Environmental Pollution*, 80: 255-264.
- Sardiñas, O., Chiroles, S., Fernández, M., Hernández, Y. & Pérez, A. (2006). Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, (6): 202-206.
- Sánchez-Chávez, J. J., Bravo-Inclán, L. A., Mijangos-Carro, M. A., González-Villela, R. & Tomasini-Ortiz, A. C. (2016). Control de malezas acuáticas y recuperación de las especies emblemáticas. Informe técnico.
- Sarma, S. S. S. & Nandini, S. (2017). *Rotíferos Mexicanos (Rotifera) Estado de México, Manual de Enseñanza*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Segers, H. (2007). Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. Magnolia Press: New Zealand.
- Sharma, B. K., Khan, S. I. & Sharma, S. (2017). Biodiverse rotifer assemblage (Rotifera: Eurotatoria) of floodplain lakes of the Brahmaputra basin of lower Assam, northeast India:

composition and ecosystem diversity. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 5: 1-14.

Singh, U. B., Ahluwalia, A., Sharma, C., Jindal, R., & Thakur, R. K. (2013). Planktonic indicators: A promising tool for monitoring water quality (early-warning signals). *Ecology, Environment and Conservation*, 19: 793-800.

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

Tan, P. N., Steinbach, M. & Kumar, V. (2005). Cluster Analysis: Basic Concepts and Algorithms. *Introduction to Data Mining*. pp. 487-568.

Tausz, C. (2012). Conversación personal.

Ter Braak, J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.

Tomasini-Ortiz, A. C., Moeller-Chávez, G. E., Sánchez-Chávez, J. & Bravo-Inclán, L. A. (2012). Cianobacterias y cianotoxinas en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *AIDIS*, 5(2): 93-101.

Tomasini-Ortiz, A. C., Bravo-Inclán, L. A., Sánchez-Chávez, J. & Moeller-Chávez, G. E. (2016). Monitoreo de descargas de aguas residuales y su impacto en el lago de Pátzcuaro, México (2006-2011). *AIDIS*, 9(1): 61-74.

Uéno, M. (1939). Zooplankton of Lago de Pátzcuaro. *Anotations Zoologicae Japonenses*, 18: 106-114.

UNESCO. (1992). *Internacional glossary of hidrology*. Organización Meteorológica Mundial. Segunda Edición. Francia. 413 pp.

Van Gestel, C. A. M. & Van Brummelen, T. C. (1996). Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. *Ecotoxicology*, 5: 217-225.

Vargas, S. & Guzmán-Ramírez, N. B. (2009). Deterioro de la cuenca del lago de Pátzcuaro, cambios en la identidad étnica p'urhépech. *XXVII Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. VIII Jornadas de Sociología de la Universidad de Buenos Aires. Asociación Latinoamericana de Sociología, Buenos Aires.*

Vela, L., Sevilla, E., Martín, B., Pellicer, S., Bes, T., Fillat, M. & Peleato, L. (2007). Las microcistinas. *Revista Real Academia de Ciencias. Zaragoza*, 62: 135-146.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.

Wilson, J. B. (1994). The "intermediate disturbance hypothesis" of species coexistence is based on patch dynamics. *New Zealand Journal of Ecology*, 18(2): 176-181.

Yoshida, T., Urabe, J., Elser, J. (2003). Assessment of "top-down" and "bottom-up" forces as determinants of rotifer distribution among lakes in Ontario, Canada. *Ecological Research*, 18: 639-650.

Zelinka, M. y Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv fur Hydrobiologie*, 57: 389-407.

Zurek, R. (2006). Response of rotifers to hydrochemical and biotic factors. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 35(2): 121-139.

Anexo



Proalides tentaculatus de Beauchamp, 1907



Anuraeopsis fissa Gosse, 1851



Brachionus angularis (Gosse, 1851)



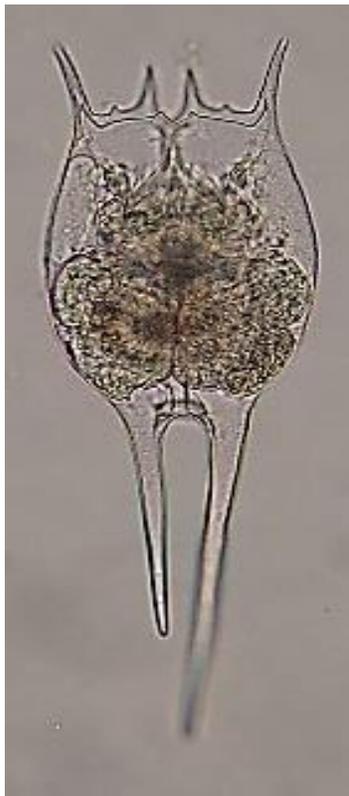
B. budapestinensis Daday, 1885



***B. calyciflorus* Pallas, 1766**



***B. caudatus* Barrois & Daday, 1894**



***B. havanaensis* Rousselet, 1911**



***B. quadridentatus* Hermann, 1783**



Keratella americana Carlin, 1943



K. cochlearis (Gosse, 1851)



K. tropica (Kutikova, 1970)



Plationus patulus (Müller, 1786)



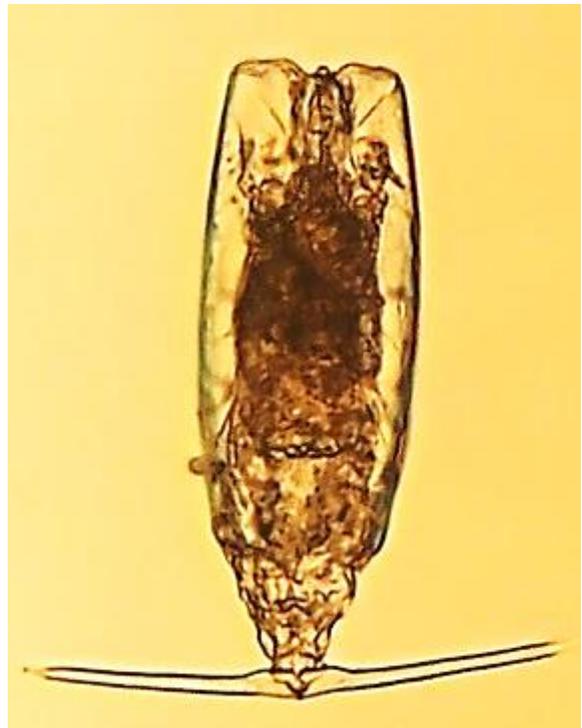
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)



Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1832



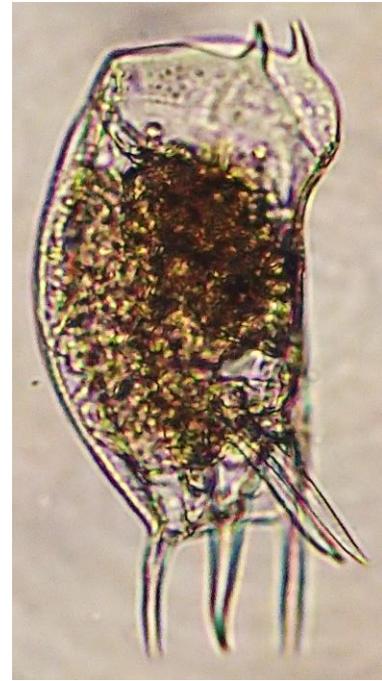
Lophocharis salpina (Ehrenberg, 1834)



Mytilina bisulcata (Lucks, 1912)



M. mucronata (Müller, 1773)



M. ventralis (Ehrenberg, 1830)



Trichotria pocillum (Müller, 1776)



T. tetractis (Ehrenberg, 1830)



Lepadella patella (Müller, 1786)



L. rhomboides (Gosse, 1886)



L. triptera (Ehrenberg, 1830)



Squatinella lamellaris (Müller, 1786)



Lecane bulla (Gosse, 1851)



L. closteroerca (Schmarda, 1859)



L. decipiens (Murray, 1913)



L. hamata (Stokes, 1896)



L. leontina (Turner, 1892)



L. luna (Müller, 1776)



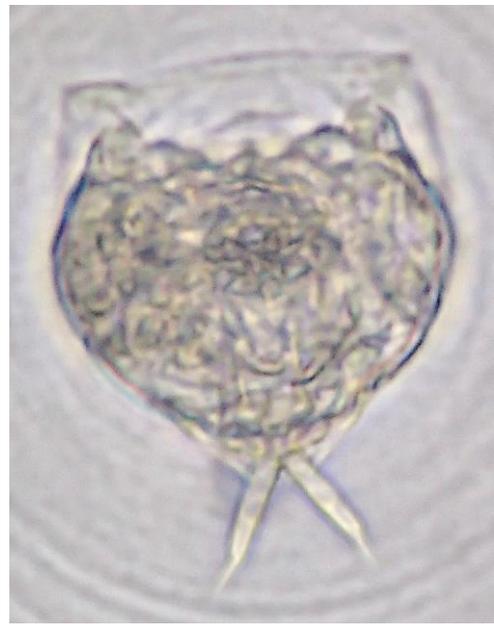
L. lunaris (Ehrenberg, 1832)



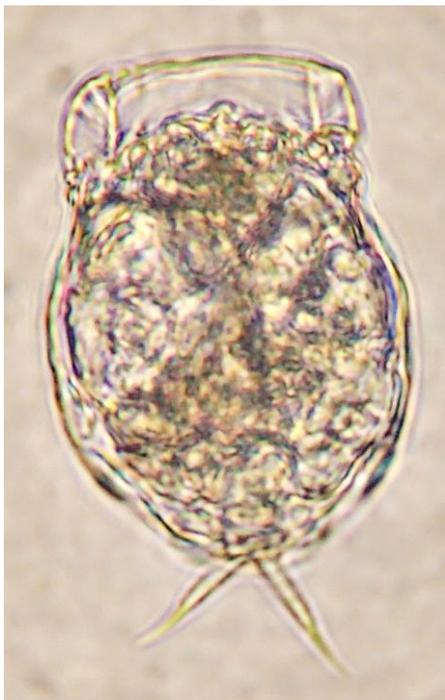
L. nana (Murray, 1913)



L. ohioensis (Herrick, 1885)



Lecane sp. Nitzsch, 1827



L. tenuiseta Haring, 1914



Proales decipiens (Ehrenberg, 1832)



***Lindia torulosa* Dujardin, 1841**



***Cephalodella catellina* (Müller, 1786)**



***C. gibba* (Ehrenberg, 1830)**



***C. ventripes* (Dixon-Nutall, 1901)**



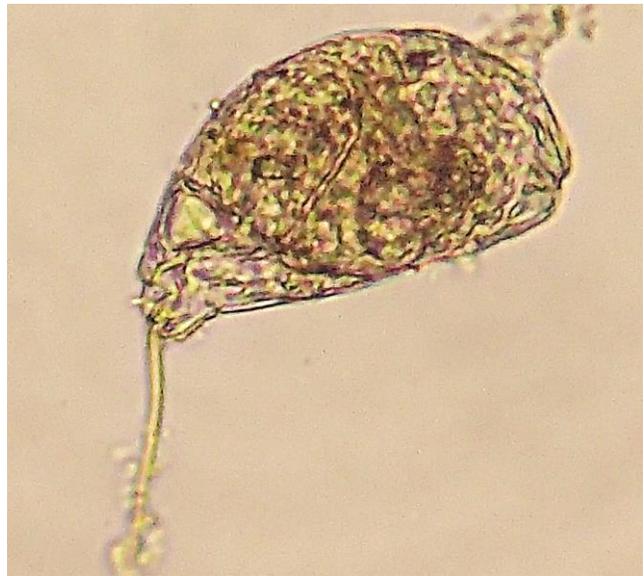
Monommata actices Myers, 1930



Scaridium longicaudum (Müller, 1976)



Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)



T. ruttneri Donner, 1953



T. similis (Wierzejski, 1893)



T. tenuior (Gosse, 1886)



Ascomorpha saltans Bartsch, 1870



Polyarthra dolichoptera Idelson, 1925



***Synchaeta oblonga* Ehrenberg, 1832**



***S. pectinata* Ehrenberg, 1832**



***Asplanchna brightwellii* Gosse, 1850**



***A. girodi* de Guerne, 1888**



***Testudinella patina* (Hermann, 1783)**



***Conochilus* sp. Ehrenberg, 1834
(Con mucílago)**



***Conochilus* sp. Ehrenberg, 1834**



***Filinia cornuta* (Weisse, 1847)**



F. longiseta (Ehrenberg, 1834)



F. opoliensis (Zacharias, 1898)



F. pejleri Hutchinson, 1964



Horaëlla thomassoni Koste, 1973



Bdelloidea



***Diaphanosoma cf. fluviatile* (Hansen, 1899)**



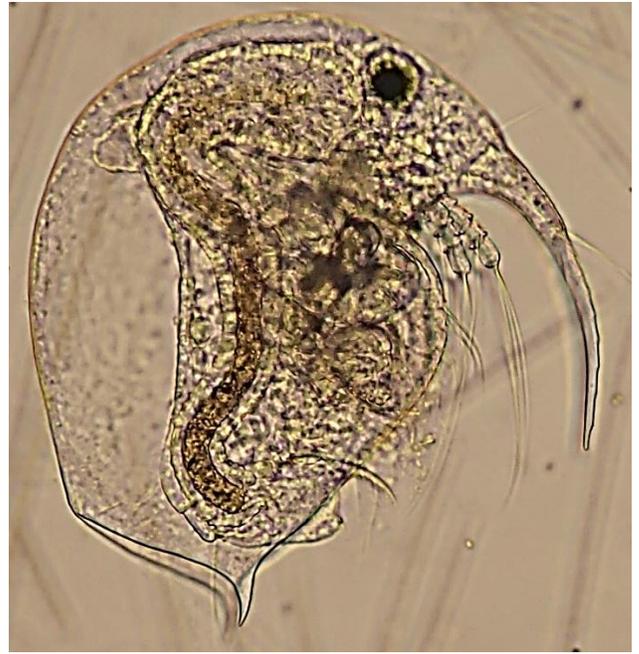
***Daphnia cf. ambigua* (Scourfield, 1974)**



***Daphnia cf. pulex* Leydig, 1860**



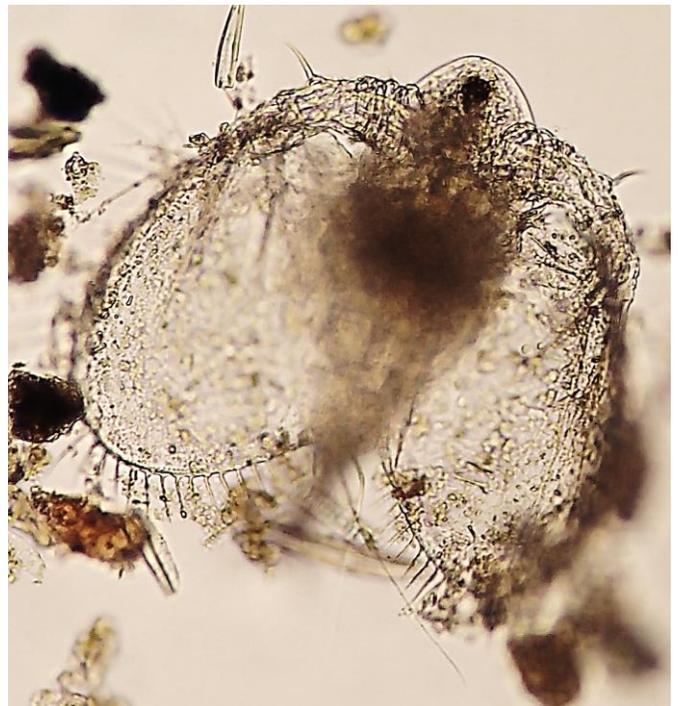
***Moina cf. micrura* Kurz, 1874**



***Bosmina cf. longirostris* (Müller, 1785)**



***Macrothrix* sp.**



***Ilyocryptus agilis* Kurz, 1878**



***Camptocercus dadayi* Stingelin, 1913**