



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA**  
**Laboratorio de Ecología de Peces**

**ESTUDIO DE MACROINVERTEBRADOS  
BENTÓNICOS COMO BIOINDICADORES DE  
CALIDAD DEL AGUA EN LA PRESA XHIMOJAY EN  
EL MUNICIPIO DE JILOTEPEC, ESTADO DE  
MÉXICO**

**T E S I S**

Que para obtener el título de:

**B I Ó L O G A**

Presenta

**MITZI ALEJANDRA FONSECA ROMERO**

**Biol. Asela del Carmen Rodríguez Varela**  
Directora de tesis

Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla 2015





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.



**El presente trabajo fue apoyado por la UNAM a través de la CARRERA DE BIOLOGÍA de la FES Iztacala, por el PROGRAMA DE APOYO A PROYECTOS PARA LA INNOVACIÓN Y MEJORAMIENTO DE LA ENSEÑANZA (PAPIME) de la DGAPA proyecto EN203804 y por el PROGRAMA DE APOYO A LOS PROFESORES DE CARRERA PARA PROMOVER GRUPOS DE INVESTIGACIÓN (PAPCA) y se realizó en el LABORATORIO DE ECOLOGÍA DE PECES a cargo de los profesores Biol. Asela del Carmen Rodríguez Varela y M. en C. Adolfo Cruz Gómez, instituciones y laboratorio a los que agradezco su apoyo.**

---

## **AGRADECIMIENTOS**

### A DIOS

Por haberme acompañado y guiado a lo largo de mi carrera, por ser mi fortaleza en los momentos de debilidad y por brindarme una vida llena de aprendizajes, experiencias y sobre todo, felicidad.

### A MIS PADRES

*Lulú y Enrique*

Por su amor incondicional y gran apoyo a lo largo de mi vida, sobre todo, por la oportunidad que me brindaron de tener una excelente educación y ser un claro ejemplo a seguir. Los amo.

### A MIS HERMANOS

*Norma, Deya y Uziel*

Quienes me apoyaron a lo largo de mi vida y fueron un ejemplo a seguir para culminar con mis estudios de licenciatura.

### A MIS SOBRINOS

*Démian y Vadim*

Esperando que este trabajo sea un ejemplo de perseverancia y dedicación para lograr alcanzar cualquier meta que se propongan.

---

### A MI ABUELITA Y TÍOS

*Josefina, Carlos, Hugo, Cristy, Eladio, Inés, Roberto, Paty, Martín y Rosy*

Por su ejemplo, consejos y entusiasmo que me impulsaron a continuar.

### A MIS AMIGOS

*Claudia, Ana, Mónica, Frida y Jareth*

Por su compañerismo, amistad y apoyo incondicional, que fueron clave importante para la culminación de mi carrera. Y en especial a Luis Ángel por todo el apoyo que me brindó y compartir conmigo este logro.

### A MI DIRECTORA DE TESIS

*Biol. Asela del Carmen Rodríguez Varela*

Por todas las enseñanzas, apoyo y amistad, que hicieron posible que este proyecto saliera adelante, permitiéndome terminar mi formación académica para llegar a ser una profesionalista.

## Contenido

Resumen.....	5
Introducción .....	7
Antecedentes .....	11
Justificación .....	13
Objetivo general.....	14
Objetivos particulares .....	14
Área de estudio.....	15
Materiales y método.....	19
Resultados.....	27
Parámetros físico-químicos .....	27
Arreglo filogenético.....	29
Caracterización ecológica .....	35
Discusión .....	59
Conclusiones.....	71
Recomendaciones.....	72
Referencias .....	73

## Resumen

El empleo de indicadores físico-químicos como herramientas de evaluación de la calidad del agua se ha empleado desde hace varias décadas, sin embargo, su alcance es limitado, ya que con ellas no es posible evaluar el impacto real o total de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos. Para tener una visión integral de las alteraciones de los ecosistemas acuáticos se desarrollaron métodos biológicos que emplean a las comunidades acuáticas. Algunas formas bentónicas son a menudo consideradas como los mejores indicadores de contaminación orgánica, debido a su presencia constante, relativamente largo período de vida, hábitos sedentarios y diferente tolerancia al estrés del hábitat. Basado en este planteamiento se aplicaron distintos índices bióticos para el seguimiento de la calidad del agua. El objetivo del presente trabajo fue realizar un estudio de los macroinvertebrados que funcionan como bioindicadores de la calidad del agua en la Presa Xhimojay. La Presa Xhimojay por sus valores promedio, se caracterizó como poco profunda, transparente, tibia, hiperoxigenada, blanda y excesivamente alcalina. Se colectó un total de 20 taxas, de las cuales el orden más representativo fue Hemiptera por número de familias, dentro del cual se encuentra la familia Corixidae que presentó la mayor cantidad total de individuos en el ciclo anual. La abundancia de los taxa en la presa fue considerada como intermedia, con una riqueza específica baja, observándose una dominancia por parte de la familia Corixidae. La riqueza (1.727 y 1.936), diversidad (0.643 y 0.778) y equitatividad (0.569 y 0.678) fueron consideradas intermedias, corroborado por la dominancia (0.326 y 0.250). Se identificaron grupos funcionales como: raspadores, detritívoros, filtradores, colectores, con una predominancia del grupo funcional de los depredadores y se identificaron un total de catorce familias indicadoras de mala calidad del agua, tres de buena calidad y tres de regular calidad. La calidad del agua para la Presa Xhimojay durante el año 2013 fue ligeramente contaminada, considerando el índice más adecuado (BMWP) (57 y 64) y comprobado por el tipo de taxas colectados. La utilización de los índices bióticos son una buena alternativa y complemento a los parámetros físicoquímicos para el seguimiento y gestión de cuencas con un importante ahorro, tanto económico como de tiempo, puesto que detectan cambios en las comunidades.

**Palabras clave:** Ecología acuática, Índices biológicos, contaminación acuática, insectos acuáticos.

## Abstract

The use of physical and chemical indicators as tools for assessing water quality has been used for decades, but its scope is limited, because with them it is not possible to assess the real or total impact of human activities on the aquatic ecosystems. To get an integral view of the changes in aquatic ecosystems, biological methods employing aquatic communities have been developed. Some benthic forms are often considered the best indicators of organic contamination due to their constant presence, relatively long-lived, sedentary habits and different stress tolerance to the habitat. Based on this approach various biotic indexes for monitoring water quality have been used. The objective of this paper was to realize a study of macroinvertebrates that function as bio-indicators of water quality in the Xhimojay dam. The Xhimojay dam, due to its averages values, was considered as shallow, transparent, lukewarm, hiperoxygenated, soft and excessively alkaline. In which 20 taxa were found, of which the most representative order was Hemiptera due to the number of families, which includes the Corixidae family. The richness (1.727 y 1.936), diversity (0.643 y 0.778) and evenness (0.569 y 0.678) were considered intermediate, supported by the dominance (0.326 y 0.250). Functional feeding groups were identified as scrapers, detritivores, filtering, collectors, with a predominance of the functional feeding group of predators. Fourteen families of bad quality were identified, three of good quality and three of regular quality. The water quality of the Xhimojay dam during the 2013 year was classified as slightly polluted, considering the right index (BMWP) (57 y 64) and checked by the type of collected taxa. Thus biotic indexes are considered as a good alternative and a complement to the physicochemical parameters for monitoring and managing of watersheds. They represent significant savings, both economical and in time, since they detect changes in communities.

**Key words:** Aquatic ecology, biological indexes, aquatic pollution, aquatic bugs, dam.

## Introducción

Desde 1974, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) monitorea de manera sistemática la calidad del agua en el país utilizando parámetros físico-químicos, y desde 2003, utiliza indicadores de la calidad del agua, demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST). Estos parámetros son útiles para medir la cantidad de materia orgánica en el agua, pero no reflejan el riesgo tóxico ni mucho menos la integridad biótica de los recursos acuáticos, así como el impacto real o total de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos (Pratt *et al.*, 1996; Cairns y Pratt, 1993).

Para tener una visión integral de las alteraciones de los ecosistemas acuáticos se desarrollaron métodos biológicos que emplean a las comunidades acuáticas. Las técnicas que utilizan organismos acuáticos para monitorear la calidad del agua han demostrado su eficiencia en la detección de alteraciones (Rosenberg y Resh, 1993).

Gibbson *et al.* (1996), propusieron que las afectaciones (químicas, físicas y/o biológicas) a los sistemas acuáticos, se reflejan en daños en la condición y el funcionamiento de las comunidades bióticas. Los Índices Bióticos parten de éste principio y por lo tanto, son medidas de las condiciones biológicas presentes de tal forma que proveen de una fuente significativa de comparación con las condiciones esperadas en ausencia de los impactos humanos (Barbour *et al.*, 1999).

Existen numerosos protocolos de muestreo de macroinvertebrados acuáticos e índice bióticos, como el Índice Biótico de Familia (FBI), Índice de Calidad del Agua (ICA), entre otros, utilizados en diversos países para evaluar y determinar el estado de salud de los cuerpos de agua. Estos protocolos han sido diseñados para que su implementación sea fácil, de bajo costo y sobre todo poder ser aplicados en diversas regiones y estudios (Resh, 1995).

Los grupos de bioindicadores más ampliamente utilizados desde hace décadas en varios países son la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y los peces (Rosenberg y Resh, 1993).

Los animales bentónicos constituyen un grupo extremadamente diverso, tanto ecológica como taxonómicamente, prácticamente cada taxa de invertebrados que vive en el agua dulce contribuye con el zoobentos (Hutchinson, 1993). El estudio de la fauna bentónica presenta importancia en aspectos tanto ecológicos como económicos, ya que forma parte de la red trófica y la transferencia de energía (Juárez e Ibáñez, 2003).

Los invertebrados bentónicos (y especialmente los macroinvertebrados) son uno de los grupos biológicos más ampliamente usados como indicadores de calidad del agua. Esto se debe a que integran muchas de las cualidades que se esperan de un indicador. Entre éstas, destaca su elevada diversidad y que estén representados diferentes taxones, con requerimientos ecológicos diferentes relacionados con las características hidromorfológicas (velocidad del agua, sustrato), fisicoquímicas y biológicas del medio acuático, su presencia constante, relativamente largo período de vida y hábitos sedentarios (Webber *et al.*, 1989; Alba-Tercerdor *et al.*, 2005). Según Hynes (1960), la densidad del bentos es un útil índice de calidad del agua, sin embargo, la densidad puede fluctuar ampliamente con los cambios de estaciones y el espacio.

La distribución y presencia de estos organismos está directamente influenciada por las condiciones físicas y químicas del agua. Por esta razón, el uso de macroinvertebrados como bioindicadores del estado trófico se ha convertido en una práctica frecuente en cuerpos acuáticos (Chapman, 1994; Solimini *et al.*, 2006), debido a que son muy abundantes, se encuentran en prácticamente todos los ecosistemas de agua dulce y su recolección es simple y de bajo costo (Gamboa *et al.*, 2008). Este grupo incluye a los moluscos, crustáceos, algunas especies de gusanos (nemátodos, planarias, anélidos como lombrices), ácaros y un gran número

de especies de insectos (larvas y adultos) (González *et al.*, 2014).

Los insectos forman gran parte de la comunidad bentónica (Ward, 1992; O'Sullivan y Reynolds, 2004), ocupan todos los hábitats de agua dulce y todo tipo de nichos y están presentes en enormes densidades y diversidades. La mayoría de las especies pasan la mayor parte de su vida como larvas y sólo abandonan brevemente el medio acuático para aparearse (Hilsenhoff, 1988).

Los insectos bentónicos actúan como un productor secundario en el ecosistema acuático, son importantes en la red alimentaria del ecosistema acuático. Además juegan un papel importante en el procesamiento de la materia orgánica (Cummins *et al.*, 1984).

Existen diez órdenes que contienen insectos acuáticos. Cinco de ellos (Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Trichoptera y Megaloptera) son órdenes acuáticos, en los cuales casi todas las especies tienen larvas acuáticas. Los otros cinco (Heteroptera, Coleoptera, Diptera, Lepidoptera y Neuroptera) son parcialmente acuáticos, en los cuales muchas especies son terrestres (Hilsenhoff, 1988). Según Throp y Covich (1991), estos órdenes de insectos, constituyen el grupo de invertebrados más diverso y mejor estudiado y resultan importantes bioindicadores de contaminación, puesto que cada grupo tiene diferentes grados de tolerancia a diversos contaminantes lo que afecta su composición, abundancia y crecimiento (Solimini *et al.*, 2006).

Los órdenes más utilizados para estimar la calidad ambiental son: Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Diptera, Odonata, Hemiptera y Coleoptera (Gamboa *et al.*, 2008; González *et al.*, 2014).

Sin embargo, algunas características de los insectos acuáticos pueden dificultar su uso efectivo en las actividades de biomonitoreo y requieren una consideración especial: (1) no responden directamente a todos los tipos de impacto (ej. Herbicidas); (2) su distribución y abundancia pueden ser afectadas por factores

distintos que la calidad de agua (ej. Velocidad de la corriente, tipo de sustrato); (3) su abundancia y distribución varía estacionalmente; y (4) habilidades de dispersión pueden llevar a los insectos acuáticos dentro y fuera de las zonas en las que normalmente no se producen. Por otra parte, no existen claves de identificación para algunos grupos de insectos acuáticos (Merritt y Cummins, 1996).

## Antecedentes

Rosas *et al.* (1985), fueron los primeros en utilizar un índice biológico basado en los macroinvertebrados para evaluar la calidad del agua del lago Pátzcuaro, aplicando el índice de Beck, el cual caracterizó el lago como moderadamente contaminado.

Pedraza y Ponce (1995), realizaron estudios respecto a insectos como indicadores ecológicos de contaminación en el lago de Pátzcuaro, Michoacán, no encontraron relación alguna entre la comunidad y las características físicas y químicas, concluyeron que el lago es de tipo eutrófico con insectos representativos.

Roldán (1999), realizó un análisis de la problemática de la contaminación del agua usando como método para medir su deterioro a macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores.

Pino *et al.* (2003), realizaron un estudio de la diversidad de macroinvertebrados presentes en la quebrada La Bendición, en el municipio de Quibdó (Chocó, Colombia), evaluándose los índices ecológicos de diversidad, riqueza, abundancia, equidad y dominancia. Éstos presentaron una riqueza y una equidad alta, mientras que la dominancia presentó niveles bajos. Mediante los índices biológicos se pudo determinar que la quebrada la Bendición, presenta aguas de buena calidad, no contaminadas o no alteradas de modo sensible.

Huerto *et al.* (2005), aplicaron el Índice Biótico de Familia (FBI) para evaluar la calidad del agua de los ríos Amacuzac y Balsas (estados de Morelos y Guerrero), el cual clasificó el agua como buena para Amacuzac y regular para Balsas.

Hurtado *et al.* (2005), estudiaron la estructura y los cambios ecológicos de la comunidad de macroinvertebrados en la cuenca del río San Juan (estados de Hidalgo y Querétaro), utilizando índices de diversidad, de similitud y de equidad, con el fin de sentar las bases para elaborar planes de conservación biológica.

López-Hernández *et al.* (2007), realizaron una bioevaluación de la calidad del agua del Río Lerma y Lago de Chapala mediante un Índice de Calidad del Agua (ICA) y un Índice Biótico Extendido (IBE) a partir de las comunidades macrobentónicas. Los resultados indicaron que a nivel del ICA se presentó una diferencia grande entre el río y el lago; en sequía, el río quedó en la escala de contaminado a altamente contaminado, incluyendo su entrada al Lago de Chapala, el resto del lago quedó en el intervalo entre poco contaminado y aceptable.

Pérez-Munguía (2007), aplicó el índice de integridad biótica basado en asociaciones de macroinvertebrados acuáticos, para monitorear la condición de ríos y arroyos del centro de México usando el índice de diversidad de Shannon, donde se clasificó el agua como óptima y subóptima.

Gamboa *et al.* (2008), utilizaron algunos órdenes de insectos para estimar la calidad ambiental, presentaron a los macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos y su utilidad a partir del empleo de los índices bióticos para estimar la tolerancia del bentos a los contaminantes.

Kabir *et al.* (2013), realizaron un estudio ecológico en la región de Aligarh en donde se obtuvo una riqueza de veinte especies principalmente insectos, los cuales juegan un papel importante dentro del embalse como indicadores de contaminación, alimento de peces y un componente importante dentro de la cadena trófica.

Reyes-Morales y Springer (2014), evaluaron el efecto del esfuerzo de muestreo sobre la riqueza de táxones, abundancia de macroinvertebrados acuáticos y especialmente el índice Biological Monitoring Working Party BMWP en el lago Atitlan, Guatemala. Quienes encontraron una variación de categorías de contaminación según el esfuerzo realizado en el muestreo.

Rodríguez-Varela *et al.* (2015), realizaron un estudio ecológico de la Presa Xhimojay estudiando los cambios en la composición y abundancia del zoobentos durante el ciclo anual 2013.

## Justificación

Los estudios sobre macroinvertebrados que forman parte del bentos se han llevado a cabo en diversas localidades y cuerpos de agua debido a su importancia en múltiples funciones en el ecosistema acuático, entre las que destaca su papel como bioindicadores. En México, los macroinvertebrados fueron utilizados como bioindicadores de la calidad de los ecosistemas acuáticos por primera vez en 1985 y no fue hasta después del 2000 que hubo un aumento importante en el empleo de estos organismos para el monitoreo de la calidad ambiental de los cuerpos epicontinentales, ya que el incremento en su estudio conllevará a la mejor comprensión de cómo y de qué manera es afectado un ecosistema de agua dulce por un contaminante.

## **Objetivo general**

Realizar un estudio anual de los grupos de macroinvertebrados bentónicos de la Presa Xhimojay que funcionan como bioindicadores de la calidad del agua y determinar con base en ellos la calidad del agua.

## **Objetivos particulares**

- Determinar la composición y riqueza de taxones de macroinvertebrados.
- Determinar la densidad de los grupos identificados y sus variaciones a lo largo del tiempo.
- Determinar variables ecológicas que son utilizados en biomonitoreos.
- Determinar la calidad del agua mediante índices biológicos.

## Área de estudio

La Presa Xhimojay se encuentra ubicada en el municipio de Jilotepec, Estado de México, en la latitud  $19^{\circ} 55' 44.65''$  y longitud  $99^{\circ} 38' 4.56''$  forma parte del sistema montañoso de la Sierra Nevada del Eje Volcánico y corresponde a la subprovincia fisiográfica de las Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo (INEGI 2013) (Fig. 1).

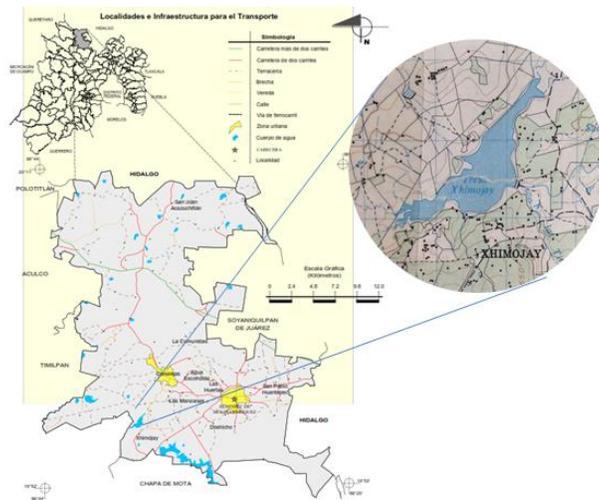


Fig.1 Ubicación de la Presa Xhimojay (Tomado de INEGI, 2009).

**Clima:** De acuerdo a la Carta de Clima realizada por Koppen, el clima presente en la región es templado subhúmedo con lluvias en verano, con clave  $C(w^2)(w)$ ; presenta poca variación térmica; la temperatura máxima se presenta antes del solsticio de verano y alcanza los  $23^{\circ}C$ ., no obstante, en los últimos años se resiente un incremento gradual de la temperatura, en los meses de junio, julio y agosto, rondando los  $30^{\circ}C$ . El porcentaje de precipitación invernal que se registra es menor a cinco mientras que la precipitación del mes más seco es menor a 40 mm (Fig. 2) (CETENAL, 1976a).

**Suelo:** Los suelos del municipio son predominantemente luvisoles, vertisoles, feozem y planosoles. Por sus propiedades físicas y químicas, estos suelos volcánicos permiten un aprovechamiento óptimo de los nutrientes, característica

que vuelve altamente redituable la aplicación de mezclas fertilizantes de uso comercial al momento de dedicarlos al cultivo agrícola. Los vertisoles son suelos fértiles para la agricultura, pero presentan problemas para su manejo ya que su dureza dificulta la labranza y requieren de riego. Los luvisoles se determinan por ser fértiles, pero crecidamente susceptibles a la erosión. Por su parte los feozem se utilizan en la agricultura de temporal o riego. Los planosoles, al noreste de la Presa Xhimojay, frecuentemente presentan textura y composición delgada y susceptible a la erosión, provocando rendimientos agrícolas generalmente bajos (Fig.2) (CETENAL, 1976a).

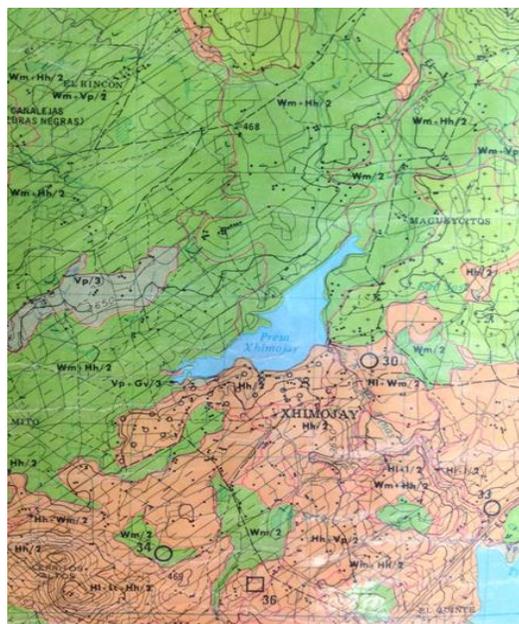


Fig. 2 Carta Edafológica (CETENAL, 1976a)

**Uso de suelo:** La presa es considerada un cuerpo de agua permanente. La vegetación circundante, en su mayoría es el pastizal inducido (Pi), aunque en zonas más alejadas hay una región de bosque natural latifoliada donde predomina el encino FBL (Q). Como vegetación secundaria se presenta el matorral inerme S (Mi). Este tipo de suelo tiene erosión hídrica fuerte (Ehf) y es utilizado para la agricultura de temporal permanente (AtpA) y de riego (ArA), ambas con un tipo de cultivo anual (A) (Fig. 3) (CETENAL, 1976b).

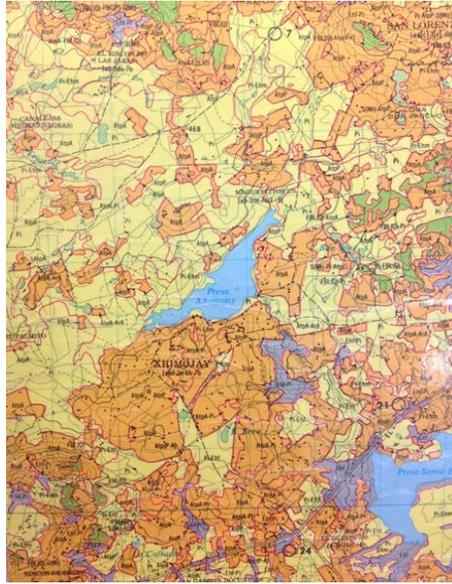


Fig. 3 Carta de Uso de Suelo (CETENAL, 1976b).

**Hidrología:** Jilotepec pertenece a la región hidrológica del Alto Pánuco, dentro de las principales presas existentes en el municipio se encuentra Xhimojay con una capacidad de almacenamiento de 1.1 millones de metros cúbicos.

El arroyo Las Tinas nace en la cortina de la Presa Xhimojay, pasando por la Presa Santa Elena, el inicio de este arroyo es a 3.50 km de distancia de la parte más alejada del vaso de la Presa Santa Elena en sentido noroeste y recorriendo los 2.25 km del vaso de almacenamiento hasta llegar a la cortina de esta presa, estas aportaciones son almacenadas y reguladas en la Presa Danxhó. Actualmente la Presa Xhimojay forma parte de la transferencia de una unidad de riego del mismo nombre (Fig. 4) (CETENAL, 1974).

**Topografía:** Se puede observar que en el área circundante a la presa se encuentran zonas de cultivo, casas aisladas y el canal de Xhimojay; además el tipo de suelo que se encuentra de 50 a 100 cm de profundidad son duripan y lítica profunda (Fig. 4) (CETENAL, 1974).

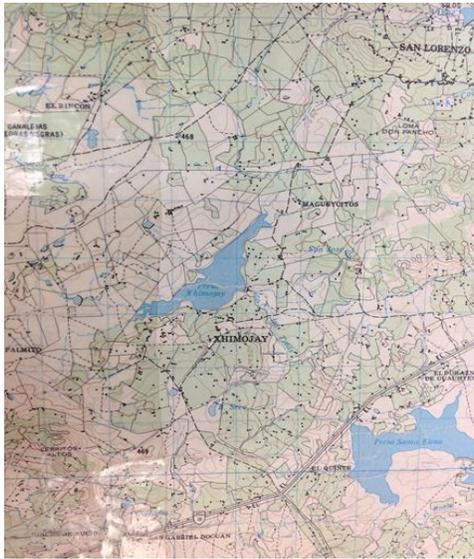


Fig.4 Carta Topográfica (CETENAL, 1974).

## Materiales y método

Se realizaron muestreos mensuales de enero a diciembre de 2013 en la Presa Xhimojay, Estado de México (Figs. 5 y 6), considerando dos temporalidades: estiaje (enero-abril y noviembre-diciembre) y lluvias (mayo-octubre) (CONAGUA, 2015).



Fig. 5. Localización de las estaciones de muestreo en la Presa Xhimojay. El poste amarillo señala el sitio donde se realizó el registro de características fisicoquímicas y ambientales y la colecta del zoobentos.



Fig. 6. Detalle de la zona de muestreo al norte de la Presa Xhimojay. El poste amarillo señala el sitio donde se realizó el registro de características fisicoquímicas y ambientales y la colecta del zoobentos.

En cada uno de los muestreos se georeferenciaron los sitios de colecta con un geoposicionador Magellan Map 410 y se registraron los siguientes parámetros fisicoquímicos: Profundidad y transparencia con un disco de Secchi WaterMark, temperatura del agua y conductividad con un conductímetro YSI 30, oxígeno disuelto del agua con oxímetro OAKTON DO 300; pH con potenciómetro digital marca ORION 290 WD-35624-74 y color del agua con la escala Forel-Ule como método indirecto para medir productividad del sistema (Fig. 7).



Fig. 7. Registro de parámetros fisicoquímicos.

La colecta del zoobentos se realizó con una red de aluminio acuática de fondo marca WaterMark de boca rectangular de 25.4 cm por 45.72 cm con 25.4 cm de profundidad, mango de 152.4 cm y de 500  $\mu\text{m}$  de abertura de malla, red aprobada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para realizar muestreos confiables de organismos bentónicos en ríos, lagos, presas o embalses (Forestry Suppliers Inc., 2005). En cada muestreo se realizó un arrastre de 1.0  $\text{m}^2$  (Fig. 8).



Fig. 8. Detalle de la realización del muestreo biológico con red acuática de fondo marca WaterMark.

La muestra obtenida, se redujo en volumen *in situ*, pasándola por tamices de diferentes tamaños (de mayor a menor abertura) hasta un tamiz con una abertura de malla aproximada de 0.5 mm (Fig. 9), después de lo cual se enjuagó varias veces para remover el exceso de sedimento. Los ejemplares capturados fueron colocados en frascos de plástico debidamente rotulados, fijados en formol al 10 % y trasladados al Laboratorio de Ecología de Peces de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM.



Fig. 9. Reducción de volumen *in situ* y colocación de muestra en frascos de 2 L.

Los diferentes grupos fueron identificados hasta un nivel permisible con base en los trabajos de Ruttner-Kolisko (1962), Needham y Needham (1978), Merritt y Cummins (1996), Smith (2001) y Thorp y Covich (2001) y se realizó una selección de los macroinvertebrados bentónicos considerados como bioindicadores (Gamboa *et al.*, 2008; González *et al.*, 2014). Los organismos de cada taxa fueron contados y pesados con una balanza digital Acculab VI-1 mg con una capacidad de 120 g y 0.001 g de precisión y se estandarizó su abundancia en individuos/m<sup>2</sup> y en gramos/m<sup>2</sup>.

Para la caracterización del agua de la presa se usó la clasificación de Fernández *et al.* (2010) y Bogomolev y Silinbetchurin (1996) para temperatura.

Para la caracterización ecológica de la presa se calculó los siguientes índices, obtenidos a partir del programa PRIMER 6 v.6.1.6 (Clarke y Warwick, 2001) y el uso de Microsoft Excel 2013:

La riqueza específica (S), la cual se registró contando el número total de grupos presentes durante todo el estudio.

La riqueza de Margalef (d)

$$d = \frac{S - 1}{\log(N)}$$

Dónde:

S= número de especies por estación

N= total de individuos por estación

Para calcular la diversidad de especies, el valor de equitatividad y dominancia en el sistema se empleó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), índice de equitatividad de Pielou basado en Shannon (J') e índice de Dominancia de Simpson:

Diversidad de Shannon H':

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

$$H' = -\sum p_i * \log p_i$$

Dónde:

n<sub>i</sub> = Número de individuos de la especie "i" en la estación.

N = Número total de individuos de todas las especies en la misma estación.

H' = Diversidad de Shannon (decits).

p<sub>i</sub> = Abundancia relativa en proporción de cada especie "i-ésima" con respecto a la abundancia total de todas las especies en la estación.

Equitatividad J':

$$J' = \frac{H'}{H_{max}}$$

Dónde:

S = Riqueza de especies

$H_{m\acute{a}x}$  = Diversidad bajo condiciones de máxima equitatividad

$H_{m\acute{a}x} = \log S$

$H'$  = Valor de diversidad de Shannon

$J'$  = Equitatividad de Pielou

Dominancia de Simpson  $\lambda$ :

$$\lambda = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Dónde:

$\lambda$  = Índice de Dominancia de Simpson

$p_i$  = Es la abundancia relativa en proporción, de cada especie i-ésima, con respecto a la abundancia total de todas las especies en la estación.

$n_i$  = Número de individuos de la especie i-ésima de la estación

$N$  = Número total de individuos de todas las especies en la misma estación

Se aplicaron los siguientes índices biológicos para evaluar la calidad del agua con el uso de macroinvertebrados bentónicos:

## Family Biotic Index (FBI)

El índice biótico fue desarrollado originalmente por Hilsenhoff (1982), para proporcionar un único "valor de tolerancia", que es el promedio de los valores de tolerancia de todas las especies dentro de la comunidad de artrópodos bentónicos. El índice biótico fue posteriormente modificado para el nivel de la familia con valores de tolerancia que van de 0 (excelente) a 10 (pobre) en función de su tolerancia a la contaminación orgánica (Tabla 1). Se calcula:

$$FBI = \sum \frac{x_i t_i}{n}$$

Dónde:

"xi" = Número de individuos en el taxón "i-ésimo"

"ti" = Valor de tolerancia del taxón "i-ésimo"

"n" = Número total de organismos en la muestra.

Tabla 1. Clasificación de la calidad del agua con base en el índice biótico de Hilsenhoff (1982).

<b>FBI</b>	<b>Calidad del agua</b>	<b>Grado de contaminación orgánica</b>
0.00-3.75	Excelente	Sin contaminación aparente
3.76-4.25	Muy buena	Contaminación ligera
4.26-5.00	Buena	Contaminación poco aparente
5.01-5.75	Regular	Contaminación poco significativa
5.76-6.50	Regular pobre	Contaminación significativa
6.51-7.25	Pobre	Contaminación muy significativa
7.26-10.00	Muy pobre	Contaminación severa

## Biological Monitoring Working Party (BMWP)

La puntuación BMWP proporciona valores individuales, a nivel familiar, representante de la tolerancia de los organismos a la contaminación. Cuanto mayor sea su tolerancia hacia la contaminación, menor es el puntaje BMWP. Para reflejar las condiciones dentro de América del Norte, Mackie (2001), ha modificado este índice. BMWP se calcula sumando las puntuaciones individuales de todas las familias, y el orden oligoquetos (Friedrich *et al.*, 1996), representada dentro de la comunidad (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de la calidad del agua con base en el índice BMWP.

Clase	Puntuación	Calidad del agua
I	> 120	Aguas muy limpias
	101-120	Aguas limpias
II	61-100	Aguas ligeramente contaminadas
III	36-60	Aguas contaminadas
IV	16-35	Aguas muy contaminadas
V	< 16	Aguas fuertemente contaminadas

#### Average Score Per Taxon (ASPT)

La puntuación media por taxón (ASPT) representa la puntuación media de tolerancia de todos los taxones dentro de la comunidad, y se calcula dividiendo el BMWP entre el número de familias representadas en la muestra (Friedrich *et al.*, 1996) (Tabla 3).

Tabla 3. Clasificación de la calidad del agua con base en el índice ASPT.

ASPT	Calidad del agua
>6	Agua limpia
5-6	Calidad dudosa
4-5	Probable contaminación moderada
<4	Probable contaminación severa

## Resultados

### Parámetros físico-químicos

Durante el ciclo anual 2013 se registraron los siguientes datos:

La profundidad en promedio fue de 57.01 cm, registrando un valor máximo de 92 cm en el mes de febrero y un valor mínimo de 25.25 cm en el mes de agosto.

La transparencia registró un valor promedio de 30.37 cm, el valor máximo fue de 62 cm durante el mes de febrero y el valor mínimo fue de 8.5 cm durante el mes de junio.

La temperatura registró un promedio de 20.86 °C, con el valor más bajo en el mes de marzo con 17.10 °C y el valor más alto en el mes de octubre con 25.53 °C.

El oxígeno disuelto registró un promedio de 8.78 mg/L, el valor máximo fue de 11.24 mg/L y se presentó en el mes de diciembre, mientras que en valor mínimo fue de 6.47 mg/L en el mes de agosto.

La conductividad registró un promedio de 144.28  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , con un valor máximo de 234.85  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el mes de mayo y un valor mínimo de 80.83  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el mes de agosto.

Para el pH se obtuvo un promedio de 9.39, el valor máximo registrado fue de 13.78 en el mes de diciembre, mientras que el valor mínimo fue de 7.8 en el mes de marzo.

Los parámetros obtenidos mensualmente se observan en la Tabla 4.

VARIABLE		ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE
Profundidad	cm	70.00	92.00	57.00	30.00	78.00	29.00	44.00	25.25	43.86	74.00	77.00	64.00
Transparencia	cm	45.00	62.00	28.00	26.00	13.00	8.50	17.50	12.00	19.43	54.00	41.50	37.50
Temperatura agua	°C	18.00	19.50	17.10	22.40	19.05	24.03	25.20	22.78	19.14	25.53	17.45	20.18
Oxígeno disuelto	mg/L	8.30	8.40	7.62	9.85	8.38	9.37	8.75	6.47	6.33	9.44	11.20	11.24
Conductividad	µS/cm	145.00	150.00	142.70	183.35	234.85	195.10	172.45	80.83	88.29	109.48	109.90	119.38
pH		8.30	8.40	7.80	8.95	8.80	8.98	9.60	9.33	9.20	9.08	10.53	13.78
Color agua	Escala Forel	Muy productiva											

Tabla 4. Características de los parámetros físico-químicos de la Presa Xhimojay durante el 2013

## Arreglo filogenético

A continuación se presenta el arreglo filogenético de los macroinvertebrados bentónicos con funciones de bioindicadores colectados en la Presa Xhimojay en el ciclo anual 2013, conforme al ITIS (Integrated Taxonomic Information System).

Tabla 5. Arreglo filogenético de las familias colectadas con función de bioindicador.

Orden	Imagen
<p>Reino: Animalia            Subreino: Bilateria            Infrareino: Protostomia            Superphylum: Ecdysozoa            Phylum: Arthropoda            Subphylum: Hexapoda            Clase: Insecta            Subclase: Pterygota            Infraclasse: Neoptera            Superorden: Paraneoptera            Orden: Ephemeroptera            Familia: Baetidae (Leach, 1815)</p>	 <p>Vargas Peralta, 2014 (Laboratorio de Ecología de peces, FESI)</p>
<p>Reino: Animalia            Subreino: Bilateria            Infrareino: Protostomia            Superphylum: Ecdysozoa            Phylum: Arthropoda            Subphylum: Hexapoda            Clase: Insecta            Subclase: Pterygota            Infraclasse: Neoptera            Orden: Odonata (Fabricius, 1793)            Familia: Coenagrionidae</p>	 <p>Fonseca Romero, 2014 (Laboratorio de Ecología de peces, FESI)</p>
<p>Reino: Animalia            Subreino: Bilateria            Infrareino: Protostomia            Superphylum: Ecdysozoa            Phylum: Arthropoda            Subphylum: Hexapoda            Clase: Insecta            Subclase: Pterygota            Infraclasse: Neoptera            Superorden: Paraneoptera            Orden: Hemiptera (Linnaeus, 1758)            Familia: Belostomatidae</p>	 <p>Fonseca Romero, 2014 (Laboratorio de Ecología de peces, FESI)</p>

Reino: Animalia  
Subreino: Bilateria  
Infrareino: Protostomia  
Superphylum: Ecdysozoa  
Phylum: Arthropoda  
Subphylum: Hexapoda  
Clase: Insecta  
Subclase: Pterygota  
Infraclasse: Neoptera  
Superorden: Paraneoptera  
Orden: Hemiptera (Linnaeus, 1758)  
Familia: Corixidae



Reino: Animalia  
Subreino: Bilateria  
Infrareino: Protostomia  
Superphylum: Ecdysozoa  
Phylum: Arthropoda  
Subphylum: Hexapoda  
Clase: Insecta  
Subclase: Pterygota  
Infraclasse: Neoptera  
Superorden: Paraneoptera  
Orden: Hemiptera (Linnaeus, 1758)  
Familia: Notonectidae



Reino: Animalia  
Subreino: Bilateria  
Infrareino: Protostomia  
Superphylum: Ecdysozoa  
Phylum: Arthropoda  
Subphylum: Hexapoda  
Clase: Insecta  
Subclase: Pterygota  
Infraclasse: Neoptera  
Superorden: Holometabola  
Orden: Coleoptera (Linnaeus, 1758)  
Familia: Hydrophilidae



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Hexapoda  
 Clase: Insecta  
 Subclase: Pterygota  
 Infraclase: Neoptera  
 Superorden: Holometabola  
 Orden: Coleoptera (Linnaeus, 1758)  
 Familia: Dytiscidae



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Hexapoda  
 Clase: Insecta  
 Subclase: Pterygota  
 Infraclase: Neoptera  
 Superorden: Paraneoptera  
 Orden: Díptera (Linnaeus, 1758)  
 Familia: Chironomidae



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Chelicerata  
 Clase: Arachnida  
 Subclase: Acari  
 Superorden: Acariformes  
 Orden: Trombidiformes  
 Superfamily: Hydrachnoidea  
 Familia: Hydrachnidae



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Crustacea  
 Clase: Branchiopoda  
 Subclase: Phyllopoda  
 Orden: Diplostraca  
 Suborden: Cladocera  
 Infraorden: Anomopoda  
 Familia: Daphniidae (Staus), 1820



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Crustacea  
 Clase: Maxillopoda  
 Subclase: Copepoda  
 Infraclase: Neocopepoda  
 Superorden: Gymnoplea  
 Orden: Calanoida (G. O. Sars), 1903



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Crustacea  
 Clase: Maxillopoda  
 Subclase: Copepoda  
 Infraclase: Neocopepoda  
 Superorden: Podopela  
 Orden: Cyclopoida (Burmester), 1834



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Crustacea  
 Clase: Ostracoda (Latreille), 1816



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Crustacea  
 Clase: Malacostraca  
 Subclase: Eumalacostraca  
 Superorden: Peracarida  
 Orden: Amphipoda  
 Suborden: Gammaridae  
 Familia: Gammaridae (Latreille), 1802



Fonseca Romero, 2014  
(Laboratorio de Ecología de peces, FESI)

Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Ecdysozoa  
 Phylum: Arthropoda  
 Subphylum: Crustacea  
 Clase: Malacostraca  
 Subclase: Eumalacostraca  
 Superorden: Eucarida  
 Orden: Decapoda  
 Suborden: Pleocyemata  
 Infraorden: Astacidea  
 Superfamilia: Astacoidea  
 Familia: Cambaridae (Hobbs), 1942



Reino: Animalia  
 Subreino: Bilateria  
 Infrareino: Protostomia  
 Superphylum: Lophozoa  
 Phylum: Annelida  
 Subphylum: Clitellata  
 Clase: Hirudinea  
 Subclase: Hirudinea  
 Infraclase: Euhirudinea  
 Orden: Arhynchobdellida  
 Familia: Hirudinidae (Whitman), 1886



Fonseca Romero, 2014  
(Laboratorio de Ecología de peces, FESI)

Reino: Animalia  
Subreino: Bilateria  
Infrareino: Protostomia  
Superphylum: Lophozoa  
Phylum: Annelida  
Subphylum: Clitellata  
Clase: Oligochaeta



Reino: Animalia  
Subreino: Bilateria  
Infrareino: Protostomia  
Superphylum: Lophozoa  
Phylum: Mollusca  
Clase: Gastropoda  
Orden: Basommatophora  
Familia: Planorbidae



Reino: Animalia  
Subreino: Bilateria  
Infrareino: Protostomia  
Superphylum: Lophozoa  
Phylum: Mollusca  
Clase: Gastropoda  
Orden: Basommatophora  
Familia: Physidae



Reino: Animalia  
Subreino: Bilateria  
Infrareino: Protostomia  
Superphylum: Lophozoa  
Phylum: Mollusca  
Clase: Gastropoda  
Orden: Basommatophora  
Familia: Lymnaeidae



## Caracterización ecológica

Con relación a la densidad, se colectaron un total de 17,191 individuos, distribuidos en 20 taxones, de las cuales se determinaron 16 a nivel de familia, dos a nivel de orden y dos a nivel de clase, siendo Corixidae (32.6%) la familia más representativa, seguida por Gammaridae (21.9%). Contrastando con lo anterior, las familias que presentaron las menores abundancias fueron Lymnaeidae (0.05%), Belostomatidae (0.02%) y Dytiscidae (0.02%), considerándose como grupos raros (Fig. 10).

De estos grupos encontrados, cinco taxas pertenecen al grupo de los raspadores (Planorbidae, Lymnaeidae, Physidae, Daphniidae y Corixidae), tres pertenecen a los filtradores (Calanoida, Cyclopoida y Ostracoda), dos pertenecen a los detritívoros (Gammaridae y Cambaridae), tres a los recolectores (Baetidae, Oligochaeta y Chironomidae) y por último y el predominante fue el grupo de los depredadores, a los cuales pertenecen ocho taxas (Coenagrionidae, Notonectidae, Belostomatidae, Hydrophilidae, Dytiscidae, Hydrachnidae, Hirudinea y Chironomidae).

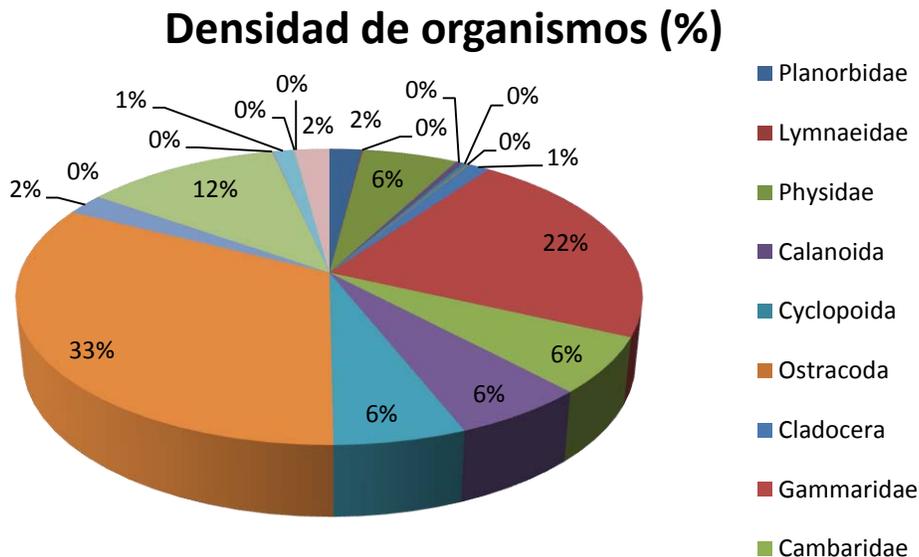


Fig. 10. Densidad porcentual para cada familia con respecto al total de individuos colectados.

De los 14 órdenes, los más representativos por número de familias fueron Hemiptera y Basommatophora con tres, mientras que la familia con la mayor cantidad de individuos recolectados fue Corixidae con 5,604 ind/m<sup>2</sup> (Fig. 11).

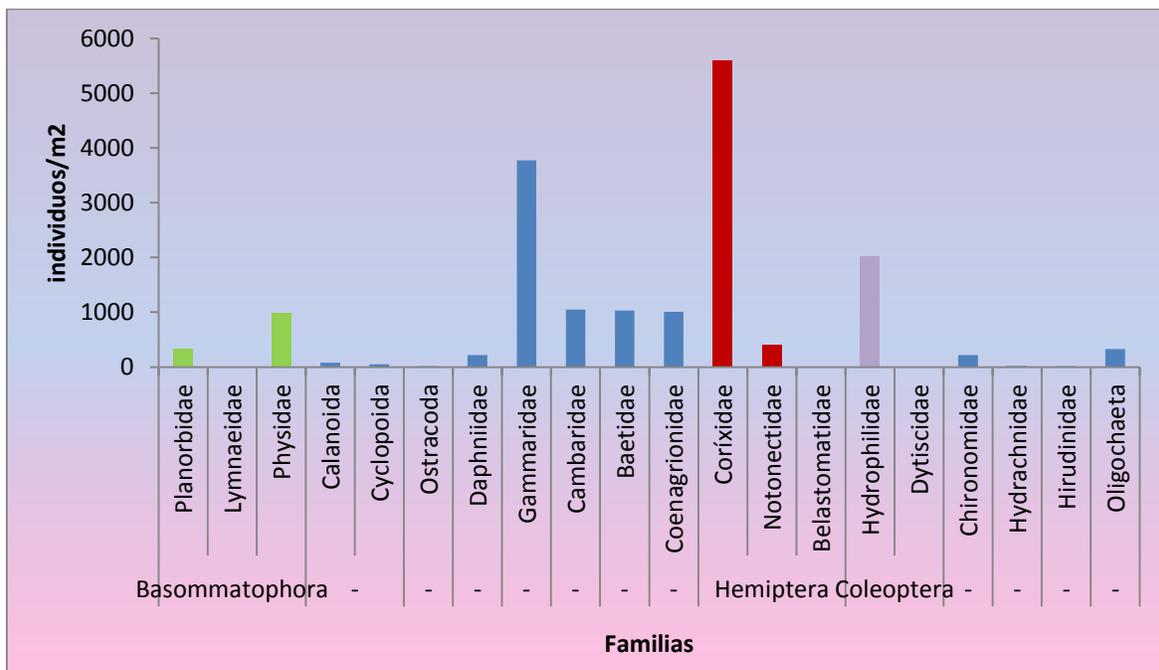


Fig. 11. Familias registradas por orden y densidad (ind/m<sup>2</sup>) por familia

La familia Baetidae registró una densidad total de 1030 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 5.99% del total de organismos colectados. Durante los meses de junio y noviembre se colectó el mayor número de individuos (265 y 264 ind/m<sup>2</sup> respectivamente). Por el contrario, durante el mes de mayo se presentó la menor densidad de estos organismos con únicamente 6 ind/m<sup>2</sup> (Fig.12).

La presencia de esta familia es un indicador de regular calidad del agua. Su elevado número de individuos a lo largo de todo el año puede indicar una buena calidad del agua.

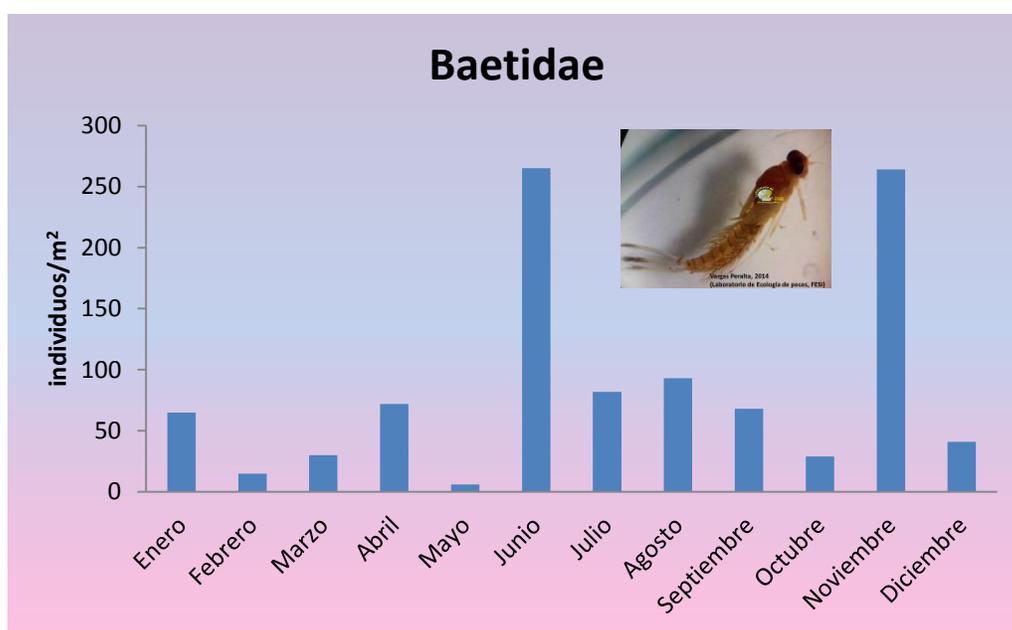


Fig. 12. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Baetidae en el ciclo anual 2013.

La familia Coenagrionidae registró una densidad total de 1004 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 5.86% del total de organismos colectados. Durante los meses de junio y julio se colectó el mayor número de individuos (435 y 247 ind/m<sup>2</sup> respectivamente). Por el contrario, durante los meses de enero y diciembre se presentó la menor densidad de estos organismos con únicamente 3 y 7 ind/m<sup>2</sup> respectivamente (Fig.13).

La presencia de esta familia es un indicador de buena calidad del agua. Su elevado número de individuos durante los meses de junio a agosto indican una buena calidad del agua.

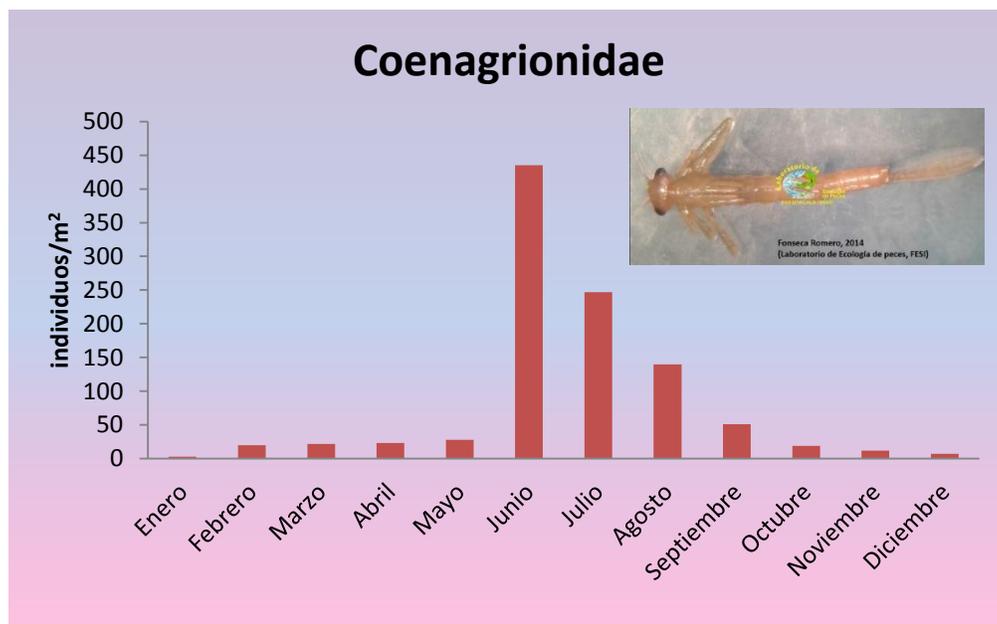


Fig. 13. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Coenagrionidae en el ciclo anual 2013.

La familia Belostomatidae registró una densidad total de cuatro individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.02% del total de organismos colectados, siendo uno de los grupos raros y el menos denso, ya que solo se registró su presencia durante los meses de marzo, agosto y septiembre (1, 1 y 2 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) (Fig. 14).

La presencia de esta familia es un indicador de regular calidad del agua. Su escaso número de individuos así como su presencia intermitente indican una buena calidad del agua.

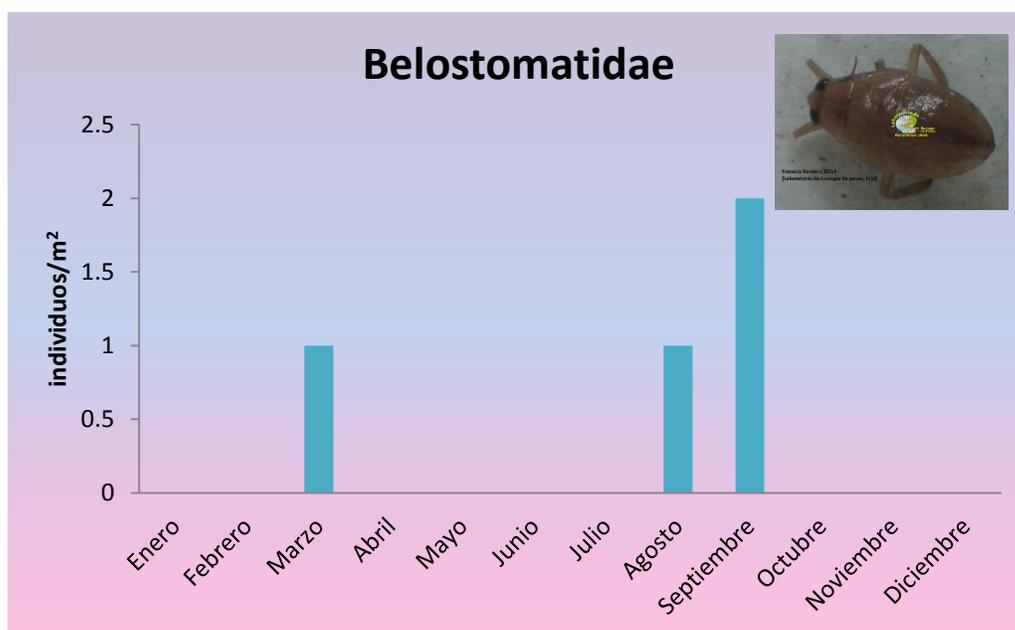


Fig. 14. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Belostomatidae en el ciclo anual 2013.

La familia Corixidae registró una densidad total de 5604 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 32.6% del total de organismos colectados, ocupando el primer lugar en mayor densidad, ya que en general se colectó un gran número de individuos durante todo el muestreo, excepto en los meses de mayo, julio, agosto y septiembre, en los cuales se obtuvo un número bajo de densidad con 7, 84, 89 y 4 ind/m<sup>2</sup> respectivamente (Fig.15).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua del agua. Su elevado número de individuos a lo largo de todo el año indican una mala calidad del agua.

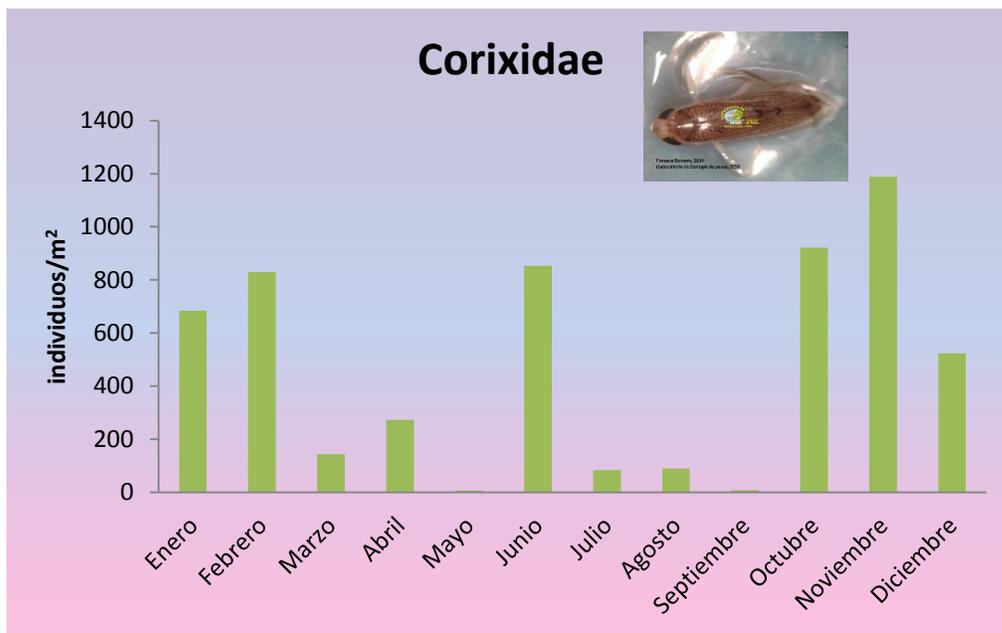


Fig. 15. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Corixidae en el ciclo anual 2013.

La familia Notonectidae registró una densidad total de 397 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 2.31% del total de organismos colectados, siendo de los grupos menos densos. Durante el mes de junio se colectó el mayor número de individuos (131 ind/m<sup>2</sup>). Por el contrario, durante el mes de febrero se presentó la menor densidad de estos organismos con únicamente 1 ind/m<sup>2</sup> (Fig.16).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua. Su escaso número de individuos a lo largo de todo el año pueden indicar una regular calidad del agua.

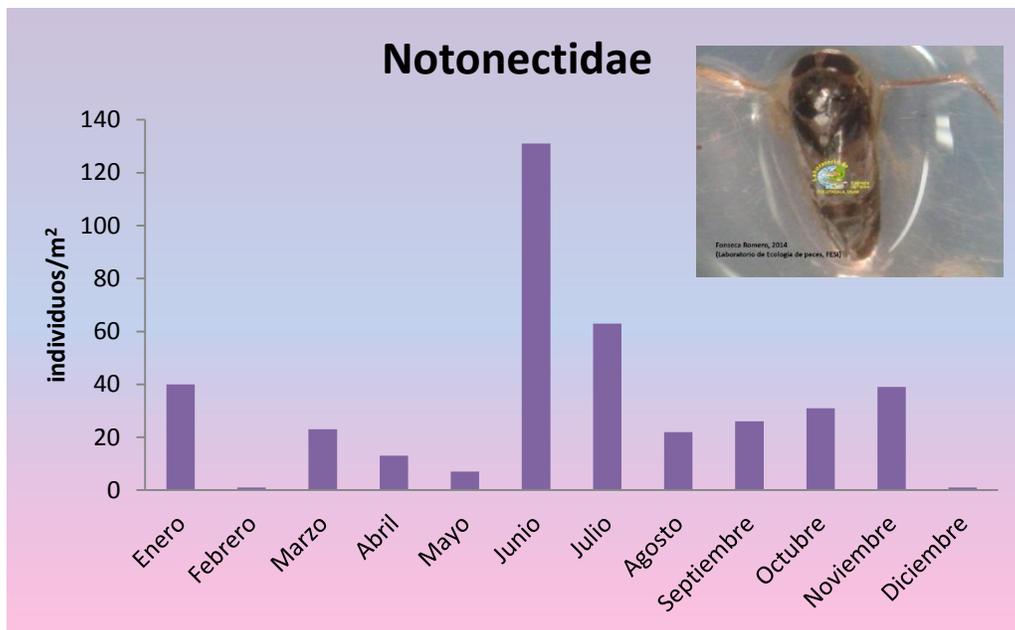


Fig. 16. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Notonectidae en el ciclo anual 2013.

La familia Hydrophilidae registró una densidad total de 2026 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 11.79% del total de organismos colectados, ocupando el tercer lugar en densidad, sin embargo, durante el mes de junio se presentó su máximo número de individuos (1388 ind/m<sup>2</sup>), aunque su presencia durante todo el ciclo anual, fue en general baja (Fig.17).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua. Su elevado número de individuos durante el mes de junio indica una muy mala calidad del agua, a diferencia del resto del año.

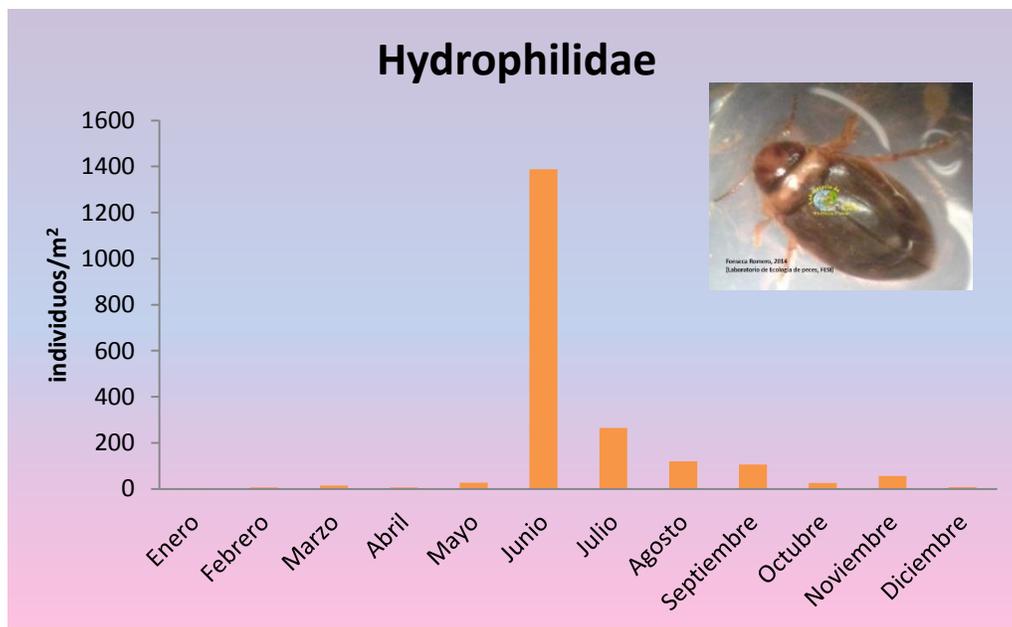


Fig. 14. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Hydrophilidae en el ciclo anual 2013

La familia Dytiscidae registró una densidad total de 9 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.05% del total de organismos colectados, siendo de los grupos raros y el segundo menos denso, ya que solo se registró su presencia durante el mes de octubre (Fig. 18).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua. Su escaso número de individuos puede indicar una buena calidad del agua.

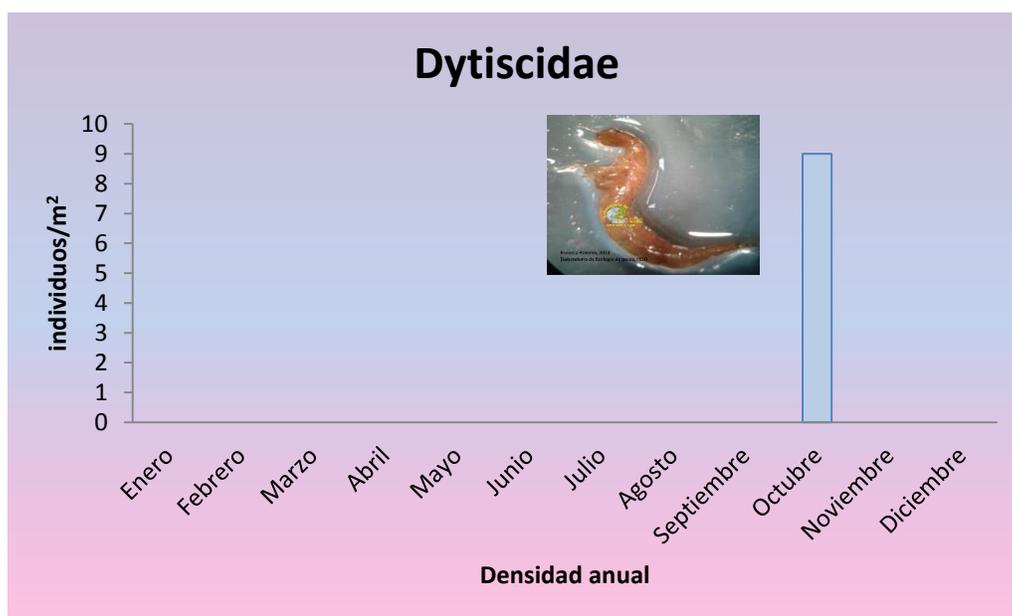


Fig. 15. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Dytiscidae en el ciclo anual 2013

La familia Chironomidae registró una densidad total de 220 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 1.28% del total de organismos colectados, siendo de los grupos menos densos, pues aunque se presentó casi durante todo el muestreo (excepto septiembre y diciembre) su densidad en cada mes fue muy baja. Sin embargo, durante el mes de abril presentó un número alto de individuos (168 ind/m<sup>2</sup>) (Fig.19).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua. Su elevado número de individuos durante el mes de abril puede indicar una muy mala calidad del agua en este mes, sin embargo, en el resto del año, el número de individuos decae y es regular la calidad del agua.

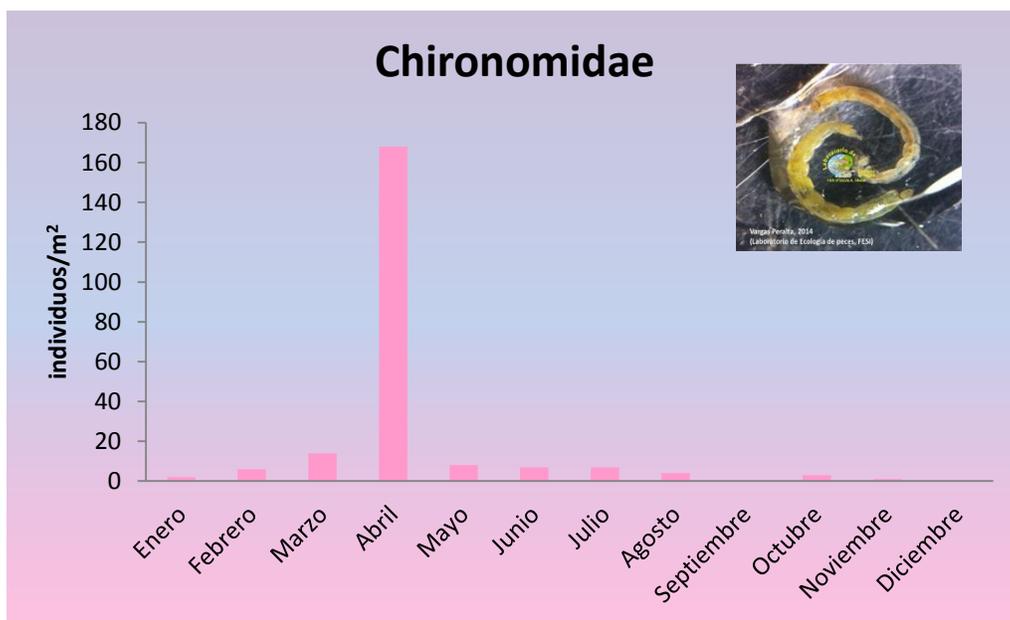


Fig. 16. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Chironomidae en el ciclo anual 2013.

La familia Hydrachnidae registró una densidad total de 18 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.105% del total de organismos colectados, siendo de los grupos menos densos. Durante los meses de junio y agosto se presentó el mayor número de individuos (5 ind/m<sup>2</sup>) (Fig.20).

La presencia de esta familia es un indicador de regular calidad del agua. Su escaso número de individuos puede indicar una mala calidad del agua.

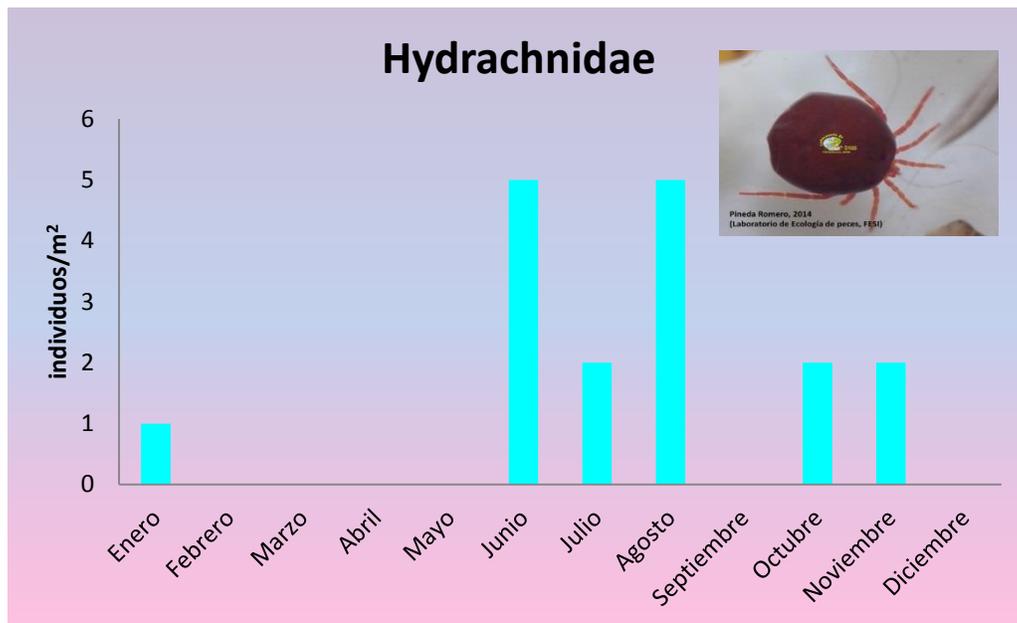


Fig. 20. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Hydrachnidae en el ciclo anual 2013.

La familia Daphniidae presentó una densidad total de 221 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 1.28% del total de organismos colectados. Se presentó en general durante todo el muestreo, excepto en mayo y julio. Durante el mes de marzo se presentó el mayor número de individuos (127 ind/m<sup>2</sup>) y durante los meses de febrero y diciembre se presentó la menor densidad (3 y 1 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) (Fig.21).

La presencia de esta familia es un indicador de muy mala calidad del agua. Su escaso número de individuos indica una buena calidad del agua, a excepción del mes marzo.

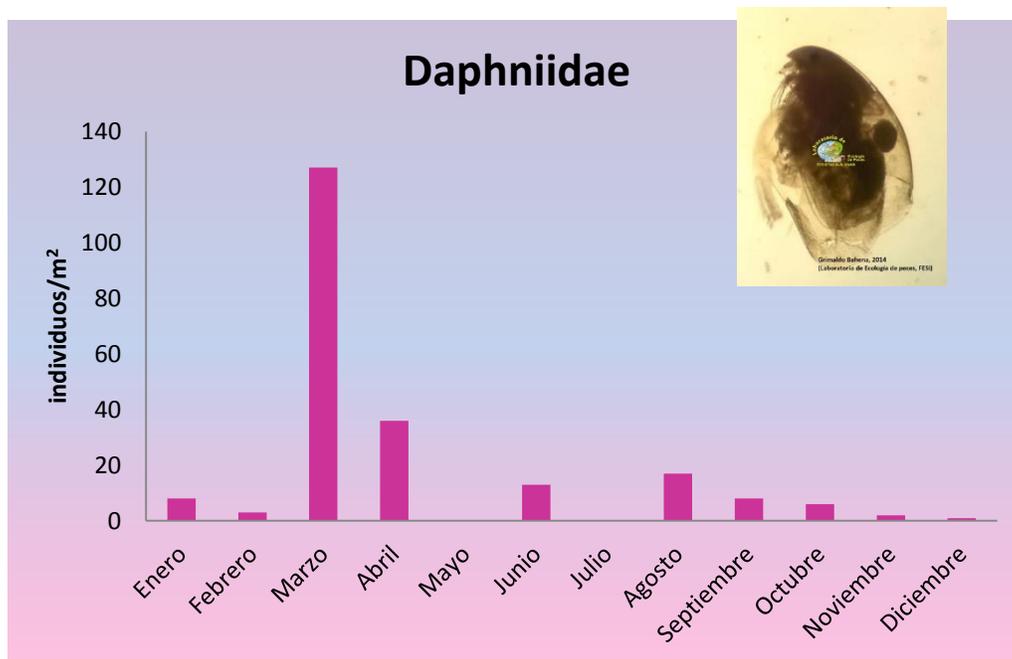


Fig. 21. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Daphniidae en el ciclo anual 2013.

El orden Calanoida registró una densidad total de 77 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.45% del total de organismos colectados, siendo de los grupos menos densos y estos se presentaron en ocho meses. Durante el mes de junio se presentó el mayor número de individuos (46 ind/m<sup>2</sup>), seguido de agosto con 16 ind/m<sup>2</sup> mientras que en el resto de los meses los valores oscilaron entre 1 y 5 individuos (Fig.22).

La presencia de este orden es un indicador de muy mala calidad del agua. Su escaso número de individuos indica una buena calidad del agua, a excepción del mes junio.

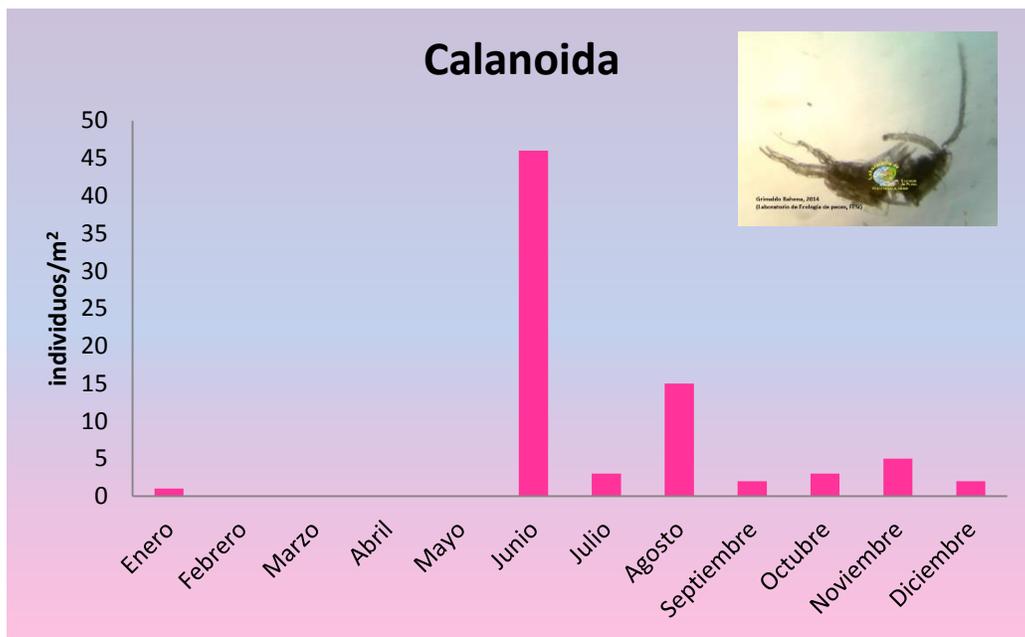


Fig. 22. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) del orden Calanoida en el ciclo anual 2013.

El orden Cyclopoida registró una densidad total de 49 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.29% del total de organismos colectados, siendo de los grupos menos densos, ya que solo se presentaron en seis meses. Durante el mes de noviembre se presentó el mayor número de individuos (23 ind/m<sup>2</sup>), mientras que en el mes de septiembre se presentó la menor densidad (1 ind/m<sup>2</sup>). (Fig.23).

La presencia de este orden es un indicador de muy mala calidad del agua. Su escaso número de individuos indica una buena calidad del agua, a excepción del mes noviembre.

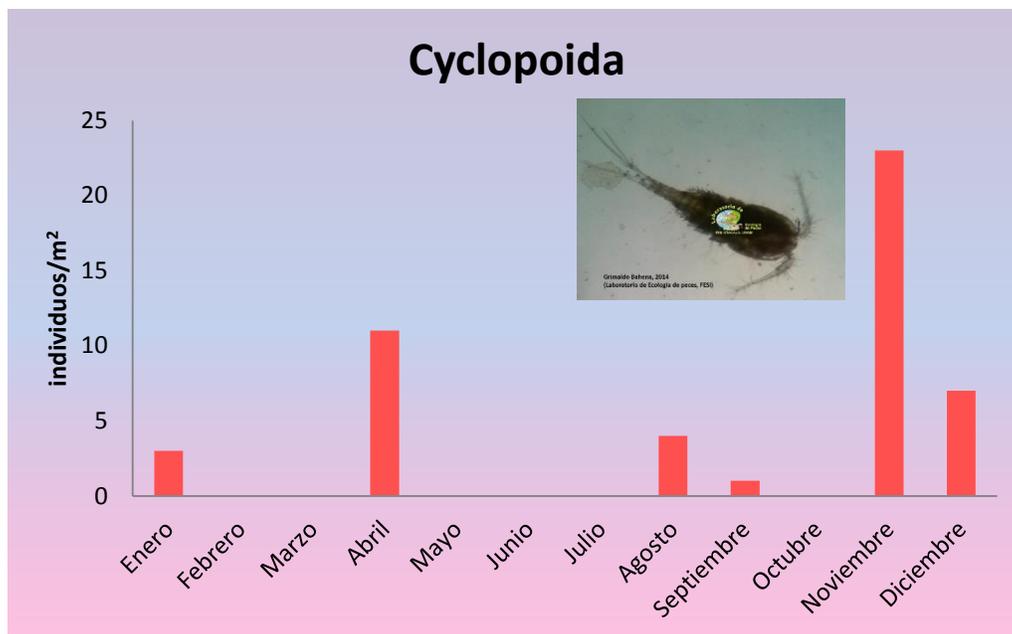


Fig. 23. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) del orden Cyclopoida en el ciclo anual 2013.

La clase Ostracoda registró una densidad total de 18 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.09% del total de organismos colectados, siendo de los grupos menos densos. Durante los meses de abril y agosto se presentó el mayor número de individuos (4 y 10 ind/m<sup>2</sup> respectivamente), mientras que en los meses de septiembre, octubre y noviembre se presentó la menor densidad (1 ind/m<sup>2</sup>) (Fig.24).

La presencia de esta clase es un indicador de muy mala calidad del agua. Su escaso número de individuos indica una buena calidad del agua, a excepción del mes agosto.

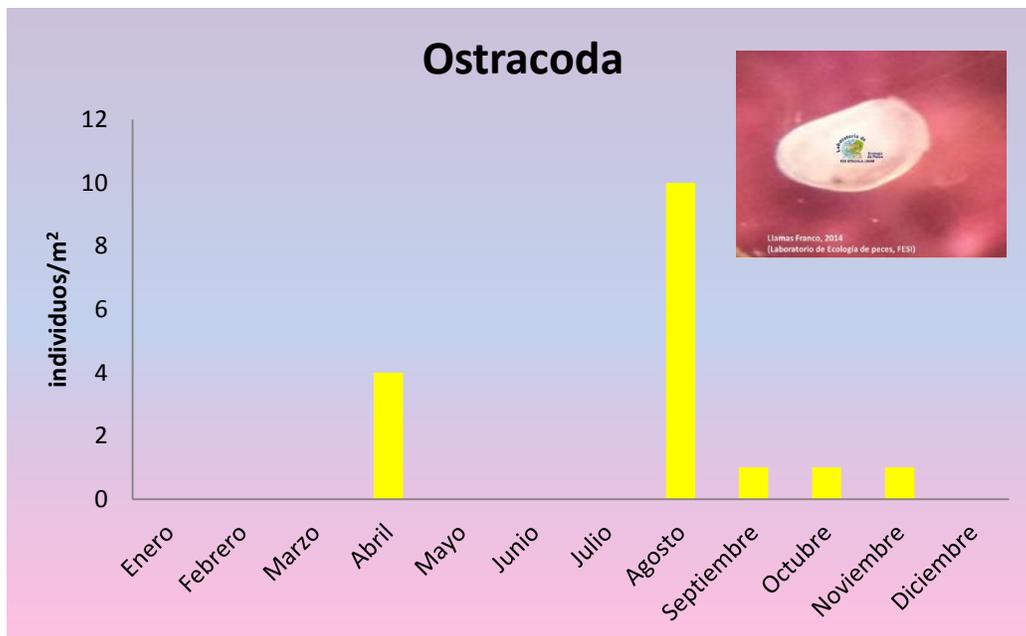


Fig. 24. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la clase Ostracoda en el ciclo anual 2013.

La familia Gammaridae registró una densidad total de 3775 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 21.96% del total de organismos colectados, ocupando el primer lugar en mayor densidad, ya que en general se colectó un gran número de individuos durante todo el muestreo, excepto en los meses de abril, mayo, y octubre, en los cuales se obtuvo un número bajo de densidad con 85, 60 y 43 ind/m<sup>2</sup> respectivamente (Fig.25).

La presencia de esta familia es un indicador de una buena calidad del agua. Su elevado número de individuos a lo largo de todo el año indican una buena calidad del agua.

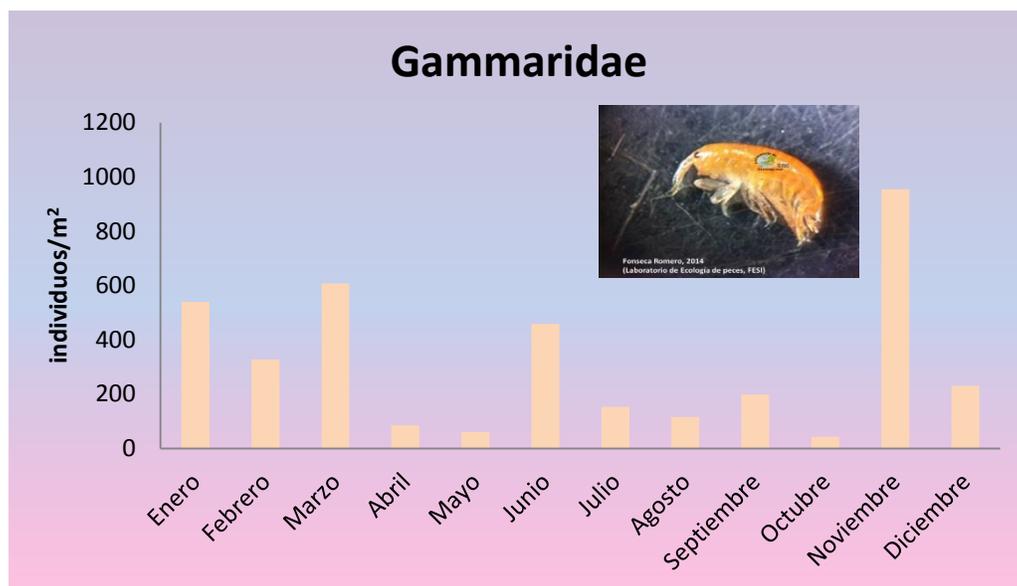


Fig. 25. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Gammaridae en el ciclo anual 2013.

La familia Cambaridae presentó una densidad total de 1051 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 6.11% del total de organismos colectados, siendo de los grupos más densos. Se presentó durante casi todo el muestreo, excepto el mes de febrero. Durante los meses de abril, mayo, agosto y septiembre se presentó el mayor número de individuos (265, 156, 201 y 146 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) y durante los meses de enero y diciembre se presentó la menor densidad (6 y 11 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) (Fig.26).

La presencia de esta familia es un indicador de buena calidad del agua. Su elevado número de individuos a lo largo de todo el año indican una buena calidad del agua.

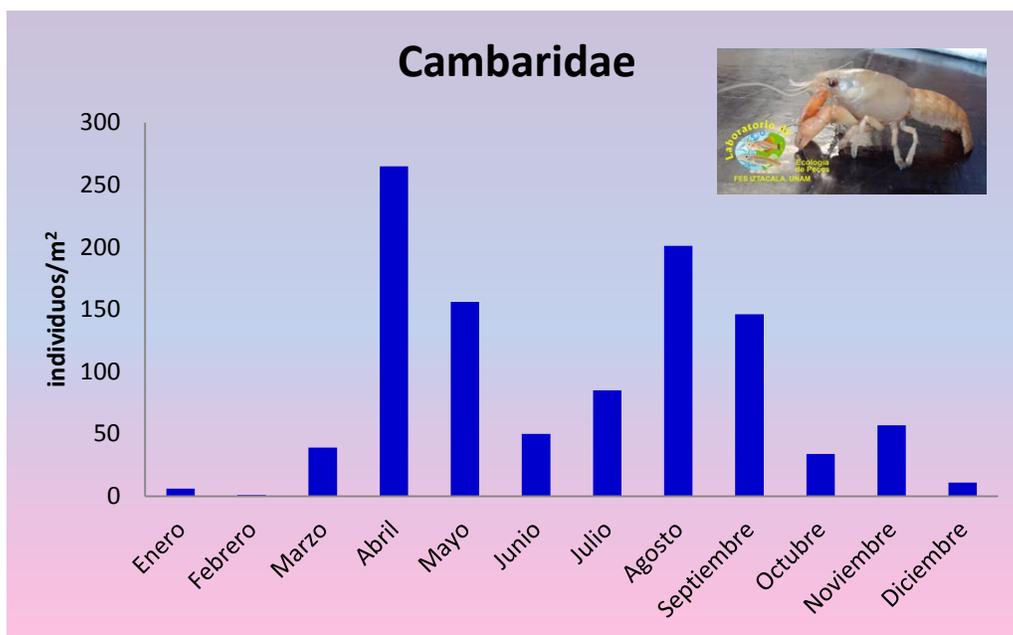


Fig. 26. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Cambaridae en el ciclo anual 2013.

La familia Hirudinidae presentó una densidad total de 17 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.1% del total de organismos colectados. Se presentó en general durante casi todo el muestreo, excepto en enero, marzo y septiembre, sin embargo, sus valores fueron muy bajos. Durante los meses de agosto y septiembre se presentó el mayor número de individuos (4 y 3 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) y el resto del año en presentó valores que oscilan entre 1 y 2 ind/m<sup>2</sup> (Fig.27).

La presencia de esta familia es un indicador de muy mala calidad del agua. Su escaso número de individuos a lo largo de todo el año puede indicar una buena calidad del agua.

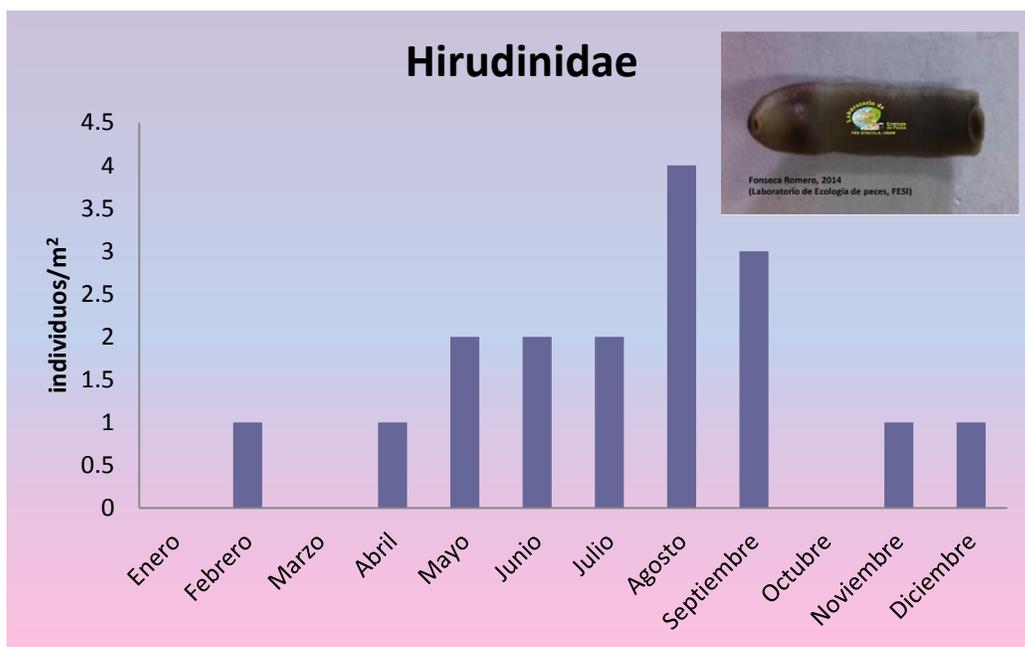


Fig. 27. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Hirudinidae en el ciclo anual 2013.

La clase Oligochaeta registró una densidad total de 331 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 1.93% del total de organismos colectados, siendo de los grupos raros ya que solo se registró su presencia durante el mes de junio (Fig. 28).

La presencia de esta clase es un indicador de muy mala calidad del agua. Su elevado número de individuos durante el mes de junio indica una muy mala calidad del agua durante este mes. Su ausencia en el resto del año, indica una buena calidad del agua.

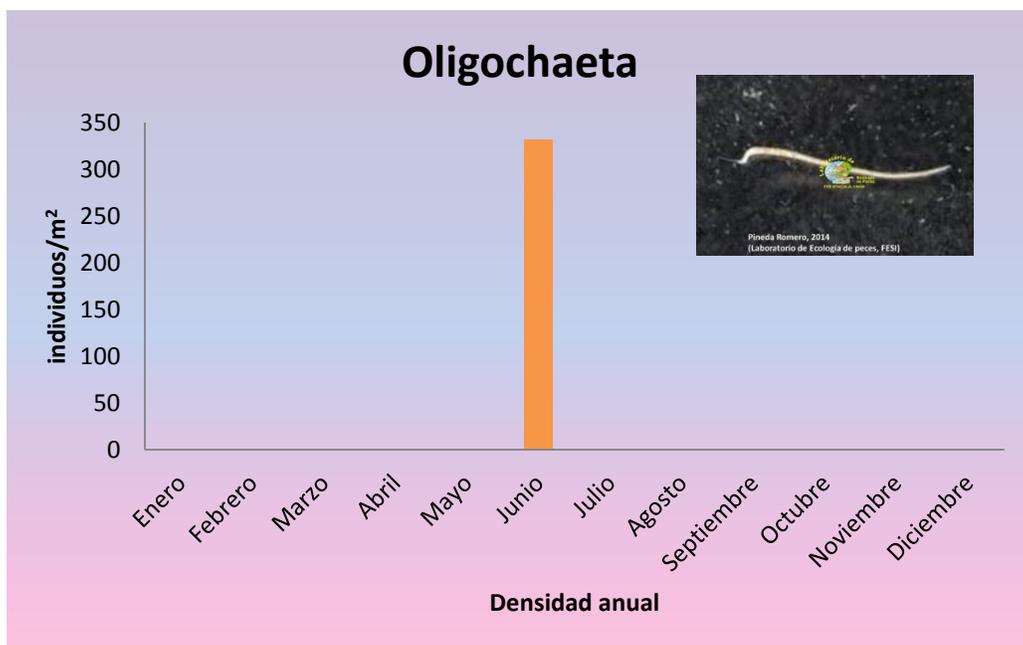


Fig. 28. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la clase Oligochaeta en el ciclo anual 2013.

La familia Planorbidae presentó una densidad total de 339 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 1.97% del total de organismos colectados. Se presentó en general durante todo el muestreo, excepto en julio. Durante los meses de enero, febrero y abril se presentó el mayor número de individuos (61, 143 y 83 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) y el resto del año en general presentó valores bajos que oscilaron entre 1 y 4 ind/m<sup>2</sup> (Fig.29).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua. Su elevado número de individuos en los meses de enero a abril indican una mala calidad del agua. Su escaso número de individuos en el resto del año, puede indicar una buena calidad del agua.

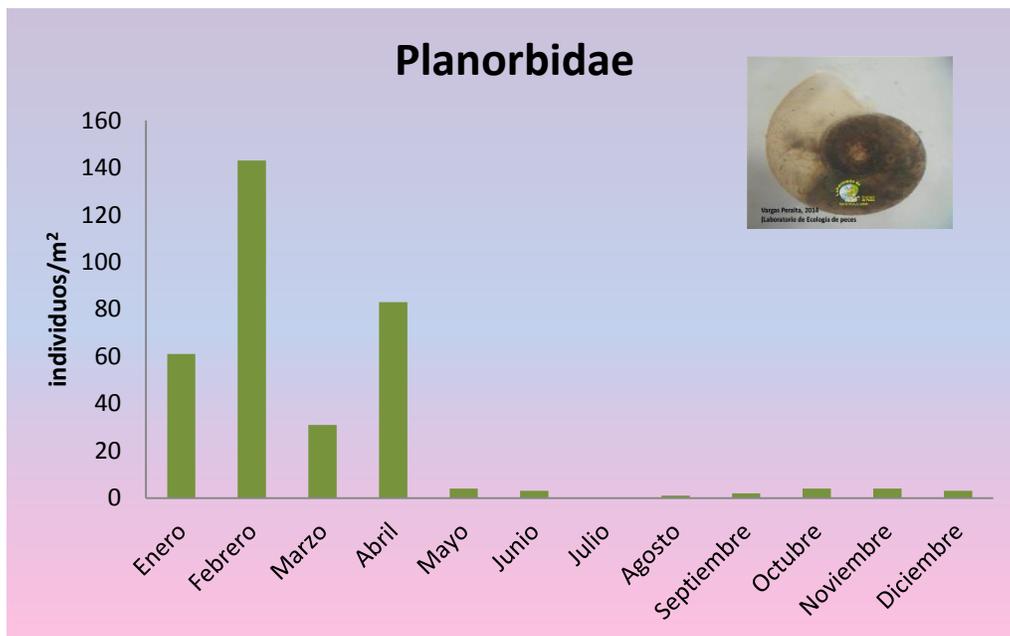


Fig. 29. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Planorbidae en el ciclo anual 2013.

La familia Physidae presentó una densidad total de 991 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 5.76% del total de organismos colectados. Se presentó durante todo el muestreo. Durante los meses de enero, octubre y noviembre se presentó el mayor número de individuos (228, 191 y 219 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) y durante los meses de febrero, abril y mayo se presentó la menor densidad (25, 22 y 13 ind/m<sup>2</sup> respectivamente) (Fig.30).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua. Su elevado número de individuos en los meses de enero, marzo, octubre y noviembre indican una mala calidad del agua. Su ausencia indica una buena calidad del agua.

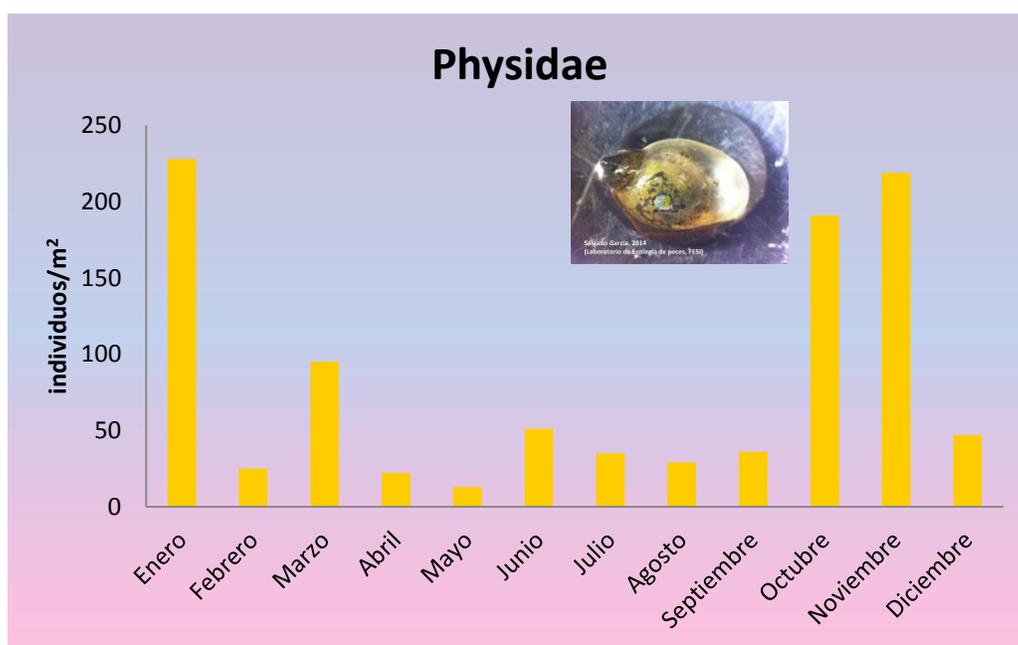


Fig. 30. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Physidae en el ciclo anual 2013.

La familia Lymnaeidae registró una densidad total de 9 individuos/m<sup>2</sup>, los cuales representaron 0.05% del total de organismos colectados, siendo de los grupos raros y el segundo menos denso al igual que Dytiscidae, ya que solo se registró su presencia durante el mes de octubre (Fig. 31).

La presencia de esta familia es un indicador de mala calidad del agua. Su escaso número de individuos durante el mes de octubre indica una buena calidad del agua. Su ausencia en el resto del año, indica una buena calidad del agua.

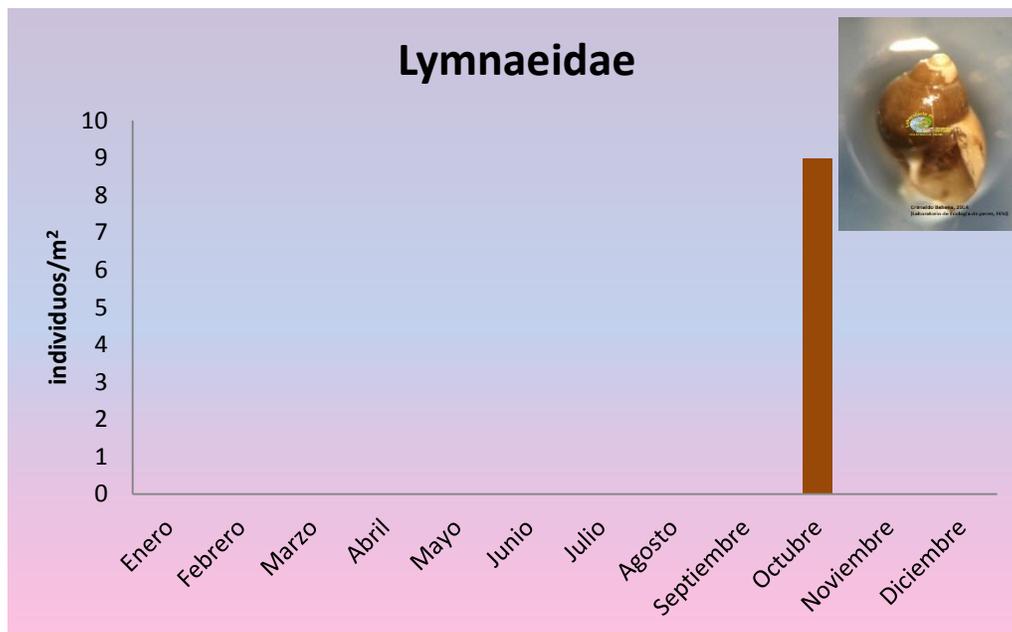


Fig. 31. Densidad (ind/m<sup>2</sup>) de la familia Lymnaeidae en el ciclo anual 2013.

Los cambios en la caracterización ecológica de la comunidad de macroinvertebrados fueron relativamente pocos, notándose una leve tendencia a aumentar para la época de lluvias. En ambas épocas los valores de riqueza, diversidad y equidad resultan ligeramente altas, corroborado por la dominancia (Tabla 6).

Tabla 6. Estimadores ecológicos obtenidos durante un ciclo anual.

Índices	Promedio Estiaje	Promedio Lluvias
Riqueza (d)	1.727	1.936
Diversidad (H')	0.643	0.778
Equidad (J')	0.569	0.678
Dominancia ( $\lambda$ )	0.326	0.250

La tabla 7 muestra los puntajes asignados a las familias de macroinvertebrados según los índices BMWP' y FBI, a partir de los cuales se realiza la clasificación de la calidad del agua.

Tabla 7. Puntajes asignados a la familias de Macroinvertebrados según el BMWP' y el FBI.

Orden	Familia	BMWP	FBI	Individuos
Basommatophora	Planorbidae	3	7	339
	Lymnaeidae	3	8	9
	Physidae	3	6	991
Calanoida			8	77
Cyclopoida			8	49
Ostracoda		3	8	17
Cladocera	Daphniidae		8	221
Amphipoda	Gammaridae	6	4	3775
Decapoda	Cambaridae	5	6	1051
Ephemeroptera	Baetidae	4	4	1030
Odonata	Coenagrionidae	6	9	1007
	Corixidae	3	5	5604
Hemiptera	Notonectidae	3	5	397
	Belostomatidae	5	5	4
Coleoptera	Hydrophilidae	3	5	2026

	Dytiscidae	3	5	9
Diptera	Chironomidae	2	6	220
Trombidiforme	Hydrachnidae	4	4	18
Hyrudinea	Hyrudidae	3	10	17
Oligochaeta		1	5	331

De acuerdo con los valores adquiridos en el índice FBI, la calidad del agua en la Presa Xhimojay se clasifica regular en ambas épocas. Por otra parte los valores adquiridos con los índices BMWP y ASPT clasifican la calidad de la presa en un intervalo de ligeramente contaminada y probable contaminación severa. En los tres índices se observa un ligero decremento en la contaminación en la época de lluvias (Tabla 8).

Tabla 8. Valores de los índices biológicos obtenidos en un ciclo anual.

Índices	Valor Estiaje	Valor Lluvias	Calidad del agua Estiaje	Calidad del agua Lluvias
FBI	5.44	5.39	Regular	Regular
BMWP	57	64	Contaminada	Ligeramente contaminada
ASPT	3.76	3.35	Probable contaminación severa	Probable contaminación severa

## Discusión

El agua se caracterizó tomando en cuenta los valores promedio de los parámetros físico-químicos registrados en la Presa Xhimojay en un ciclo anual. Es una presa de temperatura tibia, hiperoxigenada, excepto en los meses de marzo, agosto y septiembre que se clasificó como muy oxigenada, pH excesivamente alcalino y con base en la conductividad de dureza blanda, excepto en el mes de marzo que es una dureza muy blanda (Bogomolev y Silinbetchurin, 1996; Fernández *et al.*, 2010).

La profundidad varió en cada mes debido a la disminución en los niveles de agua causada por la temporalidad, y como consecuencia del uso del agua que le dan las comunidades de alrededor.

Los resultados de transparencia se deben principalmente a organismos planctónicos y materia orgánica en el sedimento, en el caso de ésta, se encontró presencia de materia autóctona (detrito) y alóctona (heces de ganado y aporte de ríos).

La concentración del oxígeno disuelto en el agua varió constantemente, esto como reflejo del balance entre la producción del sistema, por un lado la fotosíntesis y por el otro el consumo de oxígeno por procesos de respiración y descomposición. Los vertidos de desechos urbanos e industriales a los sistemas acuáticos, los sobrecargan de materiales orgánicos y disminuyen la concentración de oxígeno disuelto, como es el caso de los meses de marzo, agosto y septiembre (Alonso y Camargo, 2005). Así, es común asociar concentraciones bajas de oxígeno con aguas de baja calidad, en tanto que valores cercanos a la saturación son característicos de agua de buena calidad (Fernández *et al.*, 2010).

El pH mantiene una relación inversa con el bióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) presente en el medio (a menor valor de pH, mayor concentración de CO<sub>2</sub> y viceversa). Así en un sistema acuático natural, la respiración de la comunidad de organismos reduce el

pH, mientras que la fotosíntesis del fitoplancton y plantas macrofitas lo aumentan; este mismo proceso disminuye durante la respiración y la oxidación-degradación de la materia orgánica. En el presente estudio, los valores obtenidos de pH resultaron en general muy altos, con un promedio mayor que 9, lo cual es un parámetro indeseable debido a que el amoníaco libre ( $\text{NH}_3$ ) aumenta conforme lo hace el pH, lo que provocaría concentraciones tóxicas para los organismos que habitan el sistema (Fernández *et al.*, 2010).

De acuerdo a Pedrosa y Rezende (1999), los valores de conductividad están más influenciados por factores físicos (clima, hidrología) y químicos (geología local, la solubilidad de minerales) y los impactos humanos (uso de fertilizantes, los cambios de vegetación, etc.), que por factores biológicos. De esta manera, se puede pensar que la variación en los niveles de conductividad que se presentaron en el estudio se debe principalmente a la acción de las actividades antropogénicas que se realizan en las cercanías del embalse.

Asimismo se ha considerado a la conductividad de sistemas continentales como baja, variando entre 50 y 1 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , mientras que conductividades por fuera de este intervalo pueden no ser adecuadas para la vida de ciertas especies de peces o invertebrados (Goyenola, 2007; Fernández *et al.*, 2010). En el caso de la Presa Xhimojay se mantiene a lo largo del muestreo, una conductividad baja, la cual permite el desarrollo de especies dulceacuícolas.

Los organismos bentónicos que habitan un cuerpo de agua epicontinental se ven fuertemente afectados por variaciones ambientales que ocurren en el sistema; estas pueden ser de diferentes tipos como: clima, cambios geoquímicos locales (White y Miller, 2008), distancia de la zona litoral, profundidad, oxigenación, la calidad del agua, depredación por ciertos grupos, composición del sedimento, altitud y la historia de vida de los organismos (Payne, 1986; Margalef, 1991).

En la Presa Xhimojay, la abundancia de macroinvertebrados bioindicadores registrada durante el ciclo anual 2013 fue de 17 192 ind/ $\text{m}^2$ , que al compararla con

el Lago de Zempoala (Quiroz *et al.*, 2000) el cual registró una abundancia de 10 618 ind/m<sup>2</sup> considerada como alta y el Lago de Atitlán con una abundancia de 24 241 (Reyes-Morales y Springer, 2014), se puede considerar como intermedia.

Durante el periodo de estiaje se observó un ligero incremento en cuanto a la abundancia de organismos con respecto al de lluvias, esto se puede relacionar con la recuperación de la comunidad después del periodo de lluvias (Jackson, 1993). Por el contrario, la disminución numérica que se presentó durante el periodo de lluvias puede ser una consecuencia de diferentes factores como la migración, el término de su estadio acuático en el caso de los insectos, la depredación e incluso el mayor movimiento de la masa de agua, debido al efecto de las lluvias, ya que al aumentar la intensidad de las corrientes del fondo, el desarrollo de las comunidades decrece (Rodríguez *et al.*, 2010).

La riqueza de especies se considera baja en comparación con lo obtenido en estudios similares como en el Lago de Chapala (López-Hernández *et al.*, 2007), sin embargo, se observó una dominancia por parte de la familia Corixidae. Como mencionan Contreras *et al.* (2005), éstos organismos mantienen una relación directa con el oxígeno disuelto, el cual presentó valores muy altos durante el mes de noviembre, mismo mes en que se presentó la mayor abundancia de corixidos, lo cual favorece la respiración de estos insectos al permitir que la burbuja creada durante ese proceso dure más tiempo bajo la superficie del agua (Eckert *et al.*, 1992).

De la misma forma, Contreras *et al.* (2009), mencionan que la familia Corixidae se ve favorecida por temperaturas bajas, ya que como señala Hutchinson (1993), estos organismos poseen un origen de tipo holártico, por lo que el descenso en los valores de temperatura incrementan su abundancia, situación similar a la que se manifestó en el presente estudio durante el mes de noviembre. Además esta familia se presenta en aguas poco profundas como las de la Presa Xhimojay, la cual nunca

rebasó el metro de profundidad y debido a la presencia de sus presas, las cuales son principalmente larvas de díptero (Contreras *et al.*, 2009).

El segundo grupo dominante fueron los anfípodos de la familia Gammaridae, la cual pudo verse influida por la disponibilidad de alimento, temperatura y conductividad. El ciclo vital de los anfípodos hace de ellos un grupo tolerante a un cierto grado de contaminación orgánica, como es el caso de la presa, sin embargo, éstos pueden llegar a desaparecer completamente a concentraciones elevadas de esta (Punjante, 1997).

La abundancia de la familia Baetidae puede deberse a que esta familia habita en zonas con altas concentraciones de oxígeno disuelto así como en zonas ricas en nutrientes (Baptista *et al.*, 2000). El mayor número de individuos se colectó durante el mes de junio, en el cual se presentaron valores altos de oxígeno disuelto (9.37 mg/L) así como la menor transparencia (8.5 cm), la cual nos puede dar una idea de la cantidad de nutrientes presentes en el agua. Igualmente se puede dar una idea de la cantidad de algas y detritus presente que sirven como alimento de esta familia.

En el caso de la familia Coenagrionidae al igual que Baetidae, son organismos con una distribución más restringida, debido a la ausencia de vegetación emergente en los medios, como es el caso de la Presa Xhimojay. Lo anterior resulta una condición indispensable para la invasión de especies con ovoposición endofítica, al igual que para la emergencia de los adultos (Barnes, 1983), además de cambios en el régimen térmico, en el estrés hídrico relacionados con la corriente del agua y el tipo de sustrato, en la calidad del agua, natural o inducida, en el uso del suelo, en las interacciones bióticas y en los procesos tróficos como lo mencionan Brittain (1982); Flannagan y Cobb (1991); Ortlepp *et al.* (1991) y Short *et al.* (1991) en Mayenco (2003), por lo que explicaría la baja abundancia de ambas taxas, las cuales representan, individualmente, un 6% de la abundancia total del embalse, durante el periodo muestreado. Sin embargo, su presencia constante puede ser debida, además de lo antes mencionado, a la disponibilidad de alimento, como en el caso

de Coenagrionidae, siendo un depredador de oligoquetos, dípteros, moluscos, e incluso de los mismos efemerópteros.

La presencia constante de individuos de la familia Notonectidae, puede ser debido a que algunas especies de esta familia tienen una mayor tendencia a aguas eutróficas que a las oligotróficas (Padilla-Gil, 1994), puesto que muestran una gran tolerancia a distintos grados de cantidad de sales, así como niveles elevados de oxígeno disuelto (Padilla-Gil, 2014), condiciones presentes en la Presa Xhimojay. Además de que cumple con su función dentro de la red trófica como depredador de algunas especies de anfípodos, dípteros y pequeños moluscos (Padilla-Gil, 1994).

Tanto los adultos como las larvas de Hydrophilidae intervienen en varios niveles de la red trófica; su presencia puede deberse a que funcionan como depredadores de larvas de dípteros. Además, como desintegradores aceleran el flujo de materia en los ambientes acuáticos y riparios; controlan poblaciones de invertebrados, así como de juveniles de peces y anfibios; además constituyen el alimento de peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos acuáticos y terrestres (Arce-Pérez y Morón, 2011). Durante el mes de junio hubo un incremento en el número de individuos de esta familia principalmente adultos, éstos son omnívoros, consumidores primarios de materia orgánica (Cruz-Miranda *et al.*, 2015), por lo que su incremento podría deberse a que durante este mes, por la escasa transparencia observada y la disminución en los niveles de oxígeno disuelto, se podría suponer que hubo un incremento en la cantidad de materia orgánica.

A pesar de que la familia Dytiscidae tiene una gran adaptación a cuerpos de agua de diferente naturaleza, desde lóticos a lénticos, y son muy resistentes a condiciones ambientales adversas, se presentó en una escasa cantidad y únicamente durante el mes de octubre. Lo anterior podría deberse a que la vegetación acuática sumergida y emergente en abundancia es indispensable para su existencia, y estas condiciones se presentaron durante el término de la época lluvias; además de preferir niveles de oxígeno disuelto entre 6 y 7 mg/L, tales como

se presentaron un mes antes, lo cual pudo generar las condiciones adecuadas para la presencia de estos organismos (Pérez-Rodríguez *et al.*, 2003; Jerez y Moroni, 2006).

La alta incidencia de los grupos Oligochaeta durante el mes de junio, y Chironomidae durante abril, pueden indicar un alto contenido de nutrientes y materia orgánica presente en el sedimento durante dicho periodo, lo cual crea una disponibilidad de alimento para ambas familias (Wetzel, 1980; Rives-Romero y Márquez-García, 1998), lo anterior puede ser causado por las descargas de agua tanto domésticas como industriales (Rosas *et al.*, 1985).

Otro grupo considerado como raro, fue la familia Hydrachnidae, la cual se presentó durante gran parte del muestreo, sin embargo, con bajas abundancias. La presencia de esta familia puede ser atribuida a que en el embalse se encuentran muchas de sus presas, entre las que destacan efemerópteros, odonatos, hemípteros, coleópteros y algunas especies de dípteros (Rivas y Hoffmann, 2000).

La familia Daphniidae tuvo una presencia constante lo cual probablemente se deba a que este grupo no tiene la necesidad de competir con algún otro por espacio o alimento, además de ser abundantes en aguas lénticas, por ello son comunes en lagos, charcas y ríos de corrientes lentas, sobre la vegetación (Pujante, 1997; Quiroz *et al.*, 2000).

Grupos como Copepoda y Ostracoda en general contaron con pocos representantes. Estos organismos habitan en zonas poco profundas, como es el caso de la presa, pues en zonas con mayor profundidad no hubo presencia de estos grupos. Además, su densidad fue baja en las zonas en las que se presentaron, probablemente debido a las características de gran concentración de materia orgánica en descomposición, así como reacciones metabólicas y liberación de nutrientes, lo que hacen a esta región un tanto selectiva para el establecimiento de ciertas comunidades zoobentónicas (Wetzel, 1980).

Para los ostrácodos el oxígeno disuelto en los sistemas acuáticos es igualmente un requerimiento importante para su supervivencia y cae dentro de un reducido margen de 7.3-9.5 mg/L (Quiroz et al. 2009), los valores obtenidos en el presente estudio estuvieron dentro del intervalo anteriormente mencionado durante la mayor parte del ciclo, pues se registró un valor promedio anual de 8.78 mg/L.

Según estudios realizados con anterioridad, como los de Arana-Magallón *et al.* (1998) y Álvarez y Rangel (2007), quienes trabajaron en tres embalses de Tlaxcala y Xochimilco respectivamente, la población de acociles de la familia Cambaridae, se desarrolla mejor en condiciones de bajas temperaturas (por debajo de los 20 °C), condiciones presentes en la Presa Xhimojay, el cual presentó una temperatura promedio de 20.85 °C. Igualmente esta familia prefiere condiciones de oxígeno disuelto de entre 5-7.5 mg/L y un pH de entre 7.5 y 9, condiciones similares a las de Xhimojay. Dado lo anterior y la disponibilidad de detrito como alimento, se explica la presencia constante de esta familia durante el ciclo anual.

La presencia de ostrácodos, gasterópodos (Lymnaeidae y Planorbidae), e hirudíneos, con muy pocos representantes por localidad, puede deberse a que ostrácodos y gasterópodos consumen microorganismos como bacterias, algas y detritus particulados, presentes en el sedimento o rocas (Quiroz *et al.*, 2000). Mientras que la presencia de los hirudíneos es debida a su rol funcional en la red trófica, pues pertenece a los depredadores, encontrándose en el embalse sus principales presas como dípteros, moluscos y oligoquetos (Zilli *et al.*, 2008).

El establecimiento de grupos taxonómicos de moluscos dulceacuícolas difiere según las condiciones de cada ambiente y los requerimientos que este les permita satisfacer (Naranjo, 2003). Es así que para la familia Planorbidae, se ha registrado que su lugar de establecimiento es sobre las rocas de estanques someros o en cuerpos de agua temporales cerca de la orilla, habitando sobre la vegetación acuática, troncos sumergidos y lodo o sobre piedras, algunas especies se establecen en agua cristalina somera sombreada, mientras que otras pueden

soportar agua con desechos domésticos e industriales (Contreras, 1991 en: Naranjo, 2003).

Por otra parte, la presencia de la familia Physidae se puede deber a una posible relación simbiótica con oligoquetos, ya que estos últimos al quedar adheridos en la concha de los moluscos, pueden protegerse de insectos depredadores, mientras que los moluscos quedan protegidos de algunos miracidios (Fashuyi y Williams 1977; Gilbertson *et al.*, 1978). Asimismo, por su participación dentro de la cadena trófica puesto que existen grupos depredadores de esta familia, como son: coleópteros, hemípteros, dípteros, odonatos e hirudíneos (Metteo, 1946; Pennak 1953; Malek y Cheng 1974; Abercrombie y Berg 1975; Knutson y Abercrombie 1977; Beaver 1978).

Sólo pocas especies de moluscos dulceacuícolas son capaces de tolerar condiciones adversas de calidad del agua, entre las cuales se encuentran Lymnaeidae, Planorbidae y Physidae (Dudgeon, 1983), sin embargo, en el presente estudio, el agua se puede clasificar con una contaminación moderada, por lo que se puede atribuir la baja abundancia de estas tres familias, además de funcionar como presas dentro de la red trófica.

Las especies raras, aunque son poco abundantes y frecuentes, pueden ser la clave para determinar los efectos de las perturbaciones a un nivel más detallado, normalmente están caracterizados por presentar rangos ecológicos muy específicos, por lo que también deben ser consideradas. Los taxones raros, fueron considerados aquellos que obtuvieron una densidad menor a 1%. Estos taxones pueden ser componentes importantes en la integridad de una comunidad, debido a que algunos tienen nichos especializados y/o tolerancia a ciertas perturbaciones. (Cao *et al.*, 2001; Bonada *et al.*, 2002; Stein *et al.*, 2008).

En cuanto a la caracterización ecológica de la comunidad, se puede considerar la diversidad, la riqueza y la equitatividad la presa como intermedias, corroborado por la baja dominancia y comparadas con otros cuerpos de agua similares, como la quebrada La Bendición, el arroyo Boyecito y del río Amacuzac, los cuales presentaron dominancias bajas (Pino *et al.*, 2003; Huerto *et al.*, 2005; Hurtado *et al.*, 2005).

En la Presa Xhimojay se observó una dominancia por parte del grupo funcional alimenticio de los depredadores, éstos tienen una mayor actividad entre las especies, lo cual ocasiona una alta diversidad de especies pero con un escaso número de individuos para cada una de ellas, generando una producción baja debido a la escasez de nutrientes (Roldán, 2008). Dichas características son propias de cuerpos de agua oligotróficos, por lo que se puede suponer que la Presa Xhimojay tiene una baja tendencia a la eutrofización.

La riqueza de taxones es una importante expresión de la complejidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, por lo que en estudios que evalúan la calidad del agua se utiliza esta medida para hacer comparaciones entre sitios, con el fin de conocer diferencias entre comunidades, comparando con comunidades de referencia (Reyes-Morales y Springer, 2014).

La aplicación de los índices bióticos presenta una gran ventaja con relación a los índices de diversidad, así como un complemento a los índices fisicoquímicos, debido a que basan sus resultados en características de la comunidad ecológica, como es la estructura de la comunidad y a la sensibilidad o tolerancia que cada grupo presenta frente a los cambios o alteraciones del sistema; o bien, por procesos de contaminación. De esta manera se obtuvo una clasificación de la Presa Xhimojay como contaminada, lo cual, parcialmente se corrobora con los parámetros fisicoquímicos, pues según Figueroa *et al.* (2003), existe una relación positiva entre los índices bióticos, la temperatura y la conductividad, como ocurre en los meses de

abril, mayo, junio y julio los cuales obtuvieron valores altos en dichos parámetros así como un valor alto en el índice de calidad, indicando una mala calidad del agua.

Por el contrario se observa una relación negativa con los parámetros de oxígeno disuelto y el pH, pues cuando éstos están más bajos, como en los meses antes mencionados, el valor del índice se eleva, indicando que sus aguas son contaminadas. Estas variables están estrechamente asociadas a actividades agrícolas y ganaderas, así como industriales, como es el caso de Xhimojay (Figueroa *et al.*, 2003; Oscoz *et al.*, 2006).

La ausencia de familias como Naucoridae, Valiidae, Guerridae (Hemiptera), y familias pertenecientes al orden Collembola, indicadores de una muy mala calidad del agua, al igual que familias como Perlidae (Plecoptera), Polythoridae (Odonata), Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Ptilodactylidae (Coleoptera) y Leptoceridae (Trichoptera), indicadores de una muy buena calidad del agua; aunado a la presencia de catorce familias indicadoras de mala calidad del agua, tres de buena calidad del agua y tres de calidad del agua regular, son factores que influyen en la clasificación de contaminación moderada para la Presa Xhimojay (Mandaville, 2002; Pino *et al.*, 2003; Hurtado *et al.*, 2005; Gamboa *et al.*, 2008).

En Latinoamérica se han empleado distintos índices para realizar estudios de monitoreo de la calidad ambiental de ecosistemas de agua dulce, sin embargo, el índice mayormente empleado en esta región ha sido el BMWP (Gamboa *et al.*, 2008), con sus distintas modificaciones según la región en que se emplee, debido a que simplifica las respuestas de una comunidad en un valor numérico que es fácilmente comprensible e interpretable, además de no requerir un elevado conocimiento taxonómico ni una cuantificación de los individuos de cada taxón (Alonso y Camargo, 2005).

En el presente estudio se obtuvieron distintas clasificaciones de calidad de agua, según los diferentes índices aplicados. Lo anterior puede deberse a los tipos de índices, ya que el FBI es de tipo cuantitativo y al clasificar el agua con una

contaminación regular, muestra una sensibilidad a perturbaciones no detectadas por los otros índices y principalmente por la riqueza y abundancia de los taxas colectados. Igualmente puede ser debido al uso de plaguicidas durante actividades agrícolas. Además de estar mayormente relacionado con el estimador de diversidad (Tiller y Metzelling 2002).

El BMWP', que clasificó el agua como contaminada y ligeramente contaminada, es de tipo cualitativo y está más relacionado con la riqueza específica (Figuroa *et al.*, 2007), evidencia reflejada en este estudio, ya que de los 20 taxas colectados, la presencia de catorce familias indicadoras de mala calidad del agua y tres de calidad del agua regular, así como la presencia de solo tres de buena calidad del agua y la gran ausencia en la Presa Xhimojay de familias indicadoras de buena calidad del agua como Perlidae (Plecoptera), Polythoridae (Odonata), Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Ptilodactylidae (Coleoptera) y Leptoceridae (Trichoptera), lo demuestran. El ASPT, como su nombre lo dice, realiza un promedio, basándose en el BMWP', por ello las similitudes entre éstos. Aunado a lo anterior, cada índice considera ciertas familias como indicadores mientras que otros no, por otra parte el puntaje asignado según el grado de tolerancia varía de índice a índice.

Al respecto, la diversidad ( $H'$ ) tradicionalmente ha sido utilizada como un indicador de calidad ambiental (Margalef, 1983). De modo que la aparición de uno o pocos individuos de una familia de baja tolerancia en un ambiente perturbado, no necesariamente lo califica de buena calidad y la suma de valores de tolerancia o la sola presencia de familias no serían buenos indicadores de la salud del sistema (Tiller y Metzelling 2002).

La contaminación por materia orgánica de los cuerpos de agua se debe principalmente a los vertidos procedentes de núcleos urbanos, piscifactorías, actividades ganaderas e industrias sin tratamientos de depuración adecuados. Este tipo de contaminación es muy frecuente en los ecosistemas fluviales produciendo graves consecuencias en los mismos, por este motivo sus efectos sobre las

comunidades biológicas han sido muy estudiados desde el punto de vista científico (Alonso y Camargo, 2005).

En el caso de la Presa Xhimojay, es un cuerpo de agua explotado por actividades antropogénicas, ya que a su alrededor se practica la ganadería y agricultura, y dentro de él la pesca. Igualmente cercana a la zona existe una fábrica quesera, la cual vierte sus desechos dentro de este cuerpo de agua. A pesar de la acción humana, no hay un exceso de contaminantes, pero sí los suficientes para ser detectados por los índices bióticos. Por otra parte, los cambios en las comunidades, como la presencia y ausencia de ciertos organismos en los diferentes meses, pueden estar influenciados por su misma biología, como son los cambios en sus ciclos de vida y que algunas familias pueden pasar de una fase acuática a una terrestre.

El uso de macroinvertebrados bentónicos en las evaluaciones ambientales tienen grandes ventajas, por ejemplo, lo que afecta a los seres vivos afecta al hombre, de esta manera la salud humana se puede ver afectada por ciertas condiciones biológicas relacionadas con la calidad sanitaria, igualmente existen compuestos con efectos biológicos adversos en cantidades indetectables por métodos químicos, y de la misma manera la toma de parámetros físicos y químicos del agua, pueden influir en la expresión de la toxicidad (De la Lanza y García, 2002).

Para lograr un estado deseable desde la perspectiva de uso y conservación del ecosistema, por ejemplo corrigiendo factores como florecimientos de algas, pérdida de especies nativas, aparición de especies indeseables, etc., es esencial que la restauración se efectúe con el entendimiento de las consecuencias y efectos potenciales de la manipulación (Kortmann y Rich, 1994), por lo que deben analizarse el flujo de energía y las relaciones entre los componentes físicos, químicos y biológicos, así como sus implicaciones en el funcionamiento del ecosistema bajo manejo (De la Lanza y García, 2002).

## Conclusiones

- La Presa Xhimojay por sus valores promedio, se caracterizó como poco profunda, transparente, tibia, hiperoxigenada, blanda y excesivamente alcalina.
- Se colectó un total de 20 taxas, de las cuales el orden más representativo fue Hemiptera por número de familias, dentro del cual se encuentra la familia Corixidae que presentó la mayor cantidad total de individuos en el ciclo anual 2013.
- La abundancia en la presa fue considerada como intermedia, con una riqueza específica baja, observándose una dominancia por parte de la familia Corixidae. La riqueza, diversidad y equitatividad fueron consideradas intermedias, corroborado por la dominancia.
- Se identificaron grupos funcionales como: raspadores, detritívoros, filtradores, colectores, con una predominancia del grupo funcional de los depredadores.
- Del total de taxas colectados, se identificaron un total de catorce familias indicadoras de mala calidad del agua, tres de buena calidad del agua y tres de regular calidad del agua.
- La calidad del agua para la Presa Xhimojay durante el año 2013, fue ligeramente contaminada, considerando el índice más adecuado (BMWP) y comprobado por el tipo de taxa colectados.
- La utilización de los índices bióticos son una buena alternativa y complemento a los parámetros fisicoquímicos para el seguimiento y gestión de cuencas con un importante ahorro, tanto económico como de tiempo, puesto que detectan cambios en las comunidades.
- Para este estudio en particular, los parámetros fisicoquímicos registrados cumplieron la función de caracterizar la Presa Xhimojay, pero no pudieron emplearse como indicadores de la calidad del agua.

## Recomendaciones

Se sugiere complementar el estudio de los macroinvertebrados bentónicos con adecuadas caracterizaciones de la columna de agua, ictiofauna, sustrato y actividades productivas desarrolladas en la cuenca. Además de realizar una mayor cantidad de pruebas fisicoquímicas como complemento a los índices, por ejemplo: concentraciones de compuestos de nitrógeno y fósforo, alcalinidad, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), además de factores microbiológicos como: conteo total de microorganismos en placa (CTP), coliformes y coliformes fecales (CF), esto para realizar comprobaciones y análisis sobre el uso y confiabilidad de los índices, pero para cumplir con los objetivos del uso de macroinvertebrados bentónicos, la idea es su aplicación, sin necesidad de usar alguna otra prueba, debido a que basan sus resultados en características de la comunidad ecológica, como es la estructura de la comunidad y a la sensibilidad o tolerancia que cada grupo presenta frente a los cambios o alteraciones del sistema.

## Referencias

- Abercrombie, J. y C. O. Berg. 1975. Natural history of *Thecomyla limbata* (Diptera: Sciomyzidae) from Brazil. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*. 77(3): 355-368.
- Alba-Tercedor, J., I. Pardo, N. Prat, y A. Pujanta. 2005. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva del Marco del Agua. *Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Ministerio del Ambiente. Confederación Hidráulica del Ebro. Madrid.
- Alonso, A. y J. A. Camargo. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 14(3): 87-99.
- Álvarez, F. y R. Rangel. 2007. Estudio poblacional del acocil *Cambarellus montezumae* (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) en Xochimilco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 78(2): 431-437.
- Arana–Magallón, F., R. Pérez–Rodríguez y A. Malpica–Sánchez. 1998. Cambáridos de tres embalses del estado de Tlaxcala, México (Crustacea: Decapoda). *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 48: 23-35.
- Arce-Pérez, R. y M. A. Morón. 2011. Sinopsis de los Hydrophiloidea de México (Coleoptera: Hydrophilidae, Helophoridae, Epimetopidae, Georissidae e Hydrochidae), con una clave para la identificación de los géneros. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 491-514.
- Baptista, D. F., D. Buss, L. Dorvillé y J. Nessimian. 2000. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. 61 (2): 295-304.

- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Zinderand y J. B. Stribling. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second Edition. EPA 841-B41-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D. C.
- Barnes, L.E. 1983. The colonization of ball-clay ponds by macroinvertebrates and macrophytes. *Freshwater Biology*. 13: 561-578.
- Beaver, R. A. 1978. Non-equilibrium island communities. Diptora breeding in dead snails. *Journal of Animal Ecology*. 46(3): 783-798.
- Bonada, N., N. Prat, A. Munné, M. Plans, C. Solá, M. Álvarez, I. Pardo, G. Moyà, G. Ramon, S. Robles, J. Avilés, M. Suárez, M. Toro, M. Vidal-Abarca, A. Mellado, J. Moreno, C. Guerrero, S. Vivas, J. Casas, A. Sánchez-Ortega, P. Jáimez-Cuéllar, M. Ortega y J. Alba-Tercedor. 2002. Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnetica*. 21: 13-33.
- Cairns, J. Jr. y J. R. Pratt. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. En: D. M. Rosenberg y V. H. Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Nueva York, Chapman y Hall, pp 11-27.
- CETENAL. 1974. Tepeji del río. E-14-A-18. Carta Topográfica. Escala 1:50 000.
- CETENAL. 1975. Tepeji del río. E-14-A-18. Carta Geológica. Escala 1:50 000.
- CETENAL. 1976a. Tepeji del río. E-14-A-18. Carta Edafológica. Escala 1:50 000.
- CETENAL. 1976b. Tepeji del río. E-14-A-18. Carta Uso del suelo. Escala 1:50 000.
- Chapman, D. 1994. *Water quality assessment*. 2a. ed., Nueva York, UNESCO, WHO, UNEP, E and FNSPON. pp. 626.

- Cao, Y., D. P. Larsen y R. Thorne. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society*. 20: 144-153.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2<sup>nd</sup> ed. PRIMER-E: Plymouth.
- Comisión Nacional del Agua. 2015. [en línea] <[http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com\\_content&view=article&id=12&Itemid=77](http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=12&Itemid=77)> [Consultado: 15 mayo 2015].
- Contreras, R. G., R. G. Caramillo, S. N. A. Navarrete y F. G. Elías. 2005. Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) en el Lago urbano del parque Tezozomoc. Azcapozalco. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 11(2): 93-97.
- Contreras, R.G., J. S. Ramos-Martínez, N. A. Navarrete-Salgado, C. C. Cuellar-Silva. 2009. Corixidos (Hemiptera) del embalse La Goleta, Estado de México y su relación con algunos parámetros ambientales. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15(2): 121-125.
- Cruz-Miranda, S. G., S. G. Stanford-Camargo, M. P. G. Ibarra, G. R. Medina y A. Morales. 2015. Hidrofílicos (Coleoptera: Hydrophilidae) de dos localidades de la sierra de Huautla Morelos, México. *Entomología Mexicana*. 2: 608-612.
- Cummins, K. W., R. W. Merritt, y T. M. Burton. 1984. The role of aquatic insect in processing and cycling of nutrients. En: Resh, V. H. y Rosenberg, D. M. (eds.). *The ecology of aquatic insects*. Praeger, New York. pp. 134-163.
- De la Lanza, E. G. y J. L. C. García. 2002. *Lagos y presas de México*. AGT Editor. México, D.F. pp 680.

- Dudgeon, O. 1983. Spatial and temporal changes in the distribution of gastropods in the Lam Tsuen river, New Territories, Hong Kong, with notes on the occurrence of the exotic snail *Biomphalaria straminea*. *Malacological Review*. 16: 91-92.
- Eckert, R., D. Randall y C. Augustine. 1992. *Fisiología animal. Mecanismos y adaptaciones*. Interamericana, México. D. F. 683 pp.
- Fashuyi, S. y M. Williams. 1977. The role of *Chaetogaster limnaei* in the dynamics of trematode transmission in natural populations of freshwater snails. *Z. Parasitenkd.* 54(1): 55-60.
- Fernández, A. M. A., F. J. L. Gama, M. E. L. Pavón, P. T. Ramírez y L. O. Ángeles. 2010. *Análisis de calidad del agua. Relación entre factores bióticos y abióticos*. UNAM. México, D. F. p 120.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Araya y O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76: 275-285.
- Figueroa, R., A. Palma, V. Ruiz y X. Niell. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia natural*. 80: 225-242.
- Friedrich, G., D. Chapman y A. Beim. 1996. *The use of biological material in water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2<sup>nd</sup> ed. E & FN Spon, New York.
- Gamboa, M., R. Reyes y J. Arrivillaga. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*. 48(2): 109-120.

- Gibbson, G. R., M. T. Barbour, J. B. Stibling, J. Gerritsen y J. R. Karr. 1996. *Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers*. U. S. Environmental Protection Agency. Washington, D. C. EPA 822-B-96-001.
- Gilbertson, O. E., O. O. Kassim y J. L. Stumpf. 1978. Studies on the biology of *Bulimnea megasoma* (Gastropoda: Pulmonata). *Journal of Molluscan Studies*. 44(2): 145-150.
- González, N., S. S. Mateo, y A. M. Valdivia. 2014. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua del trópico húmedo en las microcuencas de los alrededores de Bluefields, RAAS. *Wani Revista del Caribe Nicaragüens*. 68: 53-63.
- Goyenola, G. 2007. Guía para la utilización de las Valijas Viajeras. Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos. Versión 1.0.
- Hilsenhoff, W. L. 1982. *Using a biotic index to evaluate water quality in streams*. Technical Bulletin Wisconsin Department of Natural Resources. 132 p.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a Family-Level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society*. 7: 65-68.
- Huerto, R., P. A. Eguía, B. Brug y P. Maya. 2005. Monitoreo biológico de la calidad del agua en ríos caudalosos: Amacuzac y Balsas. *Anuario IMTA*, México, IMTA. 105-113 pp.
- Hurtado, S., G. F. Trejo y G. J. P. Yurrita. 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del Río San Juan, Querétaro, México. *Revista Folia Entomológica Mexicana*. 44(33): 271-286.
- Hutchinson, E. G. 1993. *A treatise of limnology*. Volumen 4. The zoobenthos. Editorial Wiley. USA. pp. 944.

Hynes, H. B. N. 1960. *The biology of polluted water*. Liverpool University Press, Liverpool, UK. 202 pp.

INEGI, 2013 [en línea]: [http://www.inegi.org.mx/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/aepef/2013/AEGPEF\\_2013.pdf](http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/aepef/2013/AEGPEF_2013.pdf) [Consultado: 20 marzo 2015].

INEGI, 2009 [en línea]: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/15/15045.pdf> [Consultado: 20 marzo 2015].

Integrated Taxonomic Information System [en línea]: <<http://www.itis.gov/>> [Consultado: 1 junio 2015].

Jackson, D. A. 1993. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities, the implication of choosing particular data standardization, measures of association and ordination methods. *Hydrobiologia*. 268: 9-26.

Jerez, V. y J. Moroni. 2006. Diversidad de coleópteros acuáticos en Chile. *Gayana (Concepción)*. 70(1): 72-81.

Juárez, J. y A. Ibáñez. 2003. Abundance and first record of benthic macroinvertebrates in Lake Metztlán, Hidalgo, Mexico. *Hidrobiológica*. 13(2): 137-144.

Kabir, H. A., S. Parveen y U. Altaf. 2013. Benthic insect diversity in the sewage fed pond of Aligarh Region. *International Journal of Biodiversity and Conservation*. 5(4): 209-214.

Knutson, L. y J. Abercrombie. 1977. Biology of *Antichaeta melanosoma* (Diptera: Sciomyzidae). With notes on parasitoid Braconidae and Ichneumonidae (Hymenoptera). *Proceeding of Entomological Society of Washington*. 79(1): 111--125.

- Kortmann, R. W. y P. H. Rich. 1994. Lake ecosystem energetics: The missing management link. *Lake and Reservoir Management*. 8(2): 77-79
- López-Hernández, M., M. G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. 2007. Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17 (1 Suplemento): 17-30.
- Mackie, G. L. 2001. *Applied aquatic ecosystem concepts*. Kendall/Hunt Publishing Company. XXVI, 744 pp.
- Malek, E. A. y T. C. Cheng. 1974. *Medical and economic malacology*. Academic Press, New York- London. p. 85-122; 287-360.
- Mandaville, S. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters. Taxa tolerance values, metrics, and protocols. Soil y Water Conservation Society of Metro Halifax. 128 p.
- Margalef, R. 1983. *Ecología*. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Margalef, R. 1991. *La teoría de los sistemas ecológicos*. Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona. 290 pp.
- Mayenco, G. 2003. Distribución espacial de los efemerópteros (Insecta: Ephemeroptera) en dos Cuencas Mediterráneas a diferentes altitudes, Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, vol. 13/14, 93-110.
- Merritt, W. R. y W. K. Cummins. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3<sup>th</sup> ed. Kendall Hunt publishing company. U.S.A. 862 p.
- Metteo, A. 1946. Contributions to the biology, the parasitology and the artificial rearing of some species of edible snails. *Ital. Agric.* 83(81): 480.

- Naranjo, G. E. 2003. Moluscos continentales de México: Dulceacuícolas. *Revista de Biología Tropical*. 51(3): 495-505
- Needham, G. J. y P. R. Needham. 1978. *Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces*. Reverté, S.A., España. 131 p.
- Oscos, J., F. Campos y M. C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*. 25(3): 683-692.
- O'Sullivan, P. E. y C. S. Reynolds. 2004. *The lakes handbook limnology and limnetic ecology*. Vol. I. Ed. Blackwell Publishing. 709 p.
- Padilla-Gil, D. N. 1994. Bioecología y sistemática de *Notonecta melaena kirkaldy* (Hemiptera, Notonectidae) en Cundinamarca-Colombia. *Agronomía Colombiana*. 10(1): 34-52.
- Padilla-Gil, D. N. 2014. New records of aquatic Heteroptera (Hemiptera) from the Andean foothills of the Amazonia (Putumayo, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*. 40(2): 230-234.
- Payne, A.I. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. John Wiley and Sons. Great Britain. 301 p.
- Pedraza, B. A. y S. J. Ponce. 1995. Insectos bentónicos del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. XII Congreso Nacional de Zoología, Morelia, Michoacán, México. pp. 75-76.
- Pedrosa, P. y C. E. Rezende. 1999. As muitas faces de uma lagoa. *Ciência Hoje*, 6 (153): 40-47.
- Pennak, R. W. 1953. *Freshwater invertebrates of the United States*. Ronald Press, New York. pp. 667- 693.

- Pérez-Munguía, R. M. 2007. Uso de los macroinvertebrados acuáticos en el monitoreo ambiental de ríos y arroyos. En: R. Novelo G. y P. E. Alonso Eguía Lis (eds.), *Simposio Internacional Entomología Acuática Mexicana: estado actual de conocimiento y aplicación*, México, IMTA-Sociedad Mexicana de Entomología, pp 63-77.
- Pérez-Rodríguez, R., A. Saldaña-Arias, A. Badillo-Solís y V. Vicente-Velázquez. 2003. Datos ecológicos sobre Dytiscidae e Hydrophilidae (Insecta: Coleoptera) de tres embalses de Tlaxcala, México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 1: 57-67.
- Pino, C. W., G. D. Mena, M. L. Mosquera, K. P. Caicedo, J. A. Palacios, A. A. Castro y J. E. Guerrero. 2003. Diversidad de macroinvertebrados y evaluación de la calidad del agua de la quebrada La Bendición, municipio de Qubdó (Chocó, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*. 8(2): 23-30.
- Prat, N., M. Munné y M. Rierdevall. 1996. La calidad ecológica de las aguas. Seminario internacional "Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua", 17-20 febrero de 1997, Cali, Colombia.
- Pujante, M. A. M. 1997. Los artrópodos como bioindicadores de la calidad de las aguas. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*. 20: 277-284.
- Quiroz, C. H., M. V. Díaz, R. A. Trejo y E. E. A. Elizalde. 2000. Aspectos sobre la abundancia y distribución de los principales grupos de la fauna bentónica en el lago "Zempoala", Morelos, México. *Ciencia y Mar*. 10(4): 39-50.
- Quiroz, C. H. 2009. Análisis de los componentes zoobentónicos en un bordo temporal utilizado para acuicultura extensiva en el norte del Estado de Guerrero. *Revista Electrónica de Veterinaria*. 10 (4): 1-47.

- Reyes-Morales, F. y M. Springer. 2014. Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de taxones de macroinvertebrados acuáticos y el índice BMWP/Atitlán. *Revista de Biología Tropical*. 62(2): 291-301.
- Resh, V. H. 1995. Freshwater macroinvertebrates and rapid assessment procedure for quality of water monitoring in developing and newly industrialized countries. En: Davis W. S., Simon T. P. (eds). *Biological assessment and criteria*. Lewis Publishers, England. 167-177 pp.
- Rivas, G. y A. Hoffmann. 2000. Los ácaros acuáticos de México. Estado actual de su conocimiento. *Mexicoa*. 2: 33-39.
- Rives-Romero, C. L. y Márquez-García, A. 1998. El zoobentos y su relación con los sedimentos del lago Huayamilpas. I Congreso Nacional de Limnología. Morelia, Michoacán, México. pp 29.
- Rodríguez, J. G., F. I. M. Astudillo, M. D. Vargas y H. C. Quiroz. 2010. Componentes fitoplanctónicos y zoobentónicos en el lago de Zempoala, Morelos, México. *Acta universitaria*. 20 (2): 23-30.
- Rodríguez-Varela, A. del C., A. Cruz-Gómez, H. Vázquez-López, M. A. Fonseca-Romero y A. L. Grimaldo-Bahena. 2015. Zoobenthos in the Xhimojay Dam, State of Mexico. *American Journal of Life Sciences*. 3(3): 175-183.
- Roldán, P. G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana*. 23(88): 375-387.
- Roldán, P. G. y J. R. Ramírez. 2008. *Fundamentos de limnología neortopical*. Universidad de Antioquia. 440 p.
- Rosas, I., M. Mazari, J. Saavedra y A. P. Báez. 1985. Benthic organisms as indicators of water quality in Lake Pátzcuaro. *Mexico Water, Air and Soil Pollution*. 25(4): 401-414.

- Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Nueva York, Chapman y Hall, pp 11-27.
- Ruttner-Kolisko, A. 1962. *A guide to the study of fresh-water biology*. San Francisco, Calif. G Holden-Day. 107 p.
- Smit, D. G. 2001. *Pennak's freshwater invertebrates of the United States. Porifera to Crustacea*. 4<sup>th</sup> ed. Jonh Wiley & Sons, Inc. 638 p.
- Solimini, A. G., G. Free, I. Donohue, K. Irvine, M. Pusch, B. Rossaro, L. Sandin y A. C. Cardoso. 2006. Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes. Current knowledge and way forward to support WFD Implementation. Institute for Environment and Sustainability. pp. 48.
- Stein, H., M. Springer y B. Kohlmann. 2008. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. *Ecological Engineering*. 34: 267-275.
- Tiller, D. y L. Metzelling. 2002. Australia-wide assessment of river health: Victorian AusRivas sampling and processing manual. Monitoring river health. Initiative Technical Report 15, Commonwealth of Australia and VIC Environmental Protection Authority, Canberra, Australia. 20 p.
- Thorp, J. H. y A. P. Covich. 1991. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, Inc. USA. 1020 p.
- Thorp, J. H. y A. P. Covich. 2001. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. 2<sup>nd</sup> ed, Academic Press, USA. 1056 p.
- Ward, J. V. 1992. *Aquatic insect ecology*. John Wiley & Sons, Inc. pp. 438.
- Webber, E. C., D. R. Bayne y W. C. Seescok. 1989. Macroinvertebrate communities in Wheeler reservoir (Alabama) tributaries after prolonged exposure to DDT contamination. *Hydrobiology*. 183: 141-155.

Wetzel, R.G. 1980. *Limnología*. Ediciones Omega, España. 679 p.

White, D. S. y M. F. Miller. 2008. Benthic invertebrate activity in lakes: linking present and historical bioturbation patterns. *Aquatic Biology*. 2: 269-277.

Zilli, F. L., L. Montalto y M. R. Marchese. 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. 38(2): 159-171.