

29
29



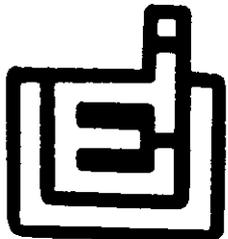
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES
IZTACALA

"ESTUDIO SOBRE LOS ROTIFEROS COMO
INDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA"

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A
JUAN FLORES BURGOS

DIRECTOR DE TESIS: BIOL. MARIO CHAVEZ ARTEAGA



LOS REYES IZTACALA, EDO. DE MEXICO

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

258939

1998



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIA:

A mis padres Roberto Flores Espinosa y Carmen Burgos Garrido
por todo su amor, apoyo, esfuerzos, paciencia y guía
siempre alentándome a alcanzar mis anheladas metas,
reciban este logro como propio.

A mi hermana Adriana del Carmen

y

A mi hermano Roberto Rodrigo

por su amor, cariño, comprensión, ayuda y entusiasmo en todo momento
que siempre me han impulsado a superarme cada día.

A mi pequeño sobrino Luis Rodrigo

quien me enseña lo fascinante de ser niño al sorprenderse día a día
en esta maravillosa vida.

A todas y cada una de las personas de las que recibe una palabra de aliento para seguir
adelante

MIL GRACIAS....

AGRADECIMIENTOS:

Al Maestro Mario M. Chavéz Arteaga por la dirección, apoyo, consejos, sugerencias y su amistad que fueron determinantes para concluir este estudio.

Al Dr. Fermín Rivera Agüero por el apoyo y entusiasmo durante su gestión como Jefe del Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente (CyMA).

A la Dra. Gloria Vilaclara Fatjó, M. en C. Alfonso Lugo Vázquez, Biól. Ricardo Ortiz y Biól. Lucía Pavón Meza por sus valiosas observaciones en la revisión de este trabajo, para el enriquecimiento del mismo.

Al Dr. Singaraju Sri S. Sarma por su apreciable y valiosa colaboración en la determinación de las especies de rotíferos, préstamo de bibliografía y por compartir sus conocimientos.

Al M. en C. Alfonso Lugo Vázquez por la gran ayuda en la adquisición de diapositivas, préstamo de material bibliográfico para el desarrollo y presentación de este trabajo.

Al Dr. Aydin Örstan por la información proporcionada de su base de datos [<http://members.aol.com/bdelloid/>] para completar la lista de especies de rotíferos

A cada uno de los investigadores del proyecto CyMA M. en C. Patricia, Bonita, M. en C. Elizabeth Ramírez, Dra. Ma. del Rosario Sánchez Rodríguez, Dr. Javier Alcocer D., M. en C. Alfonso Lugo V., M. en C. Arturo Calderón, Dra. Elvia Gallegos, M. en C. Víctor Rivera, M. en C. Rosa Elia Chío y Mtra. Esperanza Robles por la elaboración en la realización de los parámetros físico-químicos, análisis bacteriológicos, apoyo, consejos y observaciones para la realización de este trabajo y aprecio.

A todos mis maestros de la carrera de Biología que participaron en mi formación académica, y de quienes guardo un grato recuerdo y al personal de la E. N. E. P. "IZTACALA" que indirectamente facilitó el desarrollo de este trabajo.

A las maestras Biól. Guadalupe Oliva, Dra. Norma Navarrete por el préstamo de material bibliográfico, apoyo, consejos, buenos deseos en todo momento y por su afecto.

A las Biólogas Martha Gaytán, Barbara Martínez T.; Gloria Muro, Guadalupe Saénz, Ma. de los Angeles Gómez, Laura Peralta, Ma. Eugenia González, Estela Cuna del Laboratorio de Ecología Acuática, del proyecto CyMA, y Jaquelina B. Calderón A. de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, con quienes compartí muy gratos momentos durante la realización de esta tesis y por su amistad.

A Yolanda Molina, Lilia Guerrero, Diana Juárez, Alejandro Rodríguez, Janet, Delfín y a cada uno de los tesisistas del proyecto CyMA, del Laboratorio de Ecología Acuática.

A mis amig(o)as Ana Ma. Mondragón V., Malena , Rafael Rodríguez, Esther Salgado M., Edmundo Flores R., Héctor González, Gudulia Morales, Lourdes Campos N., Catalina Hernández, Alejandrina Reyero, Ricardo López, Leticia Mercado, Sergio Zamora y Griselda Ramírez por su alegría y amistad.

Al personal administrativo de la U.I.I.C.S.E. Amalia Partida, Rosy, Sr. Victor, Sr. Mariano Aguirre, y Sr. Osario.

A los maestros, personal y alumnos de la Escuela Secundaria 117 "Gabriela Mistral" con quienes compartí el trabajo, la diversión y la amistad de Mtra. Irma Pérez N., C. D. José Luis Marín, Mtra. Ma. de los Angeles Martínez M., Mtra. Rocío, Mtro. Guillermo, Mtro. Armando Santa Maria, Luis, Eva Quiroz, Eloy García, Verónica Castillo y Sra. Nelsy.

Este estudio forma parte del proyecto " Aplicación de los métodos biológicos para la detección de la calidad del agua (Sistema de Saprobios) en México ". Apoyado por el Fondo de Estudios e Investigaciones Ricardo J. Zevada, 147/86.

A todas aquellas personas que directamente o indirectamente colaboraron para el desarrollo de este estudio.

Muchisimas Gracias..

ÍNDICE

Índice general.....	i
Índice de Figuras	iii
Índice de Tablas	iv
Resumen.	v
1. Introducción.	1
1.1 Antecedentes	4
1.2 Objetivos	7
1.3 Descripción de la zona de estudio	8
2. Metodología	12
3. Resultados y Discusión	16
3.1 Composición de la comunidad de rotíferos	16
3.1.1 Riqueza específica	30
3.1.2 Densidad y Abundancia Relativa	32
3.2 Relación Abundancia Frecuencia	35
3.2.1 Especies importantes	37
3.3 Distribución de las poblaciones de rotíferos	39
3.3.1 Variación estacional	39
3.3.2 Variación Espacial	42
3.3.3 Distribución Vertical	44
3.4. Descripción Físico-Química	46
3.4.1 Caracterización Ambiental	46
3.4.2 Caracterización Trófica	48
3.4.3 Caracterización Saprobia	51

3.4.4 Caracterización Bacteriológica	52
3.5. Índices Saprobios	54
3.5.1 Índices Saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}) y Zelinka y Marvan (S_{ZM})	54
3.5.2 Índice Saprobio por el método de Sládecek y Tucek	64
3.6. Estado Trófico	66
3.7. Índice de la Calidad del Agua	67
3.8. Comparación entre los Índices Saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}), de la DBO_5 (S) y el Índice de la Calidad del Agua (ICA)	69
Conclusiones	72
Recomendaciones	74
Bibliografía	75
Apéndices	86
A. Tabla de ausencia-presencia de las especies de rotíferos determinadas.....	87
B. Abundancia Relativa de las especies por localidad	88
C. Tablas de los parámetros Físico-Químicos	91
D. Valores Saprobios de las especies de rotíferos	94
E. Índices Saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}), Zelinka y Marvan (S_{ZM}) y Sládecek y Tucek(S) por muestreo y localidad	95
F. Índice de la Calidad del Agua (ICA) por muestreo y localidad	96
G. Tabla comparativa de los Índices saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}), de la DBO_5 (S) y el Índice de la Calidad del Agua (ICA)	99

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1 Localización de los embalses Sta. Elena, Sn. Luis Taxhimay y la Laguna Zempoala	11
Fig. 2 Representación de las especies de rotíferos por familia	31
Fig. 3 Representación de las especies de rotíferos por familia y localidad	32
Fig. 4a Composición de las principales especies de rotíferos en Sta. Elena	34
Fig. 4b Composición de las principales especies de rotíferos en Sn. Luis Taxhimay	34
Fig. 4c Composición de las principales especies de rotíferos en la Laguna Zempoala	34
Fig. 5 Localización de las estaciones de muestreo en Sta. Elena, Sn. Luis Taxhimay y la Laguna Zempoala.....	43
Fig. 6 Distribución vertical de las principales especies	45
Fig. 7a Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}) por muestreo en el embalse Sta. Elena (STE) ..	57
Fig. 7b Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) por muestreo en el embalse. STE	57
Fig. 8a Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}) por muestreo en Sn Luis Taxhimay (TAX)	58
Fig. 8b Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) por muestreo en el embalse. TAX	58
Fig. 9a Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}) por muestreo en la Laguna Zempoala (ZEM) ...	59
Fig. 9b Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) por muestreo en la Laguna ZEM	59
Fig. 10 Representación de los Índices Saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}), de la DBO_5 (S) y el Índice de la Calidad del Agua (ICA).	
10a. Embalse Sta. Elena	71
10b Embalse Sn. Luis Taxhimay	71
10c Laguna Zempoala	71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Especies de rotíferos dominantes, temporales y constantes	35
Tabla 2 Especies raras de rotíferos	36
Tabla 3 Variación estacional de las especies de rotíferos dominantes y temporales	42
Tabla 4 Índice Saprobio final de Pantle y Buck (S_{PB}) del embalse Sta. Elena	60
Tabla 5 Índice Saprobio final de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) del embalse STE	60
Tabla 6 Índice Saprobio final de Pantle y Buck (S_{PB}) del embalse Sn. Luis Taxhimay ...	61
Tabla 7 Índice Saprobio final de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) del embalse TAX	61
Tabla 8 Índice Saprobio final de Pantle y Buck (S_{PB}) de la Laguna Zempoala	62
Tabla 9 Índice Saprobio final de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) de la Laguna ZEM	63

Resumen

Se realizó un estudio empleando la comunidad de rotíferos en los embalses Sta. Elena, Sn. Luis Taxhimay y la Laguna Zempoala, durante un ciclo anual con una periodicidad trimestral, para evaluar la calidad del agua.

Un total de 50 especies de rotíferos fueron determinadas, la Laguna Zempoala resultó la más diversa con 36 especies (72 %), continua Sn. Luis Taxhimay con 22 (44 %) y Sta. Elena con 21 especies (42 %), incluyendo 2 nuevos registros. Las familias más representativas fueron Brachionidae, Trichocercidae, Lecanidae y Synchaetidae. Las especies más abundantes fueron en Sta. Elena: *K. cochlearis*, *P. remata*, *C. hippocrepis*; en Sn. Luis Taxhimay: *C. natans*, *P. remata*, *C. unicornis*; en la Laguna Zempoala: *K. bostoniensis*, *P. remata* y *K. cochlearis*. De acuerdo a los diagramas bidimensionales de la relación frecuencia (%) vs $\log_{10}(n + 1)$ abundancia donde indicaron que las especies de la comunidad de rotíferos de los 3 sistemas quedaron agrupadas en 14 especies dominantes, 11 temporales, 1 constante y 34 especies raras distribuidas en los diferentes cuerpos de agua.

La variación estacional de la población de rotíferos registró especies perennes euritermas con máxima abundancia en cualquier época del año, pero principalmente en el verano y las estacionales que a su vez se dividen en frías y cálidas estenotermas, con densidades altas en primavera e invierno y verano, otoño en el mismo orden. Las principales especies de rotíferos habitan la mayor parte de la columna del agua, pero principalmente las capas superficiales, sin embargo, *F. longiseta*, *F. opoliensis* y *K. bostoniensis* fueron muy abundantes en el hipolimnion en la presa Sn. Luis Taxhimay y la Laguna Zempoala.

Los tres sistemas acuáticos se clasifican como cálidos monomicticos subtropicales de segundo orden, de pH básicos, alcalinidad moderada, aguas blandas, las curvas de oxígeno mostraron un comportamiento de tipo clinogrado, es decir funcionaban como bombas de oxígeno. La transparencia fue baja en los embalses y alta en la laguna, relacionándose con los sólidos suspendidos, debido a que existieron diferencias entre la temporada de lluvias y estiaje principalmente en el embalse Sta. Elena y la Laguna Zempoala.

El Índice Saprobio final de Pantle y Buck (S_{PB}) de Sta. Elena y la Laguna Zempoala resultó oligosaprobio, mientras que Sn. Luis Taxhimay clasificó como beta-mesosaprobio, el Índice Saprobio final de Zelinka y Marvan (S_{ZM}), mostró una mayor proporción oligosaprobia con una clara tendencia hacia la beta-mesosaprobiedad. El Índice Saprobio final a partir de la DBO_5 (S) indicó características beta-mesosaprobias en los tres sistemas acuáticos. En base al cociente Q_{BT} entre los géneros *Brachionus/Trichocerca* propuesto por Sládeček (1983) el embalse Sta. Elena resultó oligotrófico, Sn. Luis Taxhimay oligo-mesotrófico y la Laguna Zempoala mesotrófico.

El Índice de la Calidad del Agua (ICA) final del ciclo señaló para los 3 cuerpos de agua una excelente calidad para la vida acuática, pesca y uso recreativo, aceptable para la agricultura y levemente contaminados para uso como agua potable, de acuerdo a la escala de calificación de León (1992). El ICA mostró la presencia de diferencias significativas entre los muestreos que se realizaron durante la temporada de lluvias y estiaje, señalando los de menor calidad en lluvias y de mejor calidad en secas.

Al realizar la comparación entre los índices saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}), a partir de la DBO_5 (S) y el ICA, se observa que los cambios en el decremento e incremento en la calidad del agua señalados por el ICA también son reflejados por los índices saprobios de Pantle y Buk (S_{PB}) y a través de la DBO_5 (S) principalmente. Por lo tanto la comunidad de rotíferos y el Sistema de Saprobios son útiles para evaluar la calidad biológica de los cuerpos de agua, aunado a la evaluación físico-química que muestra los contaminantes responsables.

1. INTRODUCCIÓN

En la medida que la complejidad del impacto humano sobre el ambiente se incrementa y el capital ecológico decrece, la necesidad de administrar los recursos naturales se convierte en un punto cada vez más crítico (Cairns *et al.*, 1993). El agua es uno de los recursos naturales de mayor empleo, ya que tiene que ver con la mayoría de las actividades humanas como recreación, producción de alimentos, uso industrial, agrícola, generación de energía eléctrica, e incluye el consumo directo. Todos estos usos implican un cierto grado de contaminación en las aguas, que al ser vertidas en cuerpos de agua provocan el deterioro de las mismas (Sládecek, 1983).

El estudio de la contaminación acuática es principalmente un fenómeno biológico (Gaufin, 1973; James, 1979) y antropogénico (Kovács *et al.*, 1992; Nogrady *et al.*, 1993) y su efecto primario repercute sobre los organismos que en ella habitan y, en forma secundaria, en aspectos físicos y químicos que alteran sus características y su calidad desde el punto de vista del uso humano. Por lo tanto, es necesario la utilización conjunta de métodos biológicos y fisico-químicos (James, 1979) para la evaluación de la calidad del agua, cuyo término comprende todos los factores que afectan el uso del agua por el hombre.

La calidad del agua puede estimarse por dos tipos de métodos, los fisico-químicos y los biológicos. Cada uno de ellos tiene sus ventajas e inconvenientes: los métodos fisico-químicos nos dan la información de las condiciones en el momento del muestreo al medir la concentración de los contaminantes responsables; sin embargo, no se pueden realizar frecuentemente debido a su complejidad y alto costo. Por otra parte, los métodos biológicos tiene algunas importantes ventajas sobre la caracterización fisico-química (Meyer y Oberbeck, 1975; van Dam, 1977 en Van Nuland y Meis, 1980). Los métodos biológicos estiman la contaminación con base en la respuesta que dan los organismos a esta alteración del medio. La respuesta de los organismos indicadores muestran el grado de desequilibrio ecológico por su presencia, vitalidad y comportamiento (James, 1979; Kovács *et al.*, 1992), lo que nos indicaría no sólo el nivel de contaminación, sino también la tendencia de las condiciones generales (Sládecek, 1965). Su uso ha sido apoyado por diversos autores como Arora, 1961, 1966a, b; Williams, 1966; Gaufin, 1973; Cairns *et al.*, 1968; Schwoerbel, 1973; Ruttner-Kolisko, 1974; Gannon y Stemberger, 1978; Pesson, 1978; Phillips, 1980; Sládecek, 1965, 1967, 1983; Sládecek *et al.*, 1981, Kovács *et al.*, 1992; Cairns *et al.*, 1994.

Dentro de los indicadores biológicos existen varios métodos, entre los cuales podemos citar el Sistema de Saprobios, cuyo origen se remonta a Cohn en 1853 y su discípulo Mez en 1898 que llevaron a cabo las primeras investigaciones para una caracterización biológica del agua. Lauterborn en 1901 creó el concepto de vida sapropélica, con el cual se refería a los organismos del barro de las aguas remansadas y, consecuentemente, definió la zona saprobia como la región donde tienen lugar los procesos de descomposición (Schwoerbel, 1973).

De esta forma, la saprobiedad es el estado de calidad del agua con respecto al contenido de material orgánico putrescible y las condiciones sapróbicas son manifestadas por la composición de especies de la comunidad (Sládecek, 1978, 1979, 1983, 1985). El sistema originalmente comprendía 4 grados saprobios: Zona oligosaprobia, apenas contaminada; Zona beta-mesosaprobia, moderadamente contaminada; Zona alfa-mesosaprobia, muy contaminada y Zona polisaprobia, fuertemente contaminada (Schwoerbel, 1973; Sládecek, 1973, 1979, 1985; Sládecek

et al., 1981). El sistema fue aceptado y aplicado por la gran mayoría de los hidrobiólogos del continente Europeo y Rusia en estudios de calidad del agua, con la excepción de Gran Bretaña y Norteamérica (Sládecek, 1973; Valdecasas y Baltanás, 1990).

El Índice Saprobio "S" fue introducido por Pantle y Buck en 1955 para remplazar la estimación subjetiva de Kolkwitz y Marsson por un cálculo más objetivo dentro de un intervalo de 1 a 4. Sládecek (1969, 1973, 1985) extendió los 4 grados originales a 10, abarcando todos los tipos de aguas. Actualmente, el sistema se divide en 4 grupos principales designados como Catarobiedad (C) que comprende las aguas más puras, potable, subterráneas y tratadas artificialmente para agua potable. Limnosaprobiedad (L) incluye aguas más o menos contaminadas y, especialmente, aguas superficiales, cuerpos de agua lénticos y lóticos. Eusaprobiedad (E) son aguas de desecho conteniendo materia orgánica accesible a la descomposición bioquímica la cual es degradada por microorganismos. En la Transaprobiedad (T), la descomposición bioquímica no procede, pues hay sustancias tóxicas, partículas inorgánicas no degradables, desechos radiactivos, etc. No hay organismos vivos, pero algunos pueden sobrevivir, como esporas, quistes y diferentes estadios latentes (Sládecek, 1973, 1985).

Un nuevo aporte importante fue la introducción de la valencia saprobia por Zelinka, Marvan y Kubicek en 1959, que toma en cuenta el hecho de que una especie raramente representa un nivel saprobio, como fue supuesto por Kolkwitz y Marsson. La curva de Gauss es expresada por 10 puntos distribuidos para cada especie dentro de los niveles saprobicos de acuerdo con análisis estadísticos o la experiencia personal del investigador. El concepto de valencia saprobia fue complementado por un factor de peso para cada especie (I) entre un intervalo de 5 para los mejores indicadores, 3 para los medianos y 1 para los peores indicadores (Sládecek, 1979). Estos valores numéricos son ahora el mayor criterio característico para cada especie como un organismo indicador (Sládecek, 1983).

Posteriormente, una serie de investigadores encontraron una buena correlación entre el Índice Saprobio "S" y los valores promedio de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), especialmente dentro de la limnosaprobiedad, lo cual fue demostrado por Sládecek y Tucek (1975, 1991) por medio de ecuaciones y gráficas. De este modo, la saprobiedad es una expresión biocenótica de la DBO₅ (Sládecek, 1979).

Las principales ventajas del sistema de saprobios son lo económico de su aplicación, pues no requiere de equipo y material de laboratorio costoso, es aplicable a pequeños cuerpos de agua lo cual fue demostrado por Wetzel en 1928 y para reservorios artificiales por Schrader en 1959. De esta forma es funcional en todas las aguas continentales que muestren un contenido de materia orgánica bajo los efectos de la descomposición microbiana (Sládecek, 1973).

De acuerdo con Gannon y Stemberger (1978) los organismos zooplanctónicos están más estrechamente relacionados con las condiciones del medio y responden más rápidamente a cambios ambientales que los peces. Por lo tanto, tienen un valor potencial considerable como indicadores de la calidad del agua

En las aguas continentales los grupos representativos del zooplancton están formados por protozoarios, crustáceos (cladóceros y copépodos) y rotíferos (Hutchinson, 1967; Armengol, 1982; Margalef, 1983; Wetzel, 1983; Herzig, 1987; Nogrady *et al.*, 1993). Además, los 2 últimos

grupos son considerados los más importantes en términos de densidad, biomasa, producción y regeneración de nutrientes (Hutchinson, 1957; Haney, 1973; Hrbáček, 1977; Porter, 1977; Makarewicz y Likens, 1979 en Pace y Orcutt, 1981).

Debido a la pequeña talla y la permeabilidad de su integumento, los rotíferos son más susceptibles a los cambios físico-químicos del ambiente (Nogrady *et al.*, 1993) que los crustáceos; por lo tanto, son indicadores más sensitivos de cambios en la calidad del agua (Gannon y Stemberger, 1978). A partir de datos ecológicos, las formas planctónicas requieren de relativamente una buena cantidad de oxígeno, de esta forma los rotíferos son sensibles a la concentración de oxígeno en aguas estancadas (Ruttner-Kolisko, 1974). Por lo mencionado son buenos indicadores del Sistema de Saprobios, aunque señalan la situación sólo dentro de la limnosaprobiedad (Sládeček, 1983)

Los rotíferos son animales de estructura y organización sencilla, pero notablemente adaptados a las aguas continentales (Armengol, 1982) y forman una parte importante dentro de la producción del zooplancton (Foran y King, 1982; Wetzel, 1983; Sarma, 1988). De acuerdo con Wetzel (1983), son los invertebrados de cuerpo blando más importantes del plancton. Ciertamente no pueden competir en biomasa con los grandes crustáceos, pero su rápida reproducción y veloz tasa de desarrollo, la más alta del zooplancton, significa que los rotíferos pueden aportar entre el 10 y 40 % del total de la producción (Herzig, 1987) y hasta el 67 % en ciertos medios (Edmonson, 1974 en Lair, 1978). Ellos juegan un papel importante como filtradores, alimentadores en suspensión y depredadores de la comunidad planctónica. Consecuentemente, en la cadena alimenticia forman una importante unión entre el nanofitoplancton y los carnívoros del zooplancton (Ruttner-Kolisko, 1974; Herzig, 1987; Arndt, 1993; Sanders *et al.*, 1994).

Todo lo anterior es lo que motivó la realización de este estudio, el cual pretende aportar más información acerca de este grupo de organismos, poco estudiados en México, conocer la fauna de rotíferos en cada sistema acuático y su variación estacional durante un ciclo anual, así como la eficacia de la aplicación del Sistema de Saprobios en pequeños cuerpos de agua

1.1 ANTECEDENTES

Los primeros estudios en que fueron utilizados los rotíferos como indicadores fueron realizados por Kolwitz y Marsson en 1902 y 1909 donde los consideraron buenos indicadores (Sládeček, 1983). Diferentes autores han empleado la presencia de ciertas especies de rotíferos como una referencia de las características físicas y químicas de su hábitat (De Ridder, 1968; Ruttner-Kolisko, 1971; Sharma *et al.*, 1978; Jyoti y Sehgal, 1979; Pejler, 1981 en Kuczinski, 1987) y Berzins y Pejler (1987, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).

También se han realizado estudios sobre los rotíferos como indicadores de condiciones tróficas por parte de Arora, 1966; Berzins, 1949; Jamefelt, 1952; Hakkari, 1972; Maemets, 1983; Pejler, 1957b, 1965 y 1983; Radwan, 1976 (en Kuczinski, 1987); Radwan y Popiolek (1989); Habdija *et al.*, (1993).

Estudios que emplearon el Sistema de Saprobios fueron iniciados por Kolwitz en 1935, cuando listó 2 especies como polisaprobias (*Rotaria neptunia* y *R. rotatoria*), 6 taxa como alfa-mesosaprobias, 7 beta-mesosaprobias y 3 oligosaprobias. Similares listas presentaron Dolgov y Nikitinskij en 1927 y Zadin y Rodina en 1950. Las revisiones de Liebmann durante los años 1951 y 1952 resultaron con diferentes cambios, adiciones y cancelaciones. Wetzel en 1969 listó *R. neptunia* y *Dyplax trigona* como polisaprobias, *Brachionus urceolaris* como beta-mesosaprobio y *Filinia longiseta*, *Polyarthra platypera*, *Kellicottia longispina* y *Keratella cochlearis* como oligosaprobias. Sládeček en 1956 consideró 82 rotíferos como buenos indicadores (Sládeček, 1983).

Arora (1961) relacionó el género *Rotaria* el cual estaba presente en forma abundante en aguas contaminadas. Gannon y Stemberger (1978) trabajaron con crustáceos y rotíferos como indicadores de la calidad del agua. Sládeček (1983) clasificó 620 especies de rotíferos de Checoslovaquia y países cercanos de acuerdo con la calidad del agua. Siegfried *et al.*, (1989) estudiaron la comunidad planctónica de verano en 101 lagos en Adirondak, N. Y. Pontin y Langley (1993) emplearon la comunidad de rotíferos para una clasificación preliminar nacional de pequeños cuerpos de agua en Inglaterra.

En los últimos tiempos se ha visto un incremento en la investigación sobre los rotíferos debido a su importancia en campos aplicados como la acuicultura (Lubzens, 1987; Sarma, 1988; Lubzens *et al.*, 1989), estudios ecotoxicológicos (Ferrando *et al.*, 1993; Janssen *et al.*, 1993), monitoreo ambiental, indicadores de polución y calidad del agua (Vilaclara y Sládeček, 1989).

En nuestro país existen pocos estudios acerca de los rotíferos. Unas pocas especies fueron registradas por Haring, Haring y Myers en sus trabajos de 1913 y 1914 (citados por Ahlstrom, 1932). Los primeros estudios en México dedicados exclusivamente a estos organismos fueron hechos por Sámano (1931, 1936). Ahlstrom (1932) investigó los rotíferos planctónicos de Río Grande de Santiago, del Lerma y del Salto Valles, reportó 62 especies y su trabajo es de las primeras contribuciones más importantes sobre el conocimiento de los rotíferos mexicanos. Brehm (1932) analizó taxonómicamente organismos de distintas regiones de México y describió *Keratella stipitata* y otras especies encontradas en el Lago de Pátzcuaro. Carlin-Nilson (1935)

identificó 47 especies, formas y variedades de rotíferos colectados en Veracruz, Xochimilco y Texcoco. Hoffman y Sámano (1938a, b) estudiaron la composición de la fauna de rotíferos en distintos cuerpos de agua de Oaxaca y Veracruz. Osorio (1942) resumió el conocimiento previo de los rotíferos planctónicos de México, aportando información valiosa para el estudio taxonómico y distribucional de este grupo. Describió 122 especies de estos organismos (especie, forma y variedad) de México y también manifestó la importancia del género *Brachionus* en nuestro país por su frecuencia y variación en su morfología y su talla.

De entonces a la fecha se han publicado pocos trabajos, como son los siguientes: Ramírez (1975) estudió el Lago de Chapala y abarcó diferentes phyla, incluyendo el grupo de rotíferos. Benítez y Casas (1976) estudiaron la composición planctónica de la presa Miguel Alemán, Oaxaca. CEL-SARH en 1979 hicieron un monitoreo en el Lago de Chápala (en Rico-Martínez y Silva-Briano, 1993).

Félix (1980) caracterizó los canales de Cuernavaca y Xochimilco de manera biológica y físico-química y relacionó los organismos con la calidad del agua. Malamoco (1980) estudió la comunidad zooplanctónica de la presa "Vicente Guerrero", la cual estuvo formada por 5 grupos: cladóceros, copépodos, rotíferos, ostrácodos y ácaros, y reportó a los rotíferos en 3er. lugar por su abundancia, presentando la mayor densidad en invierno. Flores (1982) hizo un estudio limnológico en la presa "Presidente Calles", Aguascalientes (en Rico-Martínez y Silva-Briano, 1993). Hernández y García (1982) caracterizaron la cuenca del Río Amacuzac, tomando como base la ausencia o presencia de organismos planctónicos como posibles indicadores de contaminación. Pourriot (1982) realizó un análisis sobre la biota acuática de México. Green (1986) estudió el zooplancton en algunos lagos cráter en nuestro país. Suárez *et al.*, (1986) determinaron un total de 4 especies de rotíferos durante un ciclo anual en la Laguna de Catemaco, Veracruz, la cual resultó ser un cuerpo de agua eutrófico o en proceso de eutroficación.

Chang (1989) comparó la comunidad planctónica (1987-88) con la existente (1981-82) en la presa Requena, Hidalgo, reportó una disminución de especies tanto fitoplanctónicas como zooplanctónicas; en el grupo de rotíferos, de 15 especies reportadas inicialmente pasaron a 9 y la calidad del agua era contaminada, con presencia de materia orgánica, dentro de un estado mesotrófico a eutrófico. Vilaclara y Sládecek (1989) estudiaron la fauna de rotíferos de algunos cuerpos de agua dentro y alrededor de la ciudad de México y también describieron *Collotheca riverai* como nueva especie. Suárez *et al.*, (1991) reportaron la composición, distribución y abundancia de los rotíferos planctónicos en la presa J. A. Alzate, Edo. de México, durante un ciclo anual y registraron 7 especies: *Filinia terminalis*, *Tetramastix opoliensis*, *Polyarthra trigla*, *Asplanchna priodonta*, *Brachionus calyciflorus*, *B. quadridentatus* y *Ascomorpha sp.* Vázquez (1991) empleó el plancton como indicador biológico de algunos metales pesados en el Lago Nabor Carrillo, Edo. de México, clasificando el embalse con un grado de eutroficación avanzado y una concentración elevada de zinc y plomo, tanto en la agua como en el plancton.

Rico-Martínez (1992) llevó a cabo un estudio taxonómico sobre los rotíferos del Lago de Chapala, Jalisco. Silva-Briano y Segers (1992) describen una nueva especie, *Brachionus josefinae*, de un charco temporal de Aguascalientes. Rico-Martínez y Silva-Briano (1993) realizaron una investigación faunística de rotíferos mexicanos, cubriendo 132 localidades, principalmente en el centro del país y revisaron su biogeografía. Sládecek y Vilaclara (1993) estimaron la abundancia planctónica en el Lago Pátzcuaro, Mich., y reportaron 16 especies de

rotíferos. López-Adrian y Herrera-Silveira (1994) investigaron la composición planctónica del cenote Xtogil, Yucatán, donde las especies dominantes fueron *B. havanaensis* y *K. americana*. Kutikova y Silva-Briano (1994) describieron una nueva especie, *Keratella mexicana*, del estado de Aguascalientes. Calderón (1995) investigó la estructura zooplanctónica del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, reportando una baja diversidad en la comunidad del zooplancton, así como una alta dominancia de algunas especies de rotíferos como *B. havanaensis*, *B. angularis*, *Keratella stipitata* y *Hexarthra mira*. Aydin (1995) describió una nueva especie de rotífero bdelloideo *Macrotrachela sonorensis* del estado de Sonora. Serranía (1996) realizó un estudio abarcando 8 diferentes cuerpos de agua entre los cuales se encuentran las presas Ignacio Ramírez y Sn. Luis Taxhimay, y determinó un total de 86 especies incluyendo nuevos registros para el país. Sarma *et al.*, (1996) analizaron la fauna de rotíferos en los lagos El Sol y La Luna del volcán Nevado de Toluca y los resultados incluyen 34 taxa, de las cuales 11 especies se constituyen en ampliaciones de ámbito hacia México. Sarma y Elías-Gutiérrez (1997) realizaron una investigación taxonómica en 8 localidades de México, determinando un total de 123 taxa, de los cuales 28 especies son nuevos registros para el país.

Respecto a estudios previos que han empleado el Sistema de Saprobios en nuestro país podemos citar López-Ochoterena (1965) con ciliados mesosapróbicos del Lago de Chapultepec. El Instituto de Ingeniería (1974) realizó un estudio limnológico del Lago de Chapala evaluando la calidad del agua y caracterizando el lago como oligosaprobio y el Lerma como mesosaprobio, con una dominancia de rotíferos. Ramírez (1975) también caracterizó el Lago de Chápala y el Lerma como oligosaprobio y mesosaprobio, respectivamente y clasificó como mesosaprobios a *B. calyciflorus*, *B. havanaensis*, *B. angularis*, *B. quadridentatus*, *B. plicatilis* y mencionó a *K. cochlearis* como muy abundante. Sánchez (1985) caracterizó un estanque de estabilización facultativo como alfa-mesosaprobio empleando ciliados. Ortiz (1985) realizó su estudio con flagelados. Garzón (1990) estudió las características saprobias y tróficas de 6 lagos cráter en el estado de Puebla. Sládecek y Vilaclara (1993) realizaron su investigación en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán caracterizándolo, como beta-mesosaprobio y reportando 16 especies de rotíferos. Por último, Muro (1994) trabajó con cladóceros en los Lagos de Chapultepec y los clasificó como eutróficos.

1.2 OBJETIVOS

1. Determinar las especies de la comunidad de rotíferos en los embalses Sta. Elena, Sn. Luis Taxhimay y la Laguna Zempoala.
2. Indicar el tipo de variación anual y espacial de las especies rotíferos en cada cuerpo de agua con base en muestreos trimestrales.
3. Obtener el estado de saprobiedad de los 3 sistemas acuáticos empleando el Sistema de Saprobios y la comunidad de rotíferos.
4. Calcular el Índice de Calidad del Agua (ICA) para cada localidad.
5. Relacionar y comparar los resultados de los puntos 3 y 4.

1.3 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.

Los embalses Sta. Elena, Sn. Luis Taxhimay y la Laguna Zempoala se ubican en la región de la provincia geológica y fisiográfica del Eje Neovolcánico.

El embalse Sta. Elena (STE) se encuentra en el municipio de Jilotepec, Estado de México, entre las siguientes coordenadas 99°37' - 99°35' de longitud oeste y 19°54' - 19°53' de latitud norte, a una altitud de 2600 msnm. El embalse se ubica dentro de la cuenca hidrológica del Alto Pánuco (Fig. 1) (CETENAL, 1981).

Es alimentado por el río Las Tinas y por el río El Membrillo en la parte suroeste del cuerpo de agua. Cuenta con una capacidad de 4.5 millones de m³ y se emplea para el riego de 837 hectáreas, la capacidad de uso agrícola es de tipo mecanizado continuo (CETENAL, 1981).

El clima es de tipo C (w₂) (w) big (García, 1973), es el más húmedo de los templados con lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal menor de 5 mm. La precipitación media anual es mayor de 800 mm y la temperatura media anual oscila entre 12° a 18°C. La máxima incidencia de lluvias se presenta en julio, con un valor que fluctúa entre 150 y 160 mm. La sequía se registra en los meses de febrero y diciembre, con un valor menor de 10 mm. El mes más cálido es mayo, con temperatura entre 14° y 15°C, el mes más frío es enero con 11° a 12°C (CETENAL, 1981).

La vegetación se compone de una zona de agricultura de temporal en el norte, sur y oeste del embalse y también pastizal inducido en la parte este donde se encuentra la compuerta (CETENAL, 1981).

Este embalse cuenta con la siguiente fauna de peces: *Algansea tincella*, *Cyprinus carpio* y *Carassius auratus*, entre el zooplancton están especies de los géneros *Diatomus*, *Daphnia* y *Eubosmina* (Navarrete, 1985).

Presenta en la parte este, sur y suroeste una mezcla de rocas ígneas extrusivas como toba y roca sedimentaria arenisca, en el norte y oeste hay roca ígnea extrusiva basalto, así como una pequeña parte de suelo aluvial y residual. También existe una fase durica profunda (Duripan entre 50 y 100 cm de profundidad) en la parte oeste y suroeste (CETENAL, 1981).

El embalse San Luis Taxhimay (TAX) se encuentra en el municipio de Villa del Carbón, Estado de México, en el límite con el Estado de Hidalgo. Se sitúa en las siguientes coordenadas: 99°25' - 99°23' de longitud oeste y los paralelos 19°50.5' - 19°48.4' de latitud norte, con una altitud de 2860 msnm y pertenece a la cuenca del Alto Pánuco (Fig. 1) (CETENAL, 1981).

Su principal afluente del embalse es el río San Luis al que se le unen las avenidas torrenciales de la serranía circundante, así como también los aportes temporales de los ríos Las Palomas y Las Moras durante la época de lluvias (CETENAL, 1981).

Se considera una presa de enrocamiento con una capacidad de 9 millones de m³, cuyo principal propósito es el riego. Adicionalmente, este cuerpo de agua ha sido considerado por la

Comisión de Aguas del Valle de México como probable suministro de agua potable para el Distrito Federal y el área metropolitana (en Navarrete, 1981)

Presenta un clima del tipo C (w₁) (w) big (García, 1973), en el cual corresponde a templado lluvioso, con temperatura promedio de 16.2°C, presentándose las mínimas en diciembre y enero con 13.3°C y las máximas de 18.2°C en mayo y junio. En relación con la precipitación, la mínima es de 3.9 mm en febrero y la máxima de 169 mm en junio, con un promedio anual de 40.06 mm.

La vegetación circundante está compuesta por un bosque natural de pino-encino, presentando manchones de vegetación secundaria. También se presenta una zona de cultivo anual en la parte norte y en el noroeste hay una pequeña región de pastizal inducido (CETENAL, 1981).

La fauna ictiológica de la presa esta compuesta por el charal *Chirostoma jordani*, el godeido *Gyrardinichthys*, carpa *C. carpio*, trucha arcoiris *Oncorhynchus mykiss* y carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella*, en el zooplancton están cladóceros como: *Daphnia ambigua*, *D. pulex*, *D. laevis* y *Ceriodaphnia quadrangula* y los siguientes copépodos: *Diatomus alburquerqueensis*, *Paracyclops affinis*, *Ectocyclos phaleratus* (Navarrete, 1981).

El embalse se encuentra rodeado por roca lítica con lecho rocoso de 10 a 50 cm de profundidad, también existe roca lítica profunda pero en menor cantidad. Predominan las rocas sedimentarias compuestas de caliza. Además, existe erosión en la parte sureste del embalse (CETENAL, 1981)

La Laguna Zempoala (ZEM) se localiza dentro del Parque Nacional "Lagunas de Zempoala" establecido a partir del 30 de septiembre de 1936 por decreto presidencial. La jurisdicción política de la parte occidental del parque pertenece al Municipio de Ocuilan de Arteaga, Estado de México y la parte oriental al municipio de Huitzilac, Estado de Morelos (Castañeda y Hernández, 1977; SARH, 1984; CEPANAF, 1993) y su superficie es de 4 669 hectáreas. Geográficamente se localiza entre los meridianos 99°21' - 99°16' de longitud oeste y entre los paralelos 19°06' - 19°01' de latitud norte (CEPANAF, 1993). El origen de estas lagunas es de tipo glacial de acuerdo con Tamayo (1962 en Torres y García, 1995). La Laguna Zempoala se ubica a una altitud de 2810 msnm y pertenece a la cuenca de Apatlaco (Aguilar, 1992) (Fig. 1).

La Laguna Zempoala es la más grande en la actualidad, esta ubicada al pie del cerro Zempoala. Se encuentra ubicada en una cuenca cerrada con drenaje de tipo torrencial que sólo lleva agua en la temporada de lluvias. La laguna se alimenta permanentemente por el arroyo Las Trancas, el cual tiene su origen en manantiales. Los niveles de la laguna tienen algunas fluctuaciones (fin de noviembre hasta mayo), ya que la intensa evaporación e infiltración de sus aguas hace disminuir considerablemente su nivel en la época de sequía (Castañeda y Hernández, 1977).

El objetivo del Parque Nacional "Lagunas de Zempoala" fue conservar un ecosistema singular, limitando el uso del mismo a actividades de conservación de los recursos naturales (flora y fauna) regional, turismo, educación ambiental e investigación científica, y excluyendo toda explotación extractiva de los recursos naturales de la comunidad (SARH, 1984; CEPANAF,

1993; INEGI, 1995). Las Lagunas de Zempoala es una de las áreas naturales mejor conservadas, aunque el nivel del agua desciende cada día más por factores naturales y humanos. Sin embargo, se han efectuado obras en las lagunas, para surtir de agua potable a Huitzilac, Tres Marías, Coajomulco y fraccionamientos aledaños (Aguilar, 1992).

El Parque Nacional, de acuerdo a la temperatura y humedad, presenta 3 subtipos climáticos. A la Laguna Zempoala le corresponde C (w₂) (w) big (García, 1973) en la zona templada subhúmeda, con verano fresco y largo, el más húmedo de los templados subhúmedos con lluvias en verano, con un porcentaje de temperatura media anual de 12 - 15°C; y la de los meses más fríos es de 3 - 18°C (Castañeda y Hernández, 1977; SARH, 1984; CEPANAF, 1993).

En gran parte de la zona ocupadas por la laguna, cuya altitud es cercana a 2 800 msnm, la vegetación que circunda a ésta se compone principalmente de bosques de pino, encino y oyamel: *Abies religiosa*, *P. ayacahuite*, *P. montezumae*, *P. teocote*, *P. pseudostrous* y *P. rudis*, *Quercus catanea*, *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Q. scytophyla*, también hay pastizal inducido y dentro de la vegetación acuática *Scirpus lacustris*, *Elodea sp.*, *Cyperos spp.*, *Corex spp.* Entre la fauna de la Laguna Zempoala se encuentran trucha arcoiris *Oncorhynchus mykiss*, y carpa (Castañeda y Hernández, 1977; SARH, 1984).

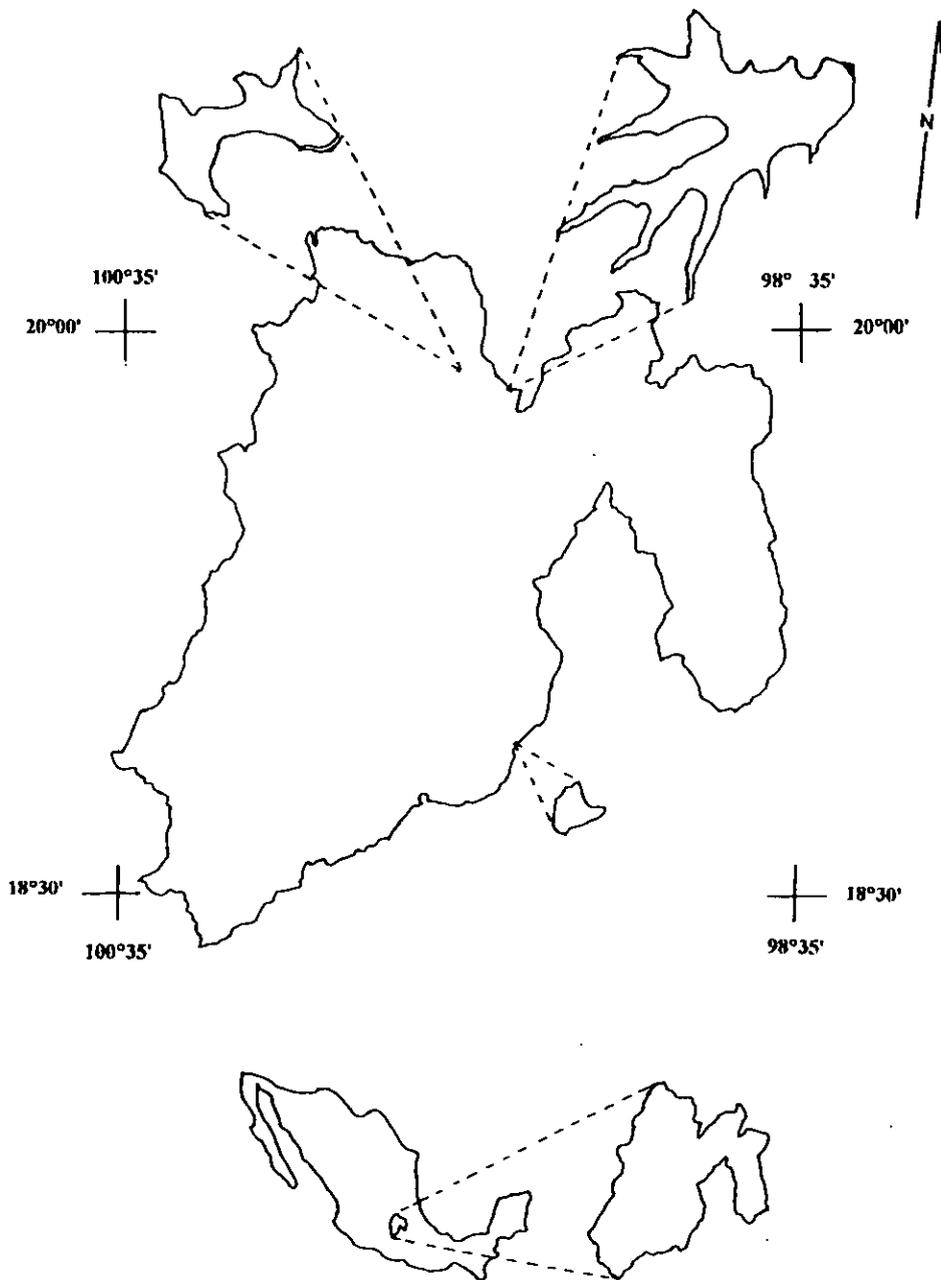


Fig. 1 Localización de los embalses Sta. Elena, Sn. Luis Taxhimay y la Laguna Zempoala. La escala de los embalses es 1:100,000 y la Laguna 1:50,000. El mapa del Edo. de México a 1:1,600,000.

2. METODOLOGÍA

Los 3 cuerpos de agua seleccionados para realizar el estudio pertenecen a una misma región (Altiplano Central), lo que nos permite presuponer cierta similitud en las comunidades de rotíferos (pertenecen a la misma región biogeográfica). Sin embargo, cada sistema acuático tiene sus propias características; La laguna Zempoala es de formación natural y dentro de una cuenca endorreica; Sta. Elena y Sn. Luis Taxhimay son embalses, de menor tamaño y poco profunda la primera. Debido a sus propias características se esperarían diferencias en la calidad de sus aguas; Zempoala, por ser natural y aislada, con aguas muy limpias; San Luis Taxhimay, con buena calidad -ya que se tiene planeado utilizarla como fuente de agua potable para la cd. de México (Navarrete, 1981)- y Sta Elena como el de aguas de menor calidad, debido a que sus aguas sólo se emplean para el riego de los terrenos de cultivo circundantes.

Para la realización del presente estudio se dividió en 2 etapas, la primera parte es trabajo de campo y la segunda de laboratorio. Se hicieron 4 muestreos con una periodicidad trimestral durante un ciclo anual, en los embalses Sta. Elena (STE), San Luis Taxhimay (TAX) y la laguna Zempoala (ZEM) a partir de junio de 1986 a julio de 1987. El criterio a seguir para la realización de los muestreos en los cuerpos de agua es el de Margalef (1983) para embalses: cabeza y colas, que es donde se presentan más cambios (4 estaciones en STE y 3 estaciones en TAX) en la laguna Zempoala se ubicó una estación central, 2 más hacia la salida del puente y del camino y una litoral.

2.1 Trabajo de campo.

Los parámetros de campo registrados fueron: pH (potenciómetro portátil marca Corning), temperatura (termómetro de mercurio Wilson de - 10° a 110°C), oxígeno disuelto (oxímetro modelo YSI 51), transparencia (disco de Secchi) y profundidad. Las muestras para físico-químicos se tomaron con una botella Van Dorn y se introdujeron en botes de plástico de 2 y 5 L de capacidad; estas muestras se colocaron en hielo para mantener baja la temperatura, retardando así la actividad metabólica de los microorganismos durante el transporte hasta su análisis (APHA, AWWA, WPCF, 1985). Para las muestras biológicas se empleó una botella Van Dorn de 2.5 L de capacidad. En cada muestreo se filtró 5 L a través de una red de zooplancton con una luz de malla de 125 µm y se concentraron en frascos de 400 ml aproximadamente, fijándose las muestras con formol al 4 % para su posterior análisis.

2.2 Trabajo de laboratorio.

En el laboratorio de análisis de vía húmeda del Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente de la U.I.I.C.S.E. se determinaron los siguientes parámetros físico-químicos (APHA, AWWA, WPCF, 1985): demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) por el método de dilución, demanda química de oxígeno (DQO), método del dicromato de potasio, alcalinidad

(fenoftaleína y total), nitrógeno amoniacal por nesslerización, nitratos por reducción con cadmio, nitritos por diazotización, ortofosfatos con cloruro estanoso, fósforo total por digestión con persulfato de amonio, sulfatos por el método turbidimétrico, dureza por titulación EDTA, Ca, Mg y total, cloruros por el método argentométrico, detergentes (SAAM sustancias activas al azul de metileno) y sólidos suspendidos.

2.3 Muestras biológicas.

Para la determinación de las especies de rotíferos se emplearon las siguientes claves: Pennak (1953); Edmonson (1959); Ruttner-Kolisko (1974); Koste (1978); Streble y Krauter (1985) y Koste y Shiel (1989, 1990). Además, el trabajo de identificación se efectuó de acuerdo con las técnicas y recomendaciones de Pennak (1953, 1989), Edmonson (1959) y Sarma (1996), que incluyen disección, montaje y observación de mástax.

El análisis cuantitativo de las muestras se llevó a cabo con un microscopio óptico de contraste de fases Carl Zeiss y una cámara Sedwik-Rafter, procediéndose al conteo directo y total de la muestra. Los organismos presentes fueron reportados por metro cúbico.

2.4 Composición, variación temporal y espacial.

Para el conocimiento de la composición y estructura de la comunidad de rotíferos en los 3 sistemas acuáticos se determinaron: la riqueza específica, densidad y abundancia relativa. La relación abundancia-frecuencia indicó las especies dominantes, frecuentes, temporales y raras por medio de diagramas bidimensionales de frecuencia (%) *versus* $\log_{10} (n + 1)$ de abundancia (García de León, 1988).

Una vez determinadas las especies de rotíferos importantes y con base en los muestreos trimestrales, se obtuvo la variación temporal. Para obtener la variación espacial se utilizó el análisis cluster y dendrogramas, considerando la abundancia y presencia de las especies en cada localidad.

2.5. Determinación del estado de saprobiedad.

Se evaluó con base en las especies que conforman la comunidad de rotíferos de cada cuerpo de agua y en el Sistema de Saprobios. Los valores de los índices saprobios individual (Si), peso indicativo (Ii) y proporción de cada especie en cada clase saprobia se obtuvieron de las tablas de Sládeček *et al.*, (1981); Sládeček (1983) y Vilaclara y Sládeček (1989). Se aplicaron las fórmulas del índice saprobio por los métodos de Pantle y Buck, Zelinka y Marvan y Sládeček y Tucek, posteriormente los resultados de cada índice se compararon. A continuación se indican las fórmulas:

2.5.1 Índice Saprobio de Pantle y Buck.

$$S_{PB} = \frac{\sum (h \cdot Si)}{\sum h}$$

donde: Si = Índice saprobio individual de cada especie.
 h = Abundancia de cada especie.

2.5.2. Índice Saprobio de Zelinka y Marvan.

$$S_{ZM} = \frac{\sum (N \cdot I \cdot vi)}{\sum (N \cdot Y)}$$

donde: N = Número de organismos de cada especie.
 I = Peso o valor indicador de cada especie.
 vi = Número relativo (proporción) de una especie en cada clase saprobio.

2.5.3. Índices Saprobio de Sládecek y Tucek (1975).

$$S = \frac{K_2 \cdot So (L - Lo)}{1 + K_2 (L - Lo)}$$

donde: K_2 = Constante con un valor de 0.218
 So = Constante con un valor de 4.93
 L = Constante de 0.44
 Lo = Valores de la DBO_5

2.6. Evaluación del Índice de la Calidad del Agua (ICA).

El Índice de calidad del agua se obtuvo con el método modificado de Dinius, que es considerado por León (1992) como el más adaptable a la situación de nuestro país. Dicho método incluye algunos parámetros sugeridos en el estudio del Instituto de Ingeniería de la U.N.A.M. (1974). El ICA se obtiene a partir de la siguiente fórmula:

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n Qi^{wi}}{n}$$

donde: W_i = Pesos específicos asignados a cada parámetro (i) y ponderados entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla:

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1$$

N = Número de parámetros elegidos.

Q_i = La calidad del parámetro (i), en función de su concentración y cuya calificación oscila entre 0 y 100, \prod representa la operación multiplicativa de las variables Q elevadas a la W .

Finalmente el (ICA) que se obtiene de la ecuación es un número entre 0 y 100 que califica la calidad del agua, a partir del cual y en función del uso del agua, permite estimar el nivel de contaminación (León, 1992).

Por último, se realizó una correlación no paramétrica utilizando el coeficiente de correlación por rangos de Spearman para establecer estadísticamente la existencia de relación entre los Índices Saprobios de Pante y Buck (S_{PB}), de la DBO_5 (S) y el Índice de la calidad del agua (ICA).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE ROTÍFEROS

Lista de especies presentes en los embalses Sta. Elena (STE), Sn. Luis Taxhimay (TAX) y la Laguna Zempoala (ZEM). Se empleó la sistemática y clasificación más aceptada para Norteamérica, la cual esta basada en Koste (1978), modificado por Pennak (1989) y Wallace y Snell (1991) (en Nogrady *et al.*, 1993).

Phylum Rotifera

Clase Monogononta

Orden Flosculariacea

Familia Conochilidae

Género *Conochilus* (Ehrenberg, 1834)

Especie *C. hippocrepis* (Schrank, 1830)

C. natans (Seligo, 1900)

C. unicornis Rousselet, 1892

Familia Filiniidae

Género *Filinia* (Bory de St. Vincent, 1824)

Especie *F. longiseta* (Ehrenberg, 1834)

F. opoliensis (Zacharias, 1898)

F. terminalis (Plate, 1886)

Familia Flosculariidae

Género *Ptygura sp.* (Ehrenberg, 1832)

Familia Hexarthridae

Género *Hexarthra* (Schmarda, 1854)

Especie *H. mira* (Hudson, 1871)

Familia Testudinellidae

Género *Testudinella* (Bory de St. Vincent, 1826)

Especie *T. mucronata* (Gosse, 1886)

Orden Ploimida

Familia Asplanchnidae

Género *Asplanchna* Gosse, 1850

Especie *A. brightwelli* Gosse, 1850

A. girodi (De Guerne, 1888)

A. priodonta Gosse 1850

Familia Brachionidae

Género *Brachionus* Pallas, 1766

- Especie *B. angularis* Gosse 1851
B. bidentatus (Anderson, 1889)
B. calyciflorus Pallas 1766
B. havanaensis Rousselet 1911
B. patulus (O.F.Müller., 1786)
B. plicatilis (O.F.Müller., 1786)
B. rubens Ehrenberg, 1838
B. urceolaris (O.F.Müller., 1773)

Género *Kellicottia* Ahlstrom, 1938

- Especie *K. bostoniensis* (Rousselet, 1908)

Género *Keratella* Bory de St. Vincent, 1822

- Especie *K. americana* Carlin 1943
K. cochlearis (Gosse, 1851)

Familia Colurellidae

Género *Colurella* (Bory de St. Vincent, 1824)

- Especie *C. obtusa* (Gosse, 1886)

Género *Lepadella* (Bory de St. Vincent, 1826)

- Especie *L. ovalis* (O.F.Müller, 1786)

Familia Euchlanidae

Género *Euchlanis* sp. Ehrenberg, 1832

Familia Gastropodidae

Género *Ascomorpha* Perty, 1850

- Especie *A. saltans* Bartsch, 1870

Familia Lecanidae

Género *Lecane* Nitzsch, 1827

- Especie *L. closterocerca* (Schmarda, 1859)
L. flexilis (Gosse, 1889)
L. luna (O. F. Müller, 1776)
L. lunaris (Ehrenberg, 1832)

Familia Notommatidae

Género *Cephalodella* Bory de St. Vincent, 1826

- Especie *C. catellina* (O.F.Müller, 1786)
C. sp.

Género *Notommata* Ehrenberg, 1830

- Especie *N. glyphura* Wulfert, 1935

Familia Synchaetidae

Género *Polyarthra* Ehrenberg, 1834
Especie *P. remata* (Skorikov, 1896)
P. vulgaris Carlin, 1943

Género *Synchaeta* Ehrenberg, 1832
Especie *S. pectinata* Ehrenberg, 1832

Familia Trichocercidae

Género *Trichocerca* Lamarck, 1801
Especie *T. bicristata* (Gosse, 1887)
T. bidens (Lucks, 1912)
T. elongata (Gosse, 1886)
T. longiseta (Schrank, 1802)
T. porcellus (Gosse, 1886)
T. pusilla (Lauterborn, 1898)
T. similis (Wierzejski, 1893)

Familia Trichotriidae

Género *Trichotria* Bory de St. Vincent, 1827
Especie *T. pocillum* (O.F.Müller, 1776)
T. tetractis (Ehrenberg, 1830)

Clase Digononta

Orden Bdelloidea

Familia Habrotrochidae

Género *Habrotrocha* sp. (Bryce, 1910) *

Familia Philodinidae

Género *Dissotrocha* (Bryce, 1910)
Especie *D. macrostyla* (Ehrenberg, 1838) *

Género *Rotaria* (Scopoly, 1777)
Especie *R. neptunia* (Ehrenberg, 1832)
R. sp.

En adelante se hará una breve descripción y referencia de datos ecológicos de los diferentes géneros y especies agrupadas por familias en el mismo orden citado anteriormente. En el Apéndice A se encuentra una tabla de ausencia-presencia de las especies determinadas en cada localidad. Los nuevos registros para el país se señalaron previamente con un asterisco (*).

FAMILIA CONOCHILIDAE.

El cuerpo de *Conochilus* es de forma cónica o de vaso, sin lórica, más o menos transparente, con un pie no segmentado largo y contráctil con mástax maleorramado. Se consideran las especies de este género totalmente planctónicas, coloniales (Hutchinson, 1967; Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Wallace, 1987; Berzins y Pejler, 1989a), con una matriz gelatinosa que envuelve el pie y la parte posterior del cuerpo (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Wallace, 1987). La formación de la colonia es de tipo II según Wallace (1987).

C. hippocrepis (Schrank). La colonia está formada, según varios autores por 30-60 organismos (Ruttner-Kolisko, 1974); 30-200 (Koste, 1978) y de 25-200 (Wallace, 1987). Presenta una antena lateral separada o ligeramente fusionada, el organismo es de color ligeramente amarillento, con máximas abundancias en abril o mayo en lagos y estanques (Ruttner-Kolisko, 1974). Está muy difundido, pelágico de lagos, lagunas, también en aguas salobres, perenne, a veces abundante a inicios del año y verano (Koste, 1978). Se alimenta de bacterias y detritus Pourriot (1977 en Wallace, 1987). Es euriterma con máxima abundancia a 18°C (Berzins y Pejler, 1989a).

C. natans (Seligo). Presenta una antena larga y delgada pero no fusionada. Son solitarios, o raramente, se presenta un adulto con 1 ó 2 juveniles en la misma matriz gelatinosa (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Wallace, 1987). Se considera fría estenoterma, presente en invierno (Herzig, 1987) y primavera en lagos y estanques (Ruttner-Kolisko, 1974). Sin embargo, Koste (1978) opina que es una especie euriterma, presente en verano e inicio del año. Se alimenta de pequeñas diatomeas Koste (1978); Pourriot (1977 en Wallace, 1987).

C. unicornis (Rousselet). La colonia se encuentra formada, en opinión de diferentes autores, por 5-12 organismos (Ruttner-Kolisko, 1974; 5-25 (Koste, 1978), usualmente 5-20 y ocasionalmente más de 150 (Wallace, 1987). La antena está casi o completamente fusionada. Es una especie cosmopolita (Yamamoto, 1960), euriterma (Herzig, 1987; Berzins y Pejler, 1989a), con máxima abundancia en mitad del verano. Presente en la zona pelágica de lagos oligotróficos (Ruttner-Kolisko, 1974) y perenne (Koste, 1978; Herzig, 1987).

FAMILIA FILINIIDAE.

Se encontraron 3 especies del género *Filinia*. Los organismos tiene un cuerpo sin lórica, más o menos transparente, de forma ahusada u ovada, truncado anteriormente, bajo la cabeza tiene 2 cerdas de longitud variable y, en la parte posterior del cuerpo, una cerda caudal rígida terminal o subterminal, pie ausente y mástax maleorramado (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste 1978). Las especies determinadas son las siguientes:

F. longiseta (Bory de St. Vincent). Es una forma termófila, epilimnética de lagos estratificados (Ruttner-Kolisko, 1974, 1980) y también en el metalimnion (Koste, 1978). Presente en lagos cálidos en verano, en temperaturas arriba de 15°C, usualmente 20°C, pero también a 24 y 28°C (Ruttner-Kolisko, 1974, 1980); por lo cual se considera euriterma, de acuerdo con Berzins y Pejler (1989a) con máxima abundancia en 14°C. Es una especie cosmopolita (Yamamoto, 1960; Sládeček, 1983). Algunas veces forma una parte considerable del zooplancton (Sládeček, 1983) y se alimenta de detritus, bacterias y clorococales (Koste, 1978).

F. opoliensis (Zacharias). Presente en el plancton de lagos, lagunas y estanques. Es una especie cálida estenoterma de la zona tropical (Yamamoto, 1960; Hutchinson, 1967; Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; De Manuel y Armengol, 1993) y subtropical (Koste, 1978), mientras que Jyoti y Seghal (1979) opinan que es euriterma y cosmopolita (Yamamoto, 1960; Koste, 1978).

F. terminalis (Plate). Es una forma fría estenoterma, presente en temperaturas por abajo de 15°C (Ruttner-Kolisko, 1974, 1980; Herzig, 1987; Berzins y Pejler, 1989a; Sarma, 1996) y hasta 20°C (Hutchinson, 1967). La población máxima ocurre en un estrato estrecho y bien definido, siempre abajo de 10°C (Hofmann, 1972; Larsson, 1971; Pejler, 1961; Ruttner-Kolisko, 1972 en Ruttner-Kolisko, 1980); en 18°C según Berzins y Pejler (1989a) y puede soportar muy bajas concentraciones de oxígeno (Herzig, 1987), y ha sido encontrado aun bajo condiciones anaeróbicas (Ruttner-Kolisko, 1980). Es perenne en lagos meromíticos, pero vive justo arriba de la zona libre de oxígeno bajo condiciones oligo-aeróbicas (Larsson, 1971; Ruttner-Kolisko, 1974 en Ruttner-Kolisko, 1980).

FAMILIA FLOSCULARIIDAE.

Ptygura sp. Ehrenberg. Todas las especies son micrófagas (detritus y bacterias), presenta mástax malleorramado, la temperatura óptima del agua es de 15°C, presentes en aguas ácidas. Para la determinación de la especie es necesario examinar los organismos vivos, lo cual no fue posible por la fijación del formol.

FAMILIA HEXARTHRIIDAE.

Hexarthra mira (Hudson). Su cuerpo es de forma cónica, carente de lórica, transparente, con 6 apéndices (1 dorsal, 2 dorsolaterales, 2 ventrolaterales y 1 ventral), mástax de tipo maleorramado con 6 dientes en el unci; mide de acuerdo con distintos autores: 270 µm (Ruttner-Kolisko, 1974); 190-240 µm (Dumont *et al.*, 1978) y 160-400 µm (Koste, 1978). Es de amplia distribución, planctónica (Hutchinson, 1967; Berzins y Pejler, 1989a) en aguas cálidas de zonas templadas (Ruttner-Kolisko, 1974) y también en aguas salobres (Koste, 1978). Es tolerante a la alta salinidad (Ruttner-Kolisko, 1974), se alimenta de detritus (Koste, 1978) y es euriterma, de acuerdo con Koste (1978) y Berzins y Pejler (1989a).

FAMILIA TESTUDINELIDAE.

Testudinella mucronata (Gosse). Presenta lórica más o menos circular, dorsoventralmente plana, muy transparente, tiene una espina prominente en la parte media superior, la abertura del pie es circular, situada ventralmente a la mitad de la lórica. Tiene mástax maleorramado. La taxonomía de las especies esta basada exclusivamente con base en la forma de la lórica (Ruttner-Kolisko, 1974). Se encuentra en el perifiton, plantas acuáticas y sedimento (Koste, 1978).

FAMILIA ASPLANCHNIDAE.

Esta formada por *Asplanchna*, uno de los rotíferos más comunes y uno de los pocos vivíparos, es de gran interés debido a su polimorfismo (Hutchinson, 1967; Ruttner-Kolisko, 1974). La variación temporal es muy pronunciada en ciertas especies, en otras ligera o no existe (Ruttner-Kolisko, 1974). El género es cosmopolita y es uno de los depredadores del zooplancton en aguas estancadas de la región templada y tropical (Fernando *et al.*, 1990). Las especies pueden ser identificadas por el mástax (incudado) con base en la presencia, ausencia y grado de desarrollo del apófisis y diente medio del rami (Salt *et al.*, 1978; Sarma, 1996). Es usual encontrar 1 ó 2 especies de la familia en el plancton (Salt *et al.*, 1978), hecho que concuerda con el número de especies determinadas en cada cuerpo de agua de este estudio.

A. brightwelli (Gosse). Mide de 500-1500 μm de longitud, de forma sacciforme, habitante de grandes y pequeños cuerpos de agua (Ruttner-Kolisko, 1974), rara en aguas salobres, es cosmopolita, presente en aguas alfa y betamesosaprobias (Koste, 1978; Sládeček, 1983). Se observó una ligera variación temporal, hecho que está de acuerdo con Ruttner-Kolisko (1974); es una especie simpátrica según Koste (1978).

A. girodi (De Guerne). Es de forma sacciforme, mide 500-700 μm de longitud (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), habita la zona pelágica y litoral de lagunas y estanques, también en aguas saladas (Koste, 1978). De acuerdo con Ruttner-Kolisko (1974), esta especie se presenta en estanques cálidos junto con *A. brightwelli*, aunque en ningún cuerpo de agua se registró tal relación. Es depredador regular de *K. cochlearis* (Gilbert y Williamson, 1978; Conde-Porcuna y Sarma, 1995) y *S. pectinata* (Salt *et al.*, 1978; Gilbert, 1980) y de organismos individuales de *C. unicornis* (Herzig, 1987); observándose en el embalse Sta. Elena (STE) varios organismos con *K. cochlearis* en su interior. De acuerdo con Koste (1978), habita aguas oligo y betasaprobias y también es una especie simpátrica. No registró variación temporal en los 3 cuerpos de aguas del estudio, hecho que coincide con los establecido por Ruttner-Kolisko (1974).

A. priodonta (Gosse). Es uno de los rotíferos planctónicos (Berzins y Pejler, 1989a) más comunes y cosmopolitas (Yamamoto, 1960; De Ridder, 1966; Koste, 1978; Sládeček, 1983). Mide 250-500 μm de longitud, de forma redondeada a sacciforme, la variación temporal se presenta con crecimiento longitudinal. Se encuentra en lagos y estanques, usualmente perenne (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), también en aguas salobres (Koste, 1978). Es euriterma (Koste, 1978; Herzig, 1987; Berzins y Pejler, 1989a; Mikschi, 1989) y necesita altas concentraciones de oxígeno (Herzig, 1987; Mikschi, 1989). Su desarrollo es dependiente de su presa *K. cochlearis* (Radwan, 1980). Presente en las regiones paleárticas y neártica en el inicio de verano (Koste, 1978). En el embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX), durante el 4o. muestreo se observaron varios organismos con embriones desarrollados

FAMILIA BRACHIONIDAE.

Es de gran importancia en el plancton (Osorio, 1942; Hutchinson, 1967). Los brachionidos son especialmente frecuentes y muchas veces abundantes en las aguas dulces y salobres mexicanas (Osorio, 1942). Presenta mástax maleado (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Se encuentra formada por 3 géneros que son: *Brachionus*, *Kellicottia* y *Keratella*.

Las especies de *Brachionus* son típicas de aguas alcalinas (Ahlstrom, 1940; Osorio, 1942; Ruttner-Kolisko, 1974), termófilas (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), presentes en regiones templadas y tropicales (Hutchinson, 1967; Dumont, 1983) y subtropicales (Dumont, 1983); aunque, en opinión de Green (1994), son consideradas predominantemente tropicales. El género se encuentra ausente en aguas ácidas (Ahlstrom, 1940; Osorio, 1942), lo cual comprueba en su estudio Siegfried *et al.*, (1989) en los Lagos de Adirondak, N. Y. En este estudio se encontraron 7 especies, las cuales son cosmopolitas con la siguiente distribución geográfica Australia, Norteamérica, Sudamérica, Europa, Asia y África según Dumont (1983).

B. angularis (Gosse). Es euriterma, planctónica (Koste, 1978; Jyoti y Sehgal, 1979; Berzins y Pejler, 1989a) común en aguas dulces, pero también en aguas salobres (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978) perenne en aguas alcalinas (Ahlstrom, 1940; Koste, 1978), muy variable y polimorfa (Ahlstrom, 1940; Ruttner-Kolisko, 1974) y puede permanecer en aguas fuertemente eutróficas (Sládecek, 1983). Contrariamente, Koste (1978) opina que evita pequeños cuerpos de agua hipereutróficos. Se considera cosmopolita (Ahlstrom, 1940; Yamamoto, 1960; Koste, 1978; Dumont, 1983; Sládecek, 1983) y se alimenta de algas y detritus (Koste, 1978).

B. bidentatus (Anderson). De amplia distribución, cosmopolita (Ahlstrom, 1940; Dumont, 1983) en aguas dulces y salobres, lórica rígida punteada, las espinas laterales siempre más largas que las medianas, la longitud de las espinas varía considerablemente, talla 153-578 μm de longitud (Ruttner-Kolisko, 1974). Es una especie cálida estenoterma, presente en las regiones pantropical-pansubtropical (Sudáfrica, Norteamérica, Sudamérica, Ceylan, India) (Koste, 1978; De Ridder, 1981). Se alimenta de algas como *Polytoma*, *Chlamydomonas*, *Chlorella* (Koste, 1978).

B. calyciflorus Pallas. Es una especie cosmopolita de aguas alcalinas (Ahlstrom, 1940; De Ridder, 1966; Dumont, 1983; Sládecek, 1983). Mide 180-600 μm de longitud, presente principalmente en aguas dulces, pero también en aguas ligeramente salinas (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Es planctónico según Wilkens 1972, tolerante a fuerte contaminación (en Sládecek, 1983) aun en aguas hipereutróficas; se alimenta de algas (Koste, 1978). De acuerdo con el criterio de Jyoti y Sehgal (1979), es euriterma, mientras que Yamamoto (1960) y Berzins y Pejler (1989a) opinan que posiblemente es cálida estenoterma.

B. havanaensis Rousselet. Mide 135-390 μm de longitud (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), planctónica (Lindman, 1939), es muy variable en su intervalo de talla, tiene una marcada variación en la longitud de las espinas occipitales y posteriores, la espina derecha siempre es más larga que la izquierda, algunas veces ligeramente, otras más acentuada (Ahlstrom, 1940; Osorio, 1942). En opinión de Koste (1978), está presente en aguas alcalinas y eutróficas. Osorio (1942) mencionó que es una de las especies de amplia distribución en la República Mexicana y, en algunas localidades, es el rotífero dominante, como en el cenote Xtogil, Yuc. (López-Adrian y Herrera-Silveira, 1994). Es característica de las regiones neártica y neotropical (Ruttner-Kolisko, 1974; De Ridder, 1981). Es típica del continente americano (De Ridder, 1966; Hutchinson, 1967; Dumont, 1983), presente en centro y sudamérica (Koste, 1978) y también en Australia (Dumont, 1983).

B. patulus (O. F. Müller). La especie fue removida del género *Platyias* e incluida dentro de *Brachionus* por Wulfert (1965 en Ruttner-Kolisko, 1974). Posteriormente, Segers *et*

al., (1993) crearon un nuevo género llamado *Plationus*, el cual fue criticado por los especialistas. La especie es principalmente béntica, habita en las plantas acuáticas de la zona litoral, euriterma, mide 165-265 μ de longitud (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Muy difundida en territorio mexicano, pero siempre en escaso número en cada localidad (Osorio, 1942). Es cosmopolita (Dumont, 1983) de aguas dulces con pH arriba de 6.6 (Ahlstrom, 1940).

B. plicatilis (O. F. Müller). Presenta una amplia distribución cosmopolita en aguas alcalinas, salobres o saladas (Ahlstrom, 1940; Osorio, 1942; Yamamoto, 1960; De Ridder, 1966; Hutchinson, 1967; Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Dumont, 1983). Frecuente en gran número en aguas con alto contenido de sodio; es una valiosa especie indicadora (Ahlstrom, 1940) y en combinación con *Hexarthra jenkiniae*, indicaría un agua con alto contenido de sodio, es politerma y se alimenta de algas unicelulares (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Tolerancia un rango de salinidad de 1-97 mg/l, Walker (1981 en Oie y Olsen, 1993), comportándose como un organismo eurihalino (Lubzens, 1987).

B. rubens Ehrenberg. Mide 150-200 μ m (Ruttner-Kolisko, 1974), es conocido de cuerpos de agua altamente eutróficos y contaminados, donde éste se adhiere al caparazón de cladóceros como *Daphnia magna*, en aguas limpias nada en el plancton (Sládeček, 1983) y es cosmopolita (Dumont, 1983; Sládeček, 1983).

B. urceolaris (O. F. Müller). De amplia distribución cosmopolita (Ahlstrom, 1940; Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Dumont, 1983; Sládeček, 1983). Mide 200-300 μ m de longitud, ausente en grandes lagos y estanques, con máximas densidades en abril o mayo en pequeños cuerpos de agua. Frecuente en el plancton de aguas dulces, en lagos salobres, pero principalmente béntico (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). De acuerdo con Wilkens 1973 es litoral, pero invade el plancton en aguas contaminadas (en Sládeček, 1983). Es una especie cálida estenoterma (Kuczynski, 1987) y se alimenta de algas verdes unicelulares (Koste, 1978).

Kellicottia bostoniensis (Rousslet). Presenta 4 espinas anteriores, mide 360-380 μ m de longitud con el cuerpo de forma oval. Tanto la talla absoluta como la longitud relativa de las espinas anteriores y posteriores se incrementa con el aumento de la temperatura (crecimiento alométrico) (Ruttner-Kolisko, 1974). Probablemente euriterma (Berzins, 1968 en Koste, 1978), sin embargo requiere poco oxígeno (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), frecuentemente hipolimnético en muchos lagos de aguas blandas (Campbell, 1941 en Edmonson, 1944); Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978. Es clasificada como una especie fría estenoterma según Likens (1985). Característica de Norteamérica, en Europa solo reportada en Suecia (Ruttner-Kolisko, 1974; De Ridder, 1981) y su presencia se relacionó con la importación de especies de peces de América (Armemo *et al.*, 1968 en Koste, 1978 y De Ridder, 1981).

Otro miembro de la familia es *Keratella*, el cual se halla ampliamente distribuido, cosmopolita (Hutchinson, 1967), capaz de vivir en cualquier cuerpo de agua de cualquier tamaño, condición térmica y con amplias diferencias en salinidad (Ruttner-Kolisko, 1974; Chengalath y Koste, 1987). El género en conjunto es completamente euritópico; algunas especies, sin embargo son estrictamente estenotópicas. La taxonomía está basada exclusivamente en características de la lórica, longitud y forma de las espinas, tamaño de la espina caudal, tipo de facetas y granulación (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Juega un papel importante en el zooplancton (Osorio, 1942). Las especies son conocidas como frías estenotermas de acuerdo con Wetzel (1983).

K. americana Carlin. Presenta 4 facetas centrales claramente desarrolladas, con una longitud de 150-250 μm . Hasta ahora presente principalmente en América, donde se dice reemplaza a *K. cochlearis* en aguas tropicales (Ruttner-Kolisko, 1974). Ha sido encontrada en Centroamérica (De Ridder, 1966) y Sudamérica (Koste, 1978), por lo cual es considerada como una especie típica Americana (De Ridder, 1966; Dumont, 1983).

K. cochlearis (Gosse). Es de las especies planctónicas más comunes, con una amplia distribución mundial en casi todas las aguas estancadas y corrientes (Osorio, 1942; Yamamoto, 1960; Williams, 1966; Hutchinson, 1967; Lindstrom y Pejler, 1975; Ruttner-Kolisko, 1974; Elliot, 1977; Koste, 1978; Lair, 1978; Dumont, 1983; Sládeček, 1983; Pejler y Berzins, 1989). Euritópico (Ruttner-Kolisko, 1974), pronunciadamente euriterma (Koste, 1978; Lair, 1978; Herzig, 1987; Berzins y Pejler, 1989a). Además, Edmonson (1944), Elliot (1977) y Lair (1978) mencionan que es el rotífero más común en la regiones templadas. Sin embargo, la especie fue considerada cosmopolita, y ahora se considera que tiene varias subespecies (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Pejler, 1980) y cada una quizás tenga una distribución limitada, aunque el *status* de estas formas aun permanece incierto (Chengalath y Koste, 1987). Por último, de acuerdo con Sarma (1996) indica que sólo es válido hasta el nivel de especie.

En este estudio se observaron algunas pequeñas diferencias en los organismos de esta especie. En los embalses de Sta. Elena (STE) y Sn. Luis Taxhimay (TAX) se registraron organismos con una lóricas más fuerte, la cual presentaba espinulas que correspondería a la forma **hispida**, mientras en la laguna Zempoala (ZEM) se observaron organismos con lóricas sin espinulas, de longitud total y espina posterior más corta y ligeramente más anchos, los cuales corresponden a la forma **típica**. Organismos con espina larga, desarrollo lento, en temperaturas bajas son encontradas en ambientes oligotróficos; formas sin espinas ocurren con desarrollo rápido, en aguas cálidas y ambientes eutróficos. *K.c. hispida* tiene lóricas moderadamente fuerte, frecuentemente ornamentada con espinulas (Ruttner-Kolisko, 1974; Chengalath y Koste, 1987) la especie mide 150-200 μ . El grosor de la lóricas está correlacionado con la turbulencia del agua (Ruttner-Kolisko, 1974). Es de amplia distribución intercontinental descrita en Norteamérica y Europa (Ahlstrom, 1943; Pejler, 1962a; Kutikova, 1970; Koste, 1978 en Chengalath y Koste, 1987). La especie es depredada por *A. girodi* y *A. priodonta* y pueden ejercer un control sobre su población (Gilbert y Williamson, 1978; Gilbert, 1980; Radwan, 1980; Conde-Porcuna y Sarma, 1995). También se ha observado que *Daphnia* compiten con los rotíferos y que inhiben el crecimiento de la población de *K. cochlearis* (Burns y Gilbert, 1986a, b).

FAMILIA COLURELLIDAE.

Son lorizados, la corona en todos los géneros presentan una cubierta membranosa o un escudo semicircular, mástax maleado. los géneros presentes son: *Colurella* y *Lepadella*. Los colurelidos pertenecen al grupo ecológico número 2 de formas principalmente "bénticas-perifíticas", que nadan más o menos libremente y frecuentemente aparecen en muestras de plancton, varias especies son eurioicas (Pejler y Berzins, 1993b). Se encontraron 3 géneros y 3 especies que se citan a continuación.

C. obtusa (Gosse). Lóricas lateralmente comprimida (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Sarma, 1996), mide 60 μm de longitud, cosmopolita, habitante de plantas acuáticas y

psammion (Koste, 1978), presente en aguas ácidas y neutras (Koste y Shiel, 1989), litoral (Sládeček, 1983) y rara en aguas salinas (Koste, 1978). Se considera una especie oligosaprobia y beta-mesosaprobia (Sládeček, 1983; Pejler y Berzins, 1993). Su distribución es pancontinental (Koste y Shiel, 1989) y es euriterma (Pejler y Berzins, 1993).

L. ovalis (O. F. Müller). Borde de la lórica oval a circular, dorsoventralmente comprimido (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Koste y Shiel, 1989; Sarma, 1996), mide 90-170 μm de longitud, cosmopolita, habitante de macrófitas, bentos, en aguas dulces y salinas (Koste, 1978). En aguas abiertas sólo organismos individuales como migrantes ocasionales (Ruttner-Kolisko, 1974). Su distribución es pancontinental (Koste y Shiel, 1989) y es euriterma (Berzins y Pejler, 1989; Koste y Shiel, 1989).

FAMILIA EUCHLANIDAE.

Euchlanis sp. Es de cuerpo oval, más o menos cóncavo dorsalmente, lórica delgada, transparente, formada por 2 placas ventral y dorsal, pie corto con 2 dedos, mástax maleado (Ruttner-Kolisko, 1974). Debido a que sólo se presentó en una ocasión no fue posible determinar la especie.

FAMILIA GASTROPODIDAE.

Ascomorpha saltans Bartsch. Mide 100-165 μm de longitud, presente en la zona pelágica, planctónico (Berzins y Pejler, 1989a), pero generalmente es más común en la zona litoral de lagos de aguas oligotróficas y mesotróficas, también en aguas saladas (Koste, 1978), principalmente en el inicio de verano y otoño que coincide con máxima abundancia de *Ceratium* (Ruttner-Kolisko, 1974). Ha sido reportado en aguas hasta de 14 g/l de cloruro y es considerada cosmopolita por Koste (1978) y euriterma (Berzins y Pejler, 1989a).

FAMILIA LECANIDAE.

El género *Lecane* es uno de los de mayor riqueza en especies (Dumont, 1983), abunda especialmente en las aguas litorales de las regiones tropical y subtropical (Segers, 1994). Las especies son de hábitos "epibénticos o epifíticos" (Koste y Shiel, 1990; Pejler y Berzins, 1994) y bénticos, en el plancton como migrantes ocasionales (Ruttner-Kolisko, 1974). Adicionalmente, la mayoría de las especies no muestran una gran dependencia del sustrato y son usualmente más o menos eurióicos (Pejler y Berzins, 1994). Las 4 especies presentes en este estudio son cosmopolitas de acuerdo con Segers (1996). Tienen cabeza retráctil, dorsoventralmente comprimido, loricado, placas ventral y dorsal conectada por una membrana flexible, pie con 2 segmentos cortos y 2 dedos que frecuentemente terminan en uña (Dhanapathi, 1976) y *Monostyla* presenta un solo dedo. Los géneros *Lecane* y *Monostyla* han sido reunidos en uno solo *Lecane*, pues Edmonson en 1935 propuso esta unión (en Ruttner-Kolisko, 1974); Koste y Shiel (1990) y Sarma (1996).

L. closterocerca (Schmarda). Presenta un dedo, abertura de la cabeza dorsal y ventral con márgenes similares, indentación en forma de "V" poco profunda. Cosmopolita, presente en aguas estancadas y corrientes (Koste y Shiel, 1990), también salobres (Koste, 1978). Típica especie litoral para Chengalath y Koste (1987). Tolerancia salinidad hasta 16 g/l, su distribución es pancontinental (Koste y Shiel, 1990). Es euriterma (Kuczynski, 1987; Berzins y Pejler, 1989a) y es uno de los rotíferos más ubicuos (Pejler y Berzins, 1994).

L. flexilis (Gosse). Es cosmopolita, presenta 2 dedos, aparente alcalófilo (Koste, 1978), es abundante en aguas ácidas húmicas en Tasmania, euriterma (Berzins y Pejler, 1989a; Koste y Shiel, 1989). Es una especie típica litoral según Chengalath y Koste (1987) y también es uno de los rotíferos más ubicuos (Pejler y Berzins, 1994).

L. luna (O. F. Müller). Presente en aguas costeras, salobres y ligeramente salinas (Koste, 1978), posteriormente Koste y Shiel, (1990) la sitúan también en aguas dulces, atalasoalinas y estuarinas, con una distribución pancontinental y es euriterma.

L. lunaris (Ehrenberg). Es cosmopolita, presente en un notable intervalo de hábitats: aguas estancadas, corrientes, dulces a salinas, lagos sódicos (Koste, 1978; Koste y Shiel, 1990), típica de la zona litoral (Chengalath y Koste, 1987). La distribución es pancontinental, euriterma (Berzins y Pejler, 1989; Koste y Shiel, 1990) y pertenece a los rotíferos más ubicuos (Pejler y Berzins, 1994).

FAMILIA NOTOMMATIDAE.

Se encontraron 3 especies pertenecientes a 2 géneros *Cephalodella* y *Notommata*, esta familia presenta mástax de tipo virgado.

C. catellina (O. F. Müller). Mide 80-160 μm de longitud, cuerpo cilíndrico curvado ligeramente, con placa dorsal y ventral delgadas, así como un cuello y un apéndice caudal, pie corto y ancho, dedos ligeramente curvos y agudos (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Presente en aguas dulces (Sládeček, 1983) salobres y en aguas costeras (Koste, 1978), habita la zona de macrófitas o bentos, psammon, cosmopolita (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Sládeček, 1983) y es euriterma (Berzins y Pejler, 1989a).

Cephalodella sp. Fue un organismo de mayor tamaño con respecto a la especie anteriormente citada, pero debido a su mal estado, sólo fue posible determinar su género.

N. glyphura Wulfert. Mide 325-500 μm de longitud, presente en atarjeas, entre plantas de la zona litoral de pequeños y grandes cuerpos de agua, arroyuelos y también en aguas salobres. Hasta ahora conocido en Europa. Se alimenta de pequeños rotíferos, bdelloideos, algas y es necrófago (Koste, 1978). Es una especie indicadora de condiciones oligotróficas (Sládeček, 1983).

FAMILIA SYNCHAETIDAE.

Se encuentra formada por 2 géneros *Polyarthra* y *Synchaeta*, con 2 y 1 especie respectivamente; esta familia tiene mástax virgado (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978).

P. remata (Skorikov). Mide 60-120 μm de longitud, presenta 4 núcleos en el vitelario, todos los apéndices de igual longitud, estrechos y pinados, antena lateral detrás de la mitad del cuerpo. Presente en aguas alcalinas a neutras, en la región litoral de cuerpos de aguas pequeños lagos y estanques. Es planctónica y euriterma (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Berzins y Pejler, 1989a); aunque, de acuerdo con Ruttner-Kolisko (1974), es una especie cálida estenoterma.

P. vulgaris Carlin. Mide 100-150 μm de longitud, tiene 8 núcleos en el vitelario, 12 apéndices para locomoción, con un par ventral más cortos, antenas laterales son subterminales después de la mitad del cuerpo (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Sarma, 1996). Es planctónica (Berzins y Pejler, 1989a), cosmopolita Koste (1978), euriterma (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Herzig, 1987; Berzins y Pejler, 1989a), presente en aguas ricas en oxígeno (Ruttner-Kolisko, 1974) y es perenne (Herzig, 1987).

S. pectinata Ehrenberg. Mide 240-550 μm de longitud, cuerpo y pie forman un corto cono, dedos pequeños y un par de aurículas ciliadas (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Planctónica (Berzins y Pejler, 1989a), cosmopolita en aguas oligotróficas y eutróficas, también en aguas ligeramente salinas y salobres (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), es euriterma (Ruttner-Kolisko, 1974; Berzins y Pejler, 1989a) y también perenne (Herzig, 1987).

FAMILIA TRICHOCERCIDAE.

Tiene un amplio espectro ecológico, la mayoría de las especies no son planctónicas, generalmente habitan la zona de macrofitas (Ruttner-Kolisko, 1974) y sólo raramente invaden aguas abiertas, por lo que su presencia en el plancton es secundaria; sólo algunas especies tienen adaptaciones para la vida pelágica (Pejler y Berzins, 1993a). El género *Trichocerca* parece ser marcadamente común en el plancton de lagos (Dumont y Tundisi, 1983) y está presente en un amplio intervalo de pH, pero raramente cuando la salinidad es claramente alta (Ruttner-Kolisko, 1974). Todas las especies son euritermas, con máximas abundancias entre 17-18°C de acuerdo con Berzins y Pejler (1989a).

Existe una diferencia de opiniones respecto a su valor como indicadores tróficos; por ejemplo, Carlin (1943, en Hutchinson, 1967) opina que están usualmente en estanques eutróficos; Gannon y Stemberger (1978) y Pejler y Berzins (1993a) mencionan unas pocas especies como eutróficas, mientras que Sládeček (1983) las considera puramente oligotróficas. Por otra parte, en el estudio de Pejler y Berzins (1993a), los resultados obtenidos están de acuerdo con la clasificación de Sládeček (1983), al designar todos los Trichocercidos como oligosaprobios y/o beta-mesosaprobios.

T. bicristata (Gosse). Es cosmopolita, mide 294-660 μm , habita entre el detritus y el conjunto de algas, ocasionalmente ticoplanctónico (Koste, 1978), es considerado indicador de

aguas oligosaprobias (Koste, 1978; Sládeček, 1983; Pejler y Berzins, 1993a), euriterma (Berzins y Pejler, 1989a). Es una especie poco ubicua (Pejler y Berzins, 1993a).

T. bidens (Lucks). Es cosmopolita, mide 175-205 μm de longitud, hasta ahora sólo reportada en aguas ácidas (Koste, 1978), euriterma (Berzins y Pejler, 1989a). De las especies más ubicuas en el estudio de Pejler y Berzins (1993a), y es indicadora de condiciones oligosaprobias y/o beta-mesosaprobias (Sládeček, 1983; Pejler y Berzins, 1993a).

T. elongata (Gosse). Mide 300-810 μm de longitud, cosmopolita, se localiza más frecuentemente en la zona litoral que la pelágica, ocasionalmente ticoplanctónico (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), euritermo (Berzins y Pejler, 1989a). Se considera indicadora de condiciones oligosaprobias (Sládeček, 1983; Pejler y Berzins, 1993a).

T. longiseta (Schrank). También cosmopolita, presente entre plantas sumergidas de la zona litoral, psammon, ticoplanctónico de aguas dulces (Koste, 1978); en cambio, Ruttner-Kolisko (1974) opina que es principalmente planctónica y probablemente fría estenoterma. Sin embargo, se clasifica como euriterma por Berzins y Pejler (1989a). Ha sido encontrada en muestras de plancton y abundantemente en el cieno (Pejler y Berzins, 1993a). Se considera oligosaprobia (Sládeček, 1983; Pejler y Berzins, 1993a).

T. porcellus (Gosse). Cosmopolita, mide 90-180 μm (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), habitante de plantas acuática (perifiton), ocasionalmente ticoplanctónico (Koste, 1978), principalmente litoral según Ruttner-Kolisko (1974). Por otra parte, Wesenberg-Lund (1930 en Hutchinson, 1967) concluyó que es planctónica sólo durante unas pocas semanas en el verano. Es euriterma (Berzins y Pejler, 1989a). Esta especie frecuentemente es abundante en lagos oligotróficos (Pejler y Berzins, 1993a) y es indicadora de aguas oligosaprobias (Koste, 1978; Sládeček, 1983; Pejler y Berzins, 1993a).

T. pusilla (Lauterborn). Es cosmopolita, mide 70-110 μm (Ruttner-Kolisko, 1974) ó 110-175 μm (Koste, 1978), planctónica (Ruttner-Kolisko, 1974, Pejler y Berzins, 1993), de aguas dulces, estanques y aguas salobres (Koste, 1978). Es un organismo euritermo (Berzins y Pejler, 1989a). Se considera indicadora de eutrofia, de acuerdo con Pejler y Berzins (1993a), aunque para Sládeček (1983) es oligotrófica.

T. similis (Wierzejski). Es planctónico, tiene una longitud de 150-300 μm (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Pejler y Berzins, 1993a). Prefiere aparentemente ambientes polihúmicos (distróficos) (Carlin, 1943; Pejler, 1965; Berzins y Pejler, 1989b; Stemberger, 1990 en Pejler y Berzins, 1993a). Se alimenta de Crisofíceas (especialmente *Dinobryon* y *Mallomonas*) las cuales son abundantes en esas aguas (Pourriot, 1970 en Pejler y Berzins, 1993a). Es euriterma (Jyoti y Sehgal, 1979; Kuczynski, 1987; Berzins y Pejler, 1989a) y oligosaprobia (Sládeček, 1983). Las características que se emplean en las claves para separar las especies *T. birostris* de *T. similis* no tienen valor taxonómico por cual pertenecen a la misma especie que es *T. similis* (S.S.S. Sarma, com. pers.).

FAMILIA TRICHOTRIIDAE.

El género *Trichotria* se encuentra sólo en la zona litoral (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), principalmente entre las plantas acuáticas, frecuentemente en aguas ácidas (Ruttner-Kolisko, 1974) y en aguas alcalinas (Koste, 1978) y presenta mástax de tipo maleado.

T. pocillum (O. F. Müller). Presenta una longitud de 220-350 μm , cuerpo alargado en forma de huso, opaco, lórica muy fuerte, granulada formando facetas, la parte dorsal algunas veces ensanchada formando un escudo, con espinas marginales. Pie con 3 segmentos articulados, loricado pero muy móvil, el segundo segmento posee espinas de longitud variable, 2 dedos largos y delgados y 1 corto intermedio. En el plancton siempre como un aislado migrante (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978). Es euriterma (Kuczynski, 1987; Berzins y Pejler, 1989a) y con máxima abundancia en un pH de 7.7 (Berzins y Pejler, 1989b). Es considerada oligosaprobia y/o beta-mesosaprobia por Sládeček (1983).

T. tetractis (Ehrenberg). Longitud de 330 - 400 μm , cuerpo elongado, opaco, lórica muy fuerte, granulada con facetas. Pie con 3 segmentos articulado, loricado y móvil, el segundo segmento con espinas y 2 dedos largos. Presente entre las plantas sumergidas (Koste, 1978). Es indicadora de condiciones beta-oligosaprobias (Sládeček, 1983).

FAMILIA HABROTROCHIDAE.

Habrotrocha sp. (Bryce). Se llega a encontrar como migrante esporádico en aguas salobres con una densa vegetación de macrófitas, es béntica (Ruttner-Kolisko, 1974). Se encontró en una muestra de fondo en la estación 1 de la Laguna Zempoala (ZEM). No hay un registro previo del género en nuestro país.

FAMILIA PHILODINIDAE.

Dissotrocha macrostyla (Ehrenberg, 1838). Presenta una cutícula con pliegues transversales, frecuentemente ornamentada con espinas, también presenta estolones tan largos como anchos en la base y es viviparo. Habita la zona litoral entre la vegetación sumergida (*Sphagnum*) (Edmonson, 1959; Pennak, 1953). Además es la primera vez que se reporta en México. Se encontró solamente en Sn. Luis Taxhimay (TAX).

Rotaria neptunia (Ehrenberg). Presente entre la vegetación, detritus y sedimento del fondo de estanques contaminados. Algunas veces se encuentra en *Sphagnum*, hepáticas y psammon. Esta especie puede ser fácilmente identificable aun contraído, en contraste a otros bdelloideos, es euriterma (Berzins y Pejler, 1989a). Es un organismo indicador de condiciones polisaprobias (Sládeček, 1983).

Rotaria sp. Este último organismo siempre se observó completamente contraído, pero de mayor grosor el cuerpo, sin embargo, no fue posible determinar la especie. Debido a que los bdelloideos se identifican con mayor certeza empleando organismos vivos.

3.1.1. RIQUEZA ESPECIFICA.

En los 3 sistemas acuáticos se observó una buena diversidad de especies en la comunidad de rotíferos. Se determinaron un total de 50 especies. La Laguna Zempoala (ZEM) resultó la más diversa, con 36 especies (72 %); después, el embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX) con 22 (44 %), y por último Sta. Elena (STE) registró 21 especies (42 %). En el Apéndice A se encuentra una tabla de ausencia-presencia para cada localidad. Pennak (1957) señala la posibilidad de encontrar hasta 19 especies planctónicas en una muestra, Margalef (1983) menciona que el plancton de cada embalse se encuentran bastantes especies de rotíferos comúnmente entre 13 y 23; por su parte Dumont y Tundisi (1984) opinan que un lago tropical puede presentar de 30 - 50 especies y un lago templado 90 - 100 especies, aunque esto requiere de ulterior investigación. Jyoti y Sehgal (1979) reportaron 17 especies de rotíferos en el Lago Surinsar, India, el cual es subtropical. Vázquez y Rey (1992) encontraron un intervalo de 1 - 24 especies en el Lago Orinoco, Venezuela, y Vasconcelos (1994) reportó 38 especies en un lago artificial en Portugal, aunque algunas formas fueron ocasionales.

En estudios reportados en el país, García (1975) citó para el Lago de Chapala 18 géneros y 9 especies determinadas; Suárez *et al.*, (1986) encontraron 4 especies de rotíferos en la Laguna de Catemaco, Veracruz; Chang (1988) señaló, en un estudio comparativo, una disminución de especies fitoplanctónicas y zooplanctónicas y en los rotíferos de 15 a 9 especies en la presa Requena, Hgo.; Vilaclara y Sládecek (1989) reportaron para los lagos Viejo, Mayor y Menor de Chapultepec 11, 7 y 6 especies respectivamente; Suárez *et al.*, (1991) en la presa J. A. Alzate, Edo. de México, determinaron 7 especies; Sládecek y Vilaclara (1992) determinaron 15 especies de rotíferos en el Lago de Pátzcuaro, Mich.; Rico-Martínez y Silva-Briano (1993) estudiaron 32 cuerpos de agua y determinaron 96 taxa. López-Adrian y Herrera-Silveira (1994) encontraron 9 especies en el cenote Xtogil, Yuc.; Calderón (1995) reportó 18 especies en el Lago de Pátzcuaro, Mich.; Flores-Tena y Silva-Briano (1995), en un cuerpo de agua contaminado El Niagara, Ags., encontraron 9 especies de rotíferos, y finalmente Serrania (1996) determinó un total de 86 especies en 8 cuerpos de agua del Estado de México, entre los cuales se encuentran los embalses Ignacio Ramírez, con 22 especies y Sn. Luis Taxhimay, con 20 especies.

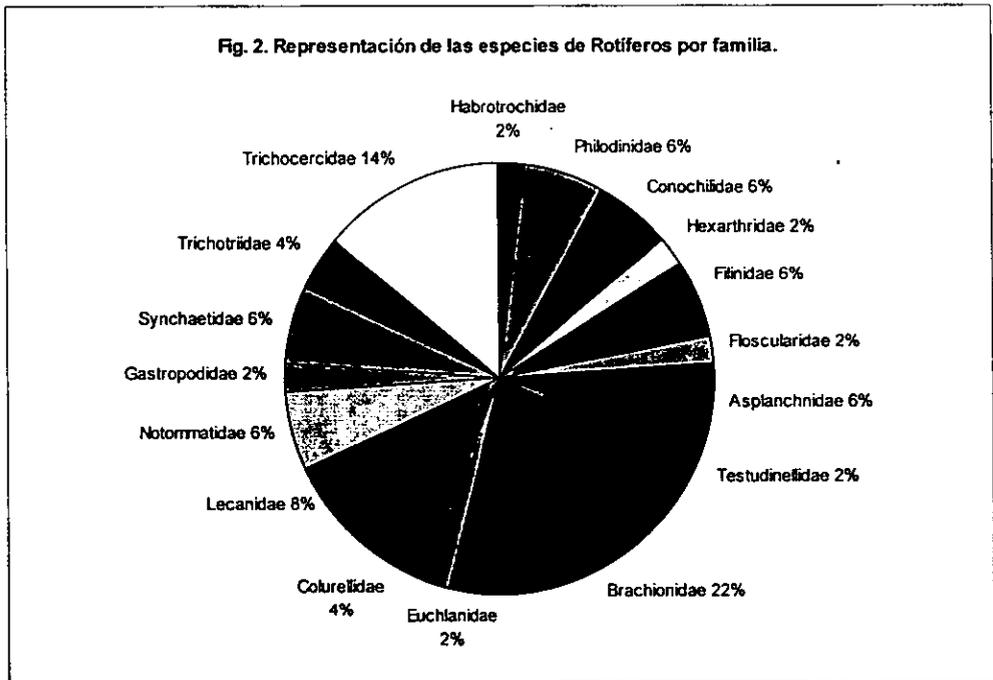
Se encontraron en promedio 4.5 especies por muestra en STE, 5.5 en TAX y en la laguna ZEM, 6.1 especies. Pennak (1957) indica para la comunidad limnética de los Lagos de Colorado, un intervalo de 5 a 7 especies por muestra y un promedio mundial de 5.5 especies, Dumont y Tundisi (1984) opinan que una muestra típica de un lago promedio puede contener de 6 a 8 especies de rotíferos.

Agrupando las especies por familia, en la Fig. 2 se observa que la más representada es *Brachionidae* con 11 especies (22 %), le sigue *Trichocercidae* con 7 especies (14 %) y *Lecanidae* con 4 especies (8 %). Las familias *Philodinidae*, *Conochilidae*, *Filiniidae*, *Asplachnidae*, *Notommatidae* y *Synchaetidae* contribuyeron, con 3 especies cada una (6.3 %), mientras que *Habrotrichidae*, *Floscularidae*, *Hexarthridae*, *Testudinellidae*, *Euchlanidae* y *Gastropodidae* fueron representadas por una especie (2%) cada una.

El hecho de que la familia *Brachionidae* sea la más representada concuerda con la afirmación de Osorio (1942) y Hutchinson (1967), al citar su importancia en el plancton y ser especialmente frecuentes y muchas veces abundantes en las aguas dulces y salobres mexicanas

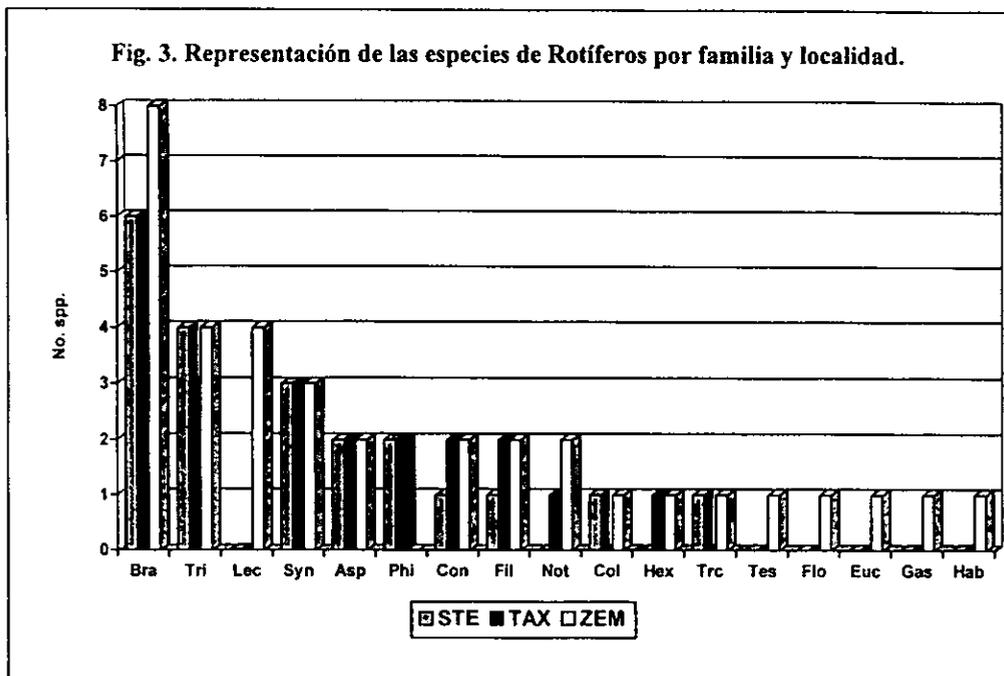
(Osorio, 1942). La familia Trichocercidae, de acuerdo con Dumont y Tundisi (1984), es marcadamente común en el plancton de lagos. Vázquez y Rey (1992) reportaron que el 63 % de los rotíferos son Brachionidos, Trichocercidos y Lecanidos en el Lago del Orinoco, Venezuela.

Estudios reportados en el país por Rico-Martínez y Silva-Briano (1993), Serranía (1996), Sarma *et al.* (1996) y Sarma y Elías-Gutiérrez (1997) indicaron que las familias más representativas, de acuerdo con el mayor número de especies fueron: Brachionidae, Colurellidae, Lecanidae, Notommatidae y Trichocercidae principalmente.



En la Fig. 3 se muestran las especies agrupadas por familia para cada localidad. Se observa que la familia Brachionidae también es la más representada, con 6 especies en los embalses STE y TAX, mientras en la laguna ZEM se presentaron 8 especies; en segundo lugar la familia Trichocercidae, la cual registró 3 especies en TAX, mientras en STE y ZEM presentaron 4 especies; en tercer sitio Lecanidae, aunque sólo se observó en la laguna ZEM y en cuarto lugar Synchaetidae presente en los 3 cuerpos de agua con 3 especies cada uno. La mayoría de las familias registraron de 1 a 2 especies en general en cada localidad, en el caso de las siguientes familias: Habrotrichidae, Floscularidae, Testudinellidae, Eucharidae, Gastropodidae y Lecanidae se encontraron solo en la laguna ZEM, la cual registró la mayor diversidad.

Fig. 3. Representación de las especies de Rotíferos por familia y localidad.



3.1.2. DENSIDAD Y ABUNDANCIA RELATIVA

Las abundancia relativa de cada especie y localidad se encuentran en el Apéndice B. El cuerpo de agua que presentó la mayor densidad durante el ciclo anual fue ZEM, la cual registró un total de 1 644 400 org/m³; continúa el embalse STE, con 317 200 org/m³ y por último, la menor abundancia en el embalse TAX, que alcanzó 153 800 org/m³.

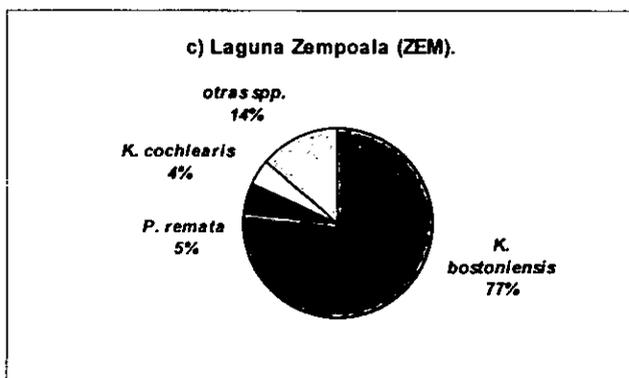
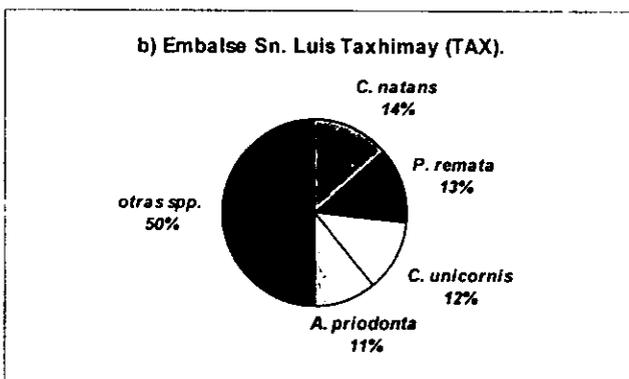
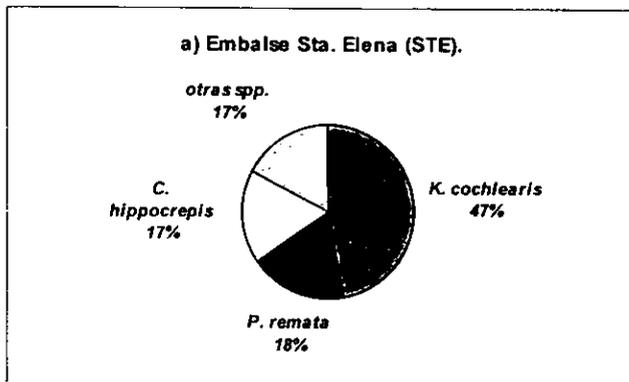
En la comunidad del embalse STE se presentaron 3 especies como las más abundantes las cuales acumularon el 83 % del total de la población durante el ciclo anual, *Keratella cochlearis* registró 148 200 org/m³, es decir, el 47 %; en segundo lugar, *Polyarthra remata* observó 58 400 org/m³ (18 %) y en tercer sitio, *Conochilus hippocrepis*, registró 55 400 org/m³ (17 %) (Fig. 4a). Las especies *P. vulgaris*, *A. priodonta*, *A. girodi*, *F. longiseta* y *K. americana* contribuyeron con una abundancia relativa dentro de un intervalo de 1 - 6 %, y las 13 especies restantes aportaron individualmente una abundancia menor de 1 % (Apéndice B). Pennak (1957) y Ruttner (1963) afirman que es fundamental el hecho que una especie en cada una de las 3 categorías del zooplancton (copépodos, cladóceros y rotíferos) tiene ciertas características genéticas, morfológicas, fisiológicas o ecológicas las cuales la capacitan para utilizar su hábitat más eficientemente.

La población de rotíferos del embalse TAX presentó 4 especies como las más abundantes y acumularon una abundancia relativa en conjunto del 50 % al total de la población (Fig. 4b). La primera fue *Conochilus natans*, registrando 21 200 org/m³, acumulando el 13.78 %, continuó en

abundancia *Polyarthra remata*, con 20 100 org/m³ (13 %); le sigue *Conochilus unicornis* con 19 000 org/m³, es decir, el 12 % y *Asplanchna priodonta* alcanzó 16 200 org/m³ (11 %). Las especies *F. longiseta*, *P. vulgaris*, *F. opoliensis*, *Cephalodella sp.*, *K. bostoniensis*, *K. americana*, *A. brightwelli*, *S. pectinata*, *H. mira*, *K. cochlearis* y *T. similis* contribuyeron con una abundancia relativa dentro de un intervalo de 2 - 9 %, y las últimas 7 especies restantes aportaron una abundancia menor al 0.4 % (Apéndice B). Es necesario mencionar que se presentaron algunos problemas durante su estudio, debido a que en 2 muestreos (julio/86 y marzo/87) no fue posible concluir la colecta de muestras debido al mal tiempo, que impidió terminar el trabajo con seguridad y ello pudo inferir en una menor cantidad de organismos colectados. Además, el estudio realizado por Navarrete (1981) señaló también una escasa abundancia de los rotíferos en este embalse.

La comunidad en la laguna Zempoala **ZEM** mostró como la especie más abundante *Kellicottia bostoniensis* registrando 1 261 200 org/m³ aportando el 77 %, la segunda especie fue *Polyarthra remata*, alcanzando 86 000 org/m³ (5 %), y la siguiente especie, *Keratella cochlearis*, cuantificó 69 800 org/m³ (4 %). Así, estas 3 especies acumularon en conjunto el 86 % del total de la población en la comunidad (Fig. 4c). Las especies que continúan en abundancia fueron *T. similis*, *H. mira*, *S. pectinata* y *P. vulgaris*, que alcanzaron un valor entre 2 - 4 %, y las 29 especies restantes obtuvieron una abundancia menor al 0.5 % cada una, sumando el 14 % de la abundancia relativa total (Apéndice B).

Fig. 4. Composición de las principales especies de rotíferos por localidad.



3.2. RELACIÓN ABUNDANCIA-FRECUENCIA.

La importancia de las especies de rotíferos fue determinada a través de diagramas bidimensionales de Frecuencia vs. Abundancia (García de León, 1988), donde se graficó el porcentaje de frecuencia de aparición de cada especie contra su abundancia total, utilizando los valores promedio aritméticos de cada variable para establecer cuadrantes bien definidos (*op. cit.*). El diagrama de frecuencia vs abundancia muestra más claramente las especies dominantes (alta frecuencia y abundancia), las constantes (alta frecuencia y baja abundancia), las especies temporales (alta abundancia y baja frecuencia) y las raras (frecuencia y abundancia bajas). Las especies de la comunidad de rotíferos de los 3 sistemas acuáticos quedaron agrupadas de la siguiente forma (Tabla 1 y 2): 14 especies dominantes, 11 temporales, 1 constante y 34 especies raras distribuidas en los diferentes cuerpos de agua

La comunidad del embalse Sta. Elena (STE) registró 5 especies dominantes: *A. priodonta*, *C. hippocrepis*, *K. cochlearis*, *P. remata* y *P. vulgaris*; 4 especies son temporales: *A. girodi*, *F. longiseta*, *K. americana* y *T. bicristata*, y por último, 12 especies raras.

La presa Sn. Luis Taxhimay (TAX) presentó 9 especies dominantes: *A. brightwelli*, *A. priodonta*, *C. unicornis*, *F. longiseta*, *F. opoliensis*, *K. cochlearis*, *P. remata*, *P. vulgaris* y *T. similis*; 5 especies temporales: *Cephalodella sp.*, *C. natans*, *H. mira*, *K. bostoniensis*, *K. americana*, y 7 especies raras.

En la comunidad de la laguna Zempoala (ZEM) se observaron 8 especies dominantes: *A. girodi*, *H. mira*, *K. bostoniensis*, *K. cochlearis*, *P. remata*, *P. vulgaris*, *S. pectinata* y *T. similis*; 3 especies temporales: *F. longiseta*, *F. terminalis* y *T. bidens*; una especie constante: *A. priodonta*, y finalmente, 24 especies raras.

Tabla 1. Especies de rotíferos dominantes, temporales y constantes

Especie	STE	TAX	ZEM
<i>A. brightwelli</i>		D	
<i>A. girodi</i>	T		D
<i>A. priodonta</i>	D	D	C
<i>Cephalodella sp.</i>		T	
<i>C. hippocrepis</i>	D		
<i>C. natans</i>		T	
<i>C. unicornis</i>		D	
<i>F. longiseta</i>	T	D	T
<i>F. opoliensis</i>		D	
<i>F. terminalis</i>			T
<i>H. mira</i>		T	D
<i>K. bostoniensis</i>		T	D
<i>K. americana</i>	T	T	
<i>K. cochlearis</i>	D	D	D
<i>P. remata</i>	D	D	D
<i>P. vulgaris</i>	D	T	D
<i>S. pectinata</i>		T	D
<i>T. bicristata</i>	T		
<i>T. bidens</i>			T
<i>T. similis</i>		D	D

D = Dominante

T = Temporal

C = Constante

Tabla 2. Especies raras de rotíferos.

Especie	STE	TAX	ZEM
<i>A. saltans</i>			*
<i>B. angularis</i>	*		
<i>B. bidentatus</i>		*	
<i>B. calyciflorus</i>			*
<i>B. havanaensis</i>			*
<i>B. patulus</i>			*
<i>B. plicatilis</i>	*	*	*
<i>B. rubens</i>		*	*
<i>B. urceolaris</i>	*		*
<i>C. catellina</i>			*
<i>C. obtusa</i>	*		*
<i>C. hippocrepis</i>			*
<i>C. unicornis</i>			*
<i>D. macrostyla</i>		*	
<i>Euchlanis sp</i>			*
<i>Habrotrocha sp</i>			*
<i>K. bostoniensis</i>	*		
<i>L. closterocerca</i>			*
<i>L. flexilis</i>			*
<i>L. luna</i>			*
<i>L. lunaris</i>			*
<i>L. ovalis</i>			*
<i>N. glyphura</i>			*
<i>Ptygura sp.</i>			*
<i>Rotaria. neptunia</i>	*		
<i>R.. sp</i>	*	*	
<i>S. pectinata</i>	*		
<i>T. mucronata</i>			*
<i>T. elongata</i>	*		
<i>T. longiseta</i>			*
<i>T. porcellus</i>	*	*	
<i>T. pusilla</i>	*	*	*
<i>T. pocillum</i>			*
<i>T. tetractis</i>	*		

3.2.1. ESPECIES IMPORTANTES.

Se denominaron especies importantes con base en los resultados de la relación abundancia-frecuencia y que se clasificaron como dominantes, temporales y constantes.

El género *Asplanchna* estuvo representado por 3 especies: *A. brightwelli* se localizó en TAX como dominante, presentándose en 3 de los muestreos y con abundancias hasta de 2 600 org/m³ en junio/87; *A. girodi* se presentó como dominante en ZEM, con 2 800 org/m³ en septiembre/86 y como temporal en STE. *A. priodonta* estuvo presente en los 3 cuerpos de agua, teniendo un carácter dominante en STE, con 7 200 org/m³ en el primer muestreo (agosto/86) y en TAX con 6 000 org/m³ (julio/86), mientras que en ZEM tiene el carácter de constante. *A. priodonta* ha sido reportada como especie dominante por Herzig (1987), Mikschi (1989) en el Lago Lunzer Oberzee, Lair (1990) en el Lago Aydat, Francia y Vasconcelos (1994) en el reservorio Azibo, Portugal.

Cephalodella sp., de carácter temporal, se encontró sólo en el embalse TAX, con una única aparición y una abundancia de 7 800 org/m³ en el segundo muestreo (octubre/86).

El género *Conochilus* lo integraron 3 especies: *C. hippocrepis* con carácter dominante en STE, estuvo presente en 3 de los muestreos con una abundancia hasta de 25 000 org/m³ durante el último muestreo (julio/87). En TAX se observó *C. natans* con carácter temporal y *C. unicornis* como dominante; la primera especie registró una sola aparición, con una abundancia de 21 200 org/m³ en el primer muestreo (julio/86) y la última se localizó en 3 muestreos, con una densidad hasta de 18 600 org/m³ en julio/86. Esta especie es considerada dominante por Herzig (1987); Lair (1990) en el Lago Aydat, Francia y Siegfried *et al.* (1989) en los lagos más básicos de Adirondack, N. Y.

Filinia también fue representada por 3 especies: *F. longiseta* se comportó como temporal en STE y ZEM, con abundancias hasta de 2 600 org/m³ y 3 400 org/m³ durante los muestreos de agosto/86 y septiembre/86 respectivamente, mientras que en TAX tiene características de dominante, observándose en 3 muestreos y con una mayor abundancia en julio/86 con 9 800 org/m³; *F. opoliensis*, de carácter dominante en TAX, se presentó en 3 muestreos y alcanzó una densidad de 6 000 org/m³ en el segundo muestreo (octubre/86), y *F. terminalis*, también temporal en ZEM, con una abundancia hasta de 2 400 org/m³ en el tercer muestreo (marzo/87). Vasconcelos (1994) reportó *F. longiseta* como especie dominante en el reservorio Azibo, Portugal.

H. mira se comportó como especie temporal en TAX, con una población de 3 600 org/m³ en julio/86, mientras que en ZEM tiene carácter dominante, con una densidad hasta de 36 600 org/m³ en marzo/87.

K. bostoniensis fue temporal en TAX, con una mayor abundancia de 5 200 org/m³ en el tercer muestreo (marzo/87), mientras que en ZEM fue dominante y la más abundante en todos los muestreos y ésta alcanzó la mayor densidad en marzo/87 con 701 600 org/m³. Ha sido reportada por Siegfried *et al.* (1989) como parte de una comunidad productiva y diversa en los lagos más básicos de Adirondack, N. Y.

K. americana fue una especie temporal en ambos embalses STE y TAX, con abundancias hasta de 2 400 org/m³ y 5 100 org/m³ en los muestreos de marzo/87 y junio/87 respectivamente.

K. cochlearis fue dominante en los 3 sistemas acuáticos: en STE, el pico más alto de abundancia se registró en julio/87 con 89 400 org/m³ y 2 picos más en marzo/87 y agosto/86; en TAX registró en octubre/86 con 1 800 org/m³ y un pico en julio/86; en ZEM alcanzó la mayor densidad con 42 400 org/m³ durante el último muestreo (mayo/87) y un pico en junio/86, en el siguiente muestreo (septiembre/86) decreció y en marzo/87 presentó la menor abundancia, que coincidió con la máxima densidad de *K. bostoniensis*. Diferentes autores (Elliot, 1977; Lair, 1978, 1990; Soto *et al.*, 1984; Likens, 1985; Herzig, 1987; Mikschi, 1989 y Vasconcelos, 1994) clasifican *K. cochlearis* como muy abundante y dominante. En nuestro país, Ramírez (1975) la señaló como muy abundante en el lago de Chapala, Jal., y Calderón (1995) indica que es dominante en el lago de Pátzcuaro, Michoacán.

Polyarthra estuvo representada por 3 especies: *P. remata*, de carácter dominante en los 3 cuerpos de agua; en STE la mayor abundancia se registró en agosto/86 con 54 400 org/m³ y coincidió con la menor densidad de *P. vulgaris* 7 200 org/m³ y ésta alcanzó su máxima densidad en julio/87 con 11 600 org/m³, aunado a un decremento en la población de *P. remata* 3 600 org/m³; en TAX, *P. remata* registró la mayor abundancia en octubre/86 con 10 600 org/m³, que también se relacionó con la menor población de *P. vulgaris* 400 org/m³ y ésta observó su mayor número en junio/87 con 8 100 org/m³, junto con un pico de *P. remata* de 6 300 org/m³; en ZEM, *P. remata* alcanzó la máxima abundancia en marzo/87, con 62 200 org/m³, en este segundo muestreo desapareció *P. vulgaris*, y ésta ocurrió en los 2 primeros muestreos, logrando su mayor densidad en junio/86 con 23 600 org/m³. *S. pectinata* se localizó en TAX con carácter temporal y alcanzó una abundancia de 3 600 org/m³ en marzo/87, mientras que en ZEM se comportó como dominante y registró la mayor población con 17 000 org/m³ en mayo/87. *P. remata* ha sido reportada como dominante en el Lago Aydat, Francia por Lair (1990); por su parte, Herzig (1987) considera *P. vulgaris* como dominante, y *S. pectinata* es considerada dominante por Mikschi (1989) y Vasconcelos (1994) en el reservorio Azibo, Portugal.

T. bicristata y *T. bidens* resultaron especies temporales en el embalse STE y la laguna ZEM, donde registraron densidades hasta de 3 000 org/m³ y 3 600 org/m³ en agosto/86 y marzo/87 respectivamente; y *T. similis* se localizó en TAX y ZEM con carácter dominante en ambas localidades y registró una abundancia en (julio/86) con 1 200 org/m³ y en mayo/87 con 31 800 org/m³ respectivamente.

3.3 DISTRIBUCIÓN DE LAS POBLACIONES

3.3.1. VARIACIÓN ESTACIONAL.

Los cambios en la distribución estacional de las poblaciones de rotíferos son complejas y las generalizaciones son difíciles de hacer (Wetzel, 1983). Entre los factores limitantes abióticos y bióticos que determinan la presencia, abundancia y reproducción de los rotíferos se encuentran la temperatura, concentración de oxígeno disuelto, población de algas (cantidad y calidad de alimento), depredadores potenciales, competencia e interferencia de cladóceros, salinidad y el gradiente latitudinal (Edmonson, 1965; Hutchinson, 1967; Radwan, 1980, 1984; Herzig, 1987; Mikschi, 1989; Oie & Olsen, 1993; Green, 1993, 1994; Vasconcelos, 1994). Sin embargo, es la temperatura el factor que tiene mayor control sobre la presencia de los rotíferos en las aguas templadas (Herzig, 1987).

El grupo de rotíferos planctónicos se divide con base en la respuesta que ofrece a los cambios de temperatura que se presentan en el cuerpo de agua a lo largo del año; así, tenemos las especies que toleran los cambios anuales y permanecen durante todo el año, denominándose especies perennes; otras por el contrario presentan sus máximas densidades en cierta época de año, ya que tienen un ámbito de tolerancia más restringido (especies estenotermas), denominadas especies estacionales, dependiendo de su tolerancia a las temperaturas desarrollan sus máximas densidades en invierno e inicio de la primavera (frías estenotermas), mientras que otras lo hacen en las cálidas temperaturas del verano (cálidas estenotermas) (Edmonson, 1946; Hutchinson, 1967; Jyoty y Sehgal, 1979; Pennak, 1953, 1989; Wetzel, 1983; Herzig, 1987 y Nogrady *et al.*, 1993). Las especies más importantes perennes y estacionales del presente estudio se encuentran citadas en la Tabla 3, así como la variación estacional de cada una y la máxima abundancia.

La comunidad de rotíferos en STE estuvo compuesta de 5 especies perennes con máximas abundancias durante el verano: *A. girodi*, *A. priodonta*, *K. cochlearis*, *P. remata* y *P. vulgaris*; 3 especies estacionales cálidas estenotermas: *C. hippocrepis*, *F. longiseta* y *T. bicristata* y una especie estacional fría estenoterma, con máxima densidad en primavera *K. americana*.

A. girodi es depredador de *K. cochlearis* (Gilbert y Williamson, 1978; Gilbert, 1980; Conde-Porcuna y Sarma, 1995) en compañía de *A. priodonta* (Salt *et al.*, 1978; Radwan, 1980), relacionándose en espacio y tiempo y esto se reflejó directamente en la abundancia de *K. cochlearis*, por lo tanto, ejercieron un control sobre su población. Las siguientes especies también mostraron una relación estrecha debido a que *P. remata* alcanzó la mayor abundancia en agosto/86 junto con la menor densidad de *P. vulgaris*; en los siguientes 2 muestreos (02 y 03) la primera decreció hasta la menor densidad y la segunda incrementaba el número de organismos, y en julio/86 incrementó nuevamente *P. remata*, pero *P. vulgaris* alcanzó la mayor densidad, de esta forma presentan el desarrollo de sus poblaciones en diferente tiempo, logrando coexistir a través de evitar una directa competencia por los recursos.

El embalse TAX comprendió una comunidad formada por: 5 especies perennes con máximas abundancias en diferentes épocas del año, en primavera, *P. vulgaris*, en verano *A. priodonta* y *T. similis* y en otoño: *K. cochlearis* y *P. remata*; 4 especies estacionales frías estenotermas: *A. brightwelli*, *K. americana*; *K. bostoniensis* y *S. pectinata*; 6 especies

estacionales cálidas con grandes densidades en verano: *C. natans*, *C. unicornis*, *F. longiseta* y *H. mira*; y en otoño: *Cephalodella sp* y *F. opoliensis*.

P. vulgaris fue más abundante en el fin de la primavera (junio/87), mientras que *P. remata* predominó principalmente en octubre/86 en el otoño.

A. brightwelli y *A. priodonta* depredaron las poblaciones de *K. cochlearis* y *S. pectinata*, tal como lo señalan (Salt *et al.*, 1978; Radwan, 1980), debido a que la máxima abundancia de *A. brightwelli* coincidió con la desaparición de *S. pectinata* y la mayor densidad de *A. priodonta* se relacionó con la menor población de *K. cochlearis*, además la baja población de *K. cochlearis* durante el ciclo puede ser resultado de la competencia e interferencia de diferentes especies de *Daphnia* las cuales inhiben el crecimiento de la población de esta especie (Burns y Gilbert, 1986a, b).

La especie estacional *C. natans* tiene una sola pero muy abundante aparición en el verano, hecho que concuerda con la opinión de Koste (1978), no así con el punto de vista de Herzig (1987), que la considera una especie de invierno. *F. opoliensis* es una especie cálida estenoterma de la zona tropical (Hutchinson, 1967; Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978), presentó la máxima abundancia en octubre/86 durante el otoño con la segunda temperatura promedio más alta (23.3°C).

S. pectinata aunque es clasificada como especie de verano por Elliot (1977), Herzig (1987), Mikschi (1989) y Berzins y Pejler (1989a), en este estudio presentó la mayor abundancia durante el invierno y *K. americana* presentó un comportamiento similar que en el embalse anterior, logrando la mayor densidad en la estación de primavera.

La laguna ZEM, presentó una comunidad integrada por 8 especies perennes: *K. cochlearis*, *S. pectinata*, *T. similis* con mayor abundancias en primavera; *A. girodi* y *A. priodonta* con desarrollo en otoño; *H. mira*, *K. bostoniensis* y *P. remata* con grandes poblaciones en invierno, y 4 especies estacionales: *P. vulgaris* y *F. longiseta* con máximas abundancias en verano y otoño respectivamente, y *F. terminalis* y *T. bidens* con buen desarrollo en invierno.

T. similis y *S. pectinata* estuvieron presentes durante todo el año. *T. similis*, crece de primavera a otoño (Elliot, 1977; Herzig, 1987), sin embargo, es considerada una especie de verano por Carlin (1943 en Berzins y Pejler, 1989a), mientras que *S. pectinata* es considerada únicamente de verano por Carlin (1943 en Berzins y Pejler, 1989a); Elliot (1977) y Herzig, (1987). De acuerdo con Mikschi (1989) es una especie que tolera un amplio intervalo de temperatura pero requiere altas concentraciones de oxígeno y así se observa en este estudio, presentando máximas abundancias en los muestreos 02 y 04, con 12 y 13 mg/l de oxígeno.

H. mira alcanzó la mayor densidad en invierno a los 16°C, muy similar a lo que establecen Berzins y Pejler (1989a) que reportan la máxima abundancia a los 17.8°C, aunque es considerada como una especie de verano por autores como Hutchinson (1967), Elliot (1977), Herzig (1987) y Mikschi (1989). *K. bostoniensis* estuvo presente durante todo el año, al igual que en otros lugares (Likens, 1985), observándose una relación directa de la fertilidad con la baja temperatura, debido a que en marzo/87 se encontró el mayor número de hembras con huevos, fenómeno que Radwan (1980) ha reportado para *K. longispina* en el lago Piaseczno, en Polonia.

Es citada en aguas frías hipolimnéticas como abundante y forma parte de una comunidad productiva y diversa en los lagos básicos de Adirondack, N. Y. (Siegfried *et al.* 1989).

Dos de las especies estacionales presentan una sucesión: *F. longiseta* se presenta en los muestreos de verano y otoño, alcanzando la mayor densidad en septiembre/86, con una temperatura promedio de 19°C y *F. terminalis* ocurre en los muestreos de invierno y primavera, presentando la mayor abundancia en marzo/87 durante el invierno (16°C), evitando así la competencia por los recursos. *F. longiseta* ha sido clasificada como especie de verano por Hutchinson (1967) y Herzig (1987), mientras que *F. terminalis* la registran como una especie fría estenoterma, tal como lo indican Ruttner-Kolisko (1974, 1980), Herzig (1987), Berzins y Pejler (1989a).

De acuerdo con Herzig (1987) las especies perennes tienden a ser euritermas, pueden tolerar un amplio intervalo de temperatura y también un mayor rango de concentraciones de oxígeno (Mikschi, 1989), dentro de las cuales ellas encuentran óptimas condiciones para el crecimiento de la población. De esta forma pueden alcanzar picos de abundancia en cualquier tiempo del año, como por ejemplo: *A. priodonta*, *H. mira*, *K. bostoniensis*, *K. cochlearis*, *P. remata*, *P. vulgaris*, *S. pectinata* y *T. similis*. Cada una de las especies se desarrollaron de primavera a otoño y principalmente en verano, tal como lo indican diferentes autores como Elliot (1977), Ruttner-Kolisko (1974), Koste (1978) Herzig (1987) y Mikschi (1989) excepto *K. bostoniensis* y *S. pectinata*, que mostraron la mayor abundancia durante el invierno y primavera respectivamente en ZEM. *A. girodi* también se comportó como una forma perenne sólo en STE; sin embargo no ha sido reportada como tal.

En relación con las especies frías y cálidas estenoterms existen claras diferencias (Herzig 1983 en Herzig, 1987 y Mikschi, 1989). Las primeras usualmente alcanzan máximas densidades a bajas temperaturas como: *F. terminalis*, y *T. bidens*; y las segundas se desarrollan mejor con temperaturas más altas como: *C. natans*, *F. longiseta* y *F. opoliensis*.

De manera general y de acuerdo con los resultados de máximas abundancias de rotíferos en este estudio, coinciden con los autores ya citados, debido a que en los muestreos de agosto/86 y julio/87 de STE y julio/86 de TAX se registraron las más altas abundancias de organismos y estos muestreos correspondieron a la estación de verano, con las temperaturas más altas (19.9°, 21.4° y 25°C) respectivamente.

Otros estudios en nuestro país confirman los mismos resultados, por ejemplo: Suárez *et al.* (1986) reportaron la mayor abundancia de rotíferos en la Laguna de Catemaco, Ver., en verano con las temperaturas más altas, Suárez *et al.* (1991) en la presa J. Antonio Alzate, Edo. de México, también reportó la mayor densidad de organismos en la temperatura más alta, aunque durante la estación de otoño. Sin embargo, en la laguna ZEM la mayor densidad se registró en marzo/87 con 846 400 org/m³ en la temporada de invierno con bajas temperaturas (13 - 17°C). El único reporte similar es de Malamoco (1980) en la presa " Vicente Guerrero ", Guerrero, donde se encontró también la mayor densidad en invierno.

Tabla 3 Variación estacional de las especies de rotíferos dominantes y temporales.

Especie	Primavera			Verano			Otoño			Invierno		
	STE	TAX	ZEM	STE	TAX	ZEM	STE	TAX	ZEM	STE	TAX	ZEM
<i>A. brightwelli</i>		+			*						*	
<i>A. girodi</i> ○	*		*	+		*	*		+	*		*
<i>A. priodonta</i> ○	*	*	*	+	+	*	*	*	+	*	*	*
<i>Cephalodella</i> sp								+				
<i>C. hippocrepis</i>	*		*	+		+				*		
<i>C. natans</i>					+							
<i>C. unicornis</i>					+	*	*	*			*	
<i>F. longiseta</i>	*	*		+	+	*			+		*	
<i>F. opoliensis</i>					*			+			*	
<i>F. terminalis</i>			*									+
<i>H. mira</i> ○			*		+	*	*	*				+
<i>K. bostoniensis</i> ○		*	*			*	*	*		*	+	+
<i>K. americana</i>	+	+					*			*		
<i>K. cochlearis</i> ○	*	*	+	+	*	*	*	+	*	*	*	*
<i>P. remata</i> ○	*	*	*	+	*	*	*	+	*	*	*	+
<i>P. vulgaris</i> ○	*	+		+	*	+	*	*	*	*	*	*
<i>S. pectinata</i> ○			+	*	*	*	*	*		*	+	*
<i>T. bicristata</i>				+								
<i>T. bidens</i>												+
<i>T. similis</i> ○		*	*		+	*	*	*		*	*	+

○ sp. perenne * sp. presente + Máxima abundancia

3.3.2. VARIACIÓN ESPACIAL.

De acuerdo con el análisis clúster y los dendrogramas obtenidos al considerar la abundancia y presencia de las especies presentes se observó que existieron diferencias entre las estaciones de muestreo en los embalses y la laguna de Zempoala (Fig. 5), estableciéndose diferentes zonas en cada uno de ellos (Figura 5). Es decir, en las estaciones que están cerca de la cortina (cabeza) y aquellas que se localizan en la cola de los embalses, hecho que concuerda con lo establecido por Armengol (1982) y Margalef (1983).

En el embalse STE las estaciones 1 y 2 resultaron las más semejantes, las cuales se localizan cerca y enfrente de la cortina respectivamente; después la estación 3 situada bajo la carretera de Jilotepec, y por último, la estación 4 resultó la más diferente, la cual registró la menor profundidad y se encuentra cerca de la entrada de un afluente, además de alcanzar el mayor número de organismos en el primer y último muestreos principalmente.

En TAX se formaron 2 grupos: el primero formado por las estaciones 2 y 3 localizadas en la cola del embalse y la estación 1 situada cerca de la cortina y con la mayor profundidad durante el estudio. De esta forma el agrupamiento de las estaciones esta relacionado con su localización en los reservorios.

En ZEM se formaron 3 grupos: el primero compuesto por la estación 2 y 4, posteriormente se une la estación 1 que es central, y el último grupo se formó con la estación 3, siendo la más diferente, además de que registró la mayor diversidad de especies.

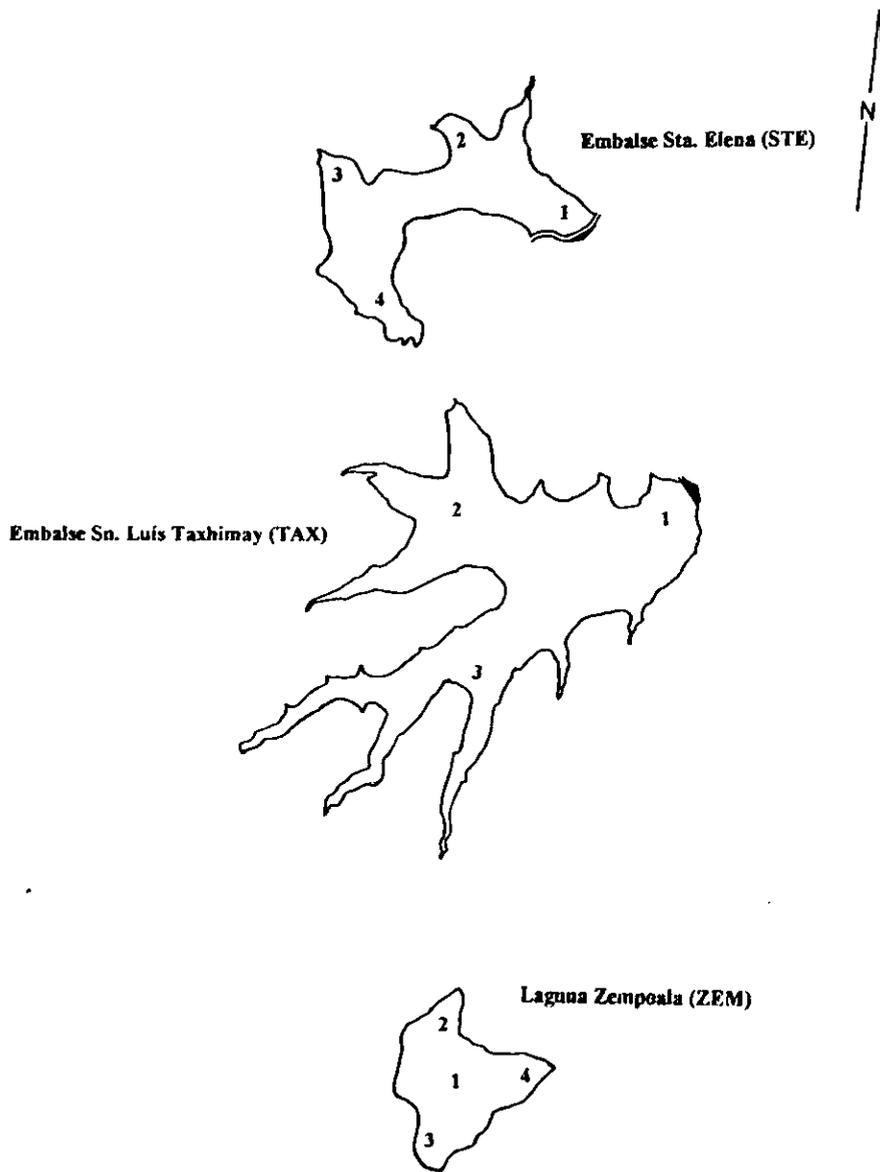


Fig.5 Localización de las estaciones de muestreo. La escala en los embalses Sta. Elena y Sn. Luis Taxhimay es 1:50,000 y la Laguna Zempoala 1:450,000

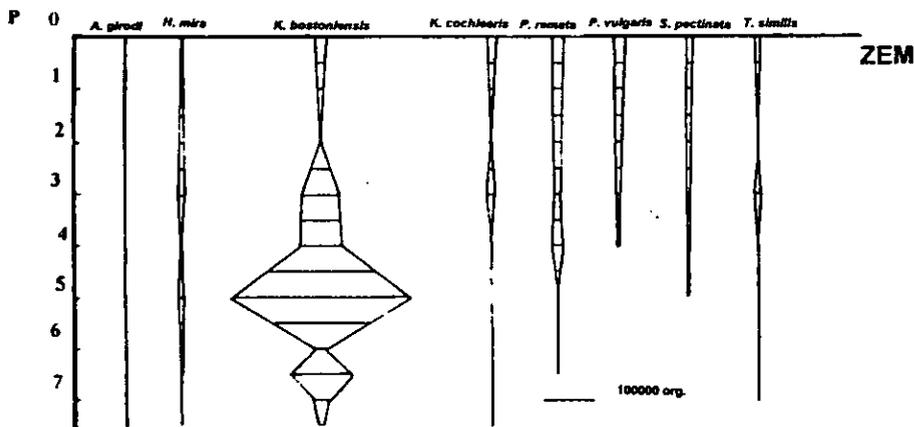
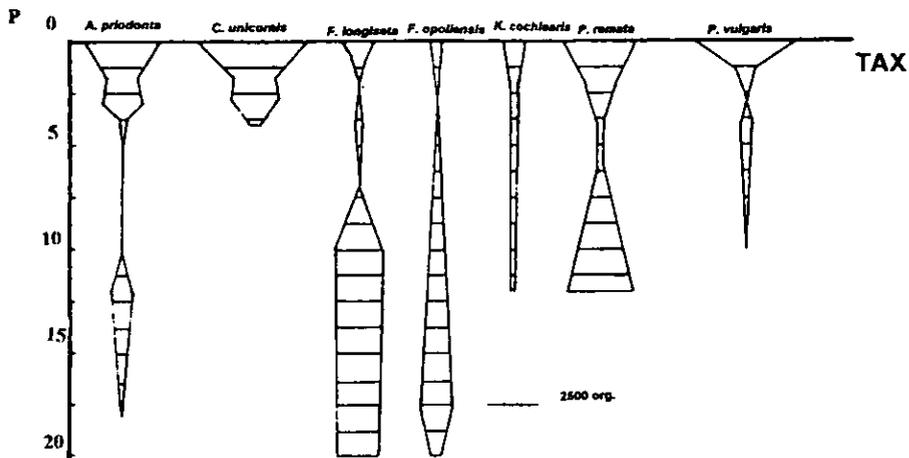
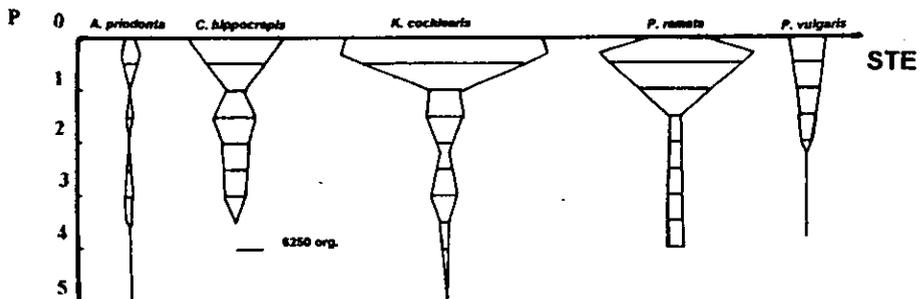
3.3.3. DISTRIBUCIÓN VERTICAL.

En el embalse STE: *A. priodonta* ocupó toda la columna de agua, pero fue más abundante cerca de la superficie; Mikschi (1989) reportó que esta especie habita normalmente sólo el estrato superior. *C. hippocrepsis* se distribuye también en toda la columna de agua, con un mayor número de organismos en superficie, 1.5 y 3 m, Elliot (1977) indicó su presencia en los estratos superficial y medio. La especie más abundante, *K. cochlearis*, abarcó toda la columna de agua, pero con máxima densidad en superficie principalmente; así también lo afirmó Elliot (1977). *P. remata* y *P. vulgaris* estuvieron presentes también en toda la columna de agua (Figura 6).

En la presa TAX: *A. priodonta* ocupó casi toda la columna del agua en el primer muestreo (julio/86) cuando fue más abundante y en los siguientes muestreos habitó principalmente en superficie o cerca de ésta; *A. brightwelli* se encontró en las capas superiores de la columna de agua; *C. unicornis* también se localizó en los estratos cerca de la superficie, Elliot (1977) también indicó esta misma preferencia por las capas superficiales. *F. longiseta* fue localizada a través de toda la columna del agua en el primer y cuarto muestreo; *F. opoliensis* se situó en las capas profundas del hipolimnion durante julio/87 en verano, y en octubre/86 de otoño se encontró ocupando toda la columna del agua, hecho que se relaciona con la ausencia de *F. longiseta*. *K. cochlearis* regularmente se observó durante todo el ciclo en las capas superficiales. *P. remata* principalmente se encontró en 3 muestreos hasta una profundidad de 4 metros, pero en octubre/86 habitó hasta los 12 metros. Finalmente, *P. vulgaris* en julio/86 se localizó tanto en el epilimnion como el metalimnion durante la estratificación y en los siguientes muestreos se encontró en los estratos superficiales (Figura 6).

En la laguna ZEM durante el estudio se encontró una estratificación constante: *A. girodi* en junio/86 se encontró sólo en superficie, mientras que en el siguiente muestreo de otoño (septiembre/86) se localizó en el hipolimnion, en marzo/87 ocupó toda la columna de agua, y finalmente en mayo/87 nuevamente se observó una mayor densidad en el epilimnion y metalimnion. Además, es claro que *A. girodi* se relaciona directamente con *K. cochlearis*, pues se encuentran ambas en las mismas capas de agua, ya que la primera es depredadora de la segunda. *H. mira* predominó en las capas del hipolimnion principalmente, donde se encontraron el mayor número de organismos durante todos los muestreos y menor número en superficie. *K. bostoniensis*, en general ocupa toda la columna del agua en un intervalo de 13 a 21.2°C, pero predominó en mayor densidad en el hipolimnion (13 - 17°C) durante los 4 muestreos realizados. Esta especie ha sido reportada en el noreste de los Estados Unidos y sur de Canadá, abundante en el plancton y encontrada en el hipolimnion de muchos lagos de aguas blandas por Campbell (1941 en Edmonson, 1944); en otro estudio más reciente (Likens, 1985) se cita su presencia en Mirror Lake, New Hampshire, donde se caracterizó por su restricción al hipolimnion (5.5 - 8.5°C). *K. cochlearis* ubica en superficie y a 3 m de profundidad el mayor número de organismos, en general ocupó toda la columna del agua y esto fue más claro en mayo/87, durante la temporada de primavera. Ha sido reportada en el metalimnion en Mirror Lake por Likens (1985). *P. remata* y *P. vulgaris* estuvieron presentes principalmente en las capas del epilimnion, *P. vulgaris* estuvo ausente del hipolimnion, pues requiere altas concentraciones de oxígeno (Ruttner-Kolisko, 1974), mientras *P. remata* abarcó toda la columna del agua solo en marzo/87. Por último *T. similis* se ubicó en los límites del metalimnion y el hipolimnion durante la mayor parte de los muestreos (Figura 6).

Fig. 6 Distribución vertical de las principales especies



3.4. DESCRIPCIÓN FÍSICO-QUÍMICA.

3.4.1 CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL.

Temperatura (°C)

El embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX) presentó la mayor temperatura promedio durante el ciclo anual $22.4^{\circ} \pm 3.5^{\circ}\text{C}$, continua Sta. Elena (STE) con un promedio de $19.8^{\circ} \pm 1.8^{\circ}\text{C}$ y por último la laguna Zempoala (ZEM) registró $18.6^{\circ} \pm 2.0^{\circ}\text{C}$. Las temperaturas más cálidas registradas en cada cuerpo de agua fueron en los siguientes muestreos: STE en julio/87 con 21.4°C ; TAX en julio/86 y junio/87 con 25° y 24.7°C , respectivamente, y ZEM durante junio/86 registró 21.1°C . Dichos muestreos se encuentran dentro de la época de verano principalmente. La temporada fría se presentó en el tercer muestreo (marzo/87) de cada localidad: STE 17.2°C ; TAX 17.3°C y ZEM 16°C , situándose durante el fin de la temporada de invierno y el inicio de la primavera (Apéndice C).

De acuerdo con la clasificación de Hutchinson (1957), Margalef (1983) y Wetzel (1983) se clasifican como cuerpos de agua cálidos monomíticos subtropicales de segundo orden, al no presentar una temperatura superficial menor de 4°C , ésta es la categoría tropical de Forel. Presentaron un periodo de circulación en invierno y estratificación en verano y otoño, excepto la laguna Zempoala, la cual se comportó estratificada la mayor parte del ciclo, además de que no recibe una mayor acción del viento que provoque una mezcla durante la estación de invierno. En base a la clasificación del CEPIS (1989) son cálidos tropicales. Finalmente el valor que marca la SEDUE (1986) para la protección de la vida acuática es igual al de las condiciones naturales $\pm 2.5^{\circ}\text{C}$, por lo cual los 3 sistemas se consideran aceptables y de buena calidad.

pH.

De acuerdo con diversas fuentes como son: Arrignon (1979), SEDUE (1986) y U.S.E.P.A. (1986) señalan un intervalo de 6.5 - 9 como permisible para la protección de la vida acuática. Lind (1979) señaló que la mayoría de las aguas naturales caen en el intervalo de 4 - 9 y más frecuentemente en el rango de 6 - 8.

Se registraron en general valores básicos en todos los muestreos y estaciones y algunos cercanos a la neutralidad. En STE el promedio anual de 8.4 ± 0.6 , el valor más básico fue 9.3 y el menor 7.5. En el embalse TAX registró un promedio de 8.0 ± 0.8 , en donde el valor más alto fue 9.2 y el más bajo fue 7.3 en el último muestreo (junio/87), durante el cual se registraron valores cercanos a la neutralidad. En la laguna ZEM el promedio del ciclo fue 8.2 ± 0.5 , registrando el valor más básico de 9.2 y el más bajo de 6.7 (Apéndice C). En las dos últimas localidades TAX y ZEM se observó claramente que al aumentar la profundidad se registraba una tendencia del pH hacia la neutralidad. Por lo tanto el pH de los 3 cuerpos de agua es aceptable.

Alcalinidad (mg/l de CaCO₃).

Debido a que la mayoría de los resultados para alcalinidad a la fenoftaleína indicaron ausencia de carbonatos, solo se discutirá la alcalinidad al anaranjado de metilo o total que indica la presencia de bicarbonatos, y cuando se hallan presentes en abundancia, silicatos y fosfatos.

El promedio anual más alto de alcalinidad total se registró en STE de 43 ± 5.4 , continúa TAX con 38 ± 3.8 y en tercer sitio ZEM con 35 ± 7.2 . En base al criterio de Margalef (1989), al no sobrepasar los 90 mg/l de CaCO₃ se clasifican como aguas de alcalinidad moderada. El límite permisible para la protección de la vida acuática por Arrignon (1979) es de 250 mg/l. De esta forma, los resultados en los 3 sistemas se encuentran por debajo de los límites señalados por los autores ya citados, y por lo tanto, se consideran cuerpos de agua aceptables en este parámetro (Apéndice C).

Dureza (mg/l de CaCO₃).

El embalse STE durante el ciclo anual registró un promedio de 55 ± 9.5 mg/l de CaCO₃, en TAX 43 ± 7.7 y en la laguna ZEM 39 ± 7.6 (Apéndice C). Tomando el criterio de la tabla de Sawyer (1960 en U.S.E.P.A. 1986), los promedios se ubican dentro del intervalo 0 - 75 mg/l de CaCO₃, clasificándose como aguas blandas y con base a la clasificación de Brown *et al.* (1970 en Lind 1979) se sitúan en el rango 0 - 60 mg/l, que los califica también como cuerpos de aguas blandas. Arrignon (1979) indica un valor permisible para la protección de la vida acuática de 150 mg/l, por lo tanto, los 3 sistemas acuáticos registraron características aceptables. Resultados similares reportaron Guerrero y Garduño (1993) para la Laguna Zempoala, en un intervalo de 19.2 - 34.56 mg/l.

Cloruros (mg/l).

De acuerdo con la clasificación de Babbit (1955 en Márquez, 1985), se indica un intervalo de 1 - 2 mg/l como una condición de agua de buena calidad y de 2 - 5 mg/l con categoría de regular y aceptable. El embalse STE resultó con un promedio anual de 1.9 ± 1.39 , aunque en los siguientes 3 muestreos los resultados se ubicaron dentro del siguiente rango alcanzando valores de 2.0 - 3.0 mg/l. Para el embalse TAX el promedio anual fue 0.86 ± 0.88 , en los dos primeros muestreos se registraron valores mínimos 0 - 0.3 mg/l y en los siguientes 2 muestreos los resultados aumentaron de 1.2 a 1.9 mg/l. Por último, en la laguna ZEM la concentración de cloruros fue decreciendo en cada muestreo, siendo el más alto durante junio/86 con 1.8 mg/l y el valor más bajo fue 0.56 mg/l en el tercer muestreo, presentándose un promedio durante el estudio de 1.1 ± 0.96 mg/l (Apéndice C).

De esta forma, en los 3 sistemas acuáticos se pueden clasificar como aguas de buena calidad para la concentración de cloruros, pues se encuentran dentro de los intervalos citados anteriormente. Al no recibir aportes de agua residual y sólo de los animales cercanos a cada cuerpo de agua, es lógico obtener concentraciones bajas (Pesson, 1979; ASTM, 1982).

Sustancias activas al azul de metileno (SAAM mg/l).

El límite que marca la SEDUE (1986) para la protección de la vida acuática es de 3 mg/l, mientras que el criterio ecológico de calidad del agua señala 0.1 mg/l para aguas dulces (Diario Oficial, 1989). Las concentraciones promedios durante el ciclo son las siguientes: de 0.32 ± 0.47 en STE, 0.09 ± 0.24 en TAX y 0.07 ± 0.06 en ZEM (Apéndice C). Por lo tanto, las 3 localidades presentan condiciones aceptables para este parámetro, solo STE superó ligeramente el límite que señala el criterio ecológico.

3.4.2. CARACTERIZACIÓN TRÓFICA

Transparencia (m).

En los embalses la transparencia del agua suele ser menor que la de los lagos, debido a que hay más material en suspensión (Margalef, 1983). El embalse STE registró un promedio anual de 0.39 ± 0.11 m durante el ciclo. En los muestreos de agosto/86 y julio/87 se registraron las más bajas transparencias mientras, que en los muestreos de noviembre/86 y marzo/87 se incrementó ligeramente y correspondieron a las temporadas de lluvias y estiaje respectivamente.

Para TAX el promedio durante el ciclo fue de 0.29 ± 0.04 m en este lugar se observó una baja transparencia la cual, se mantuvo más constante, y no se presentaron diferencias significativas entre los muestreos y las temporadas de lluvias y estiaje; también hay que mencionar que durante los muestreos se realizaron con mucho viento, además de que el nivel de la presa bajó considerablemente en el último muestreo (junio/87) y por ende, el agua estaba más turbia.

La laguna ZEM alcanzó en promedio una transparencia mayor durante el ciclo (1.44 ± 0.72 m). En el primer muestreo (junio/86) registró la mínima transparencia con 0.82 m, que correspondió a la época de lluvias, mientras que en los siguientes muestreos valores más altos (1.30 a 1.79 m) fueron observados, los cuales se situaron dentro de la época de estiaje (Apéndice C).

Oxígeno disuelto (mg/l).

La laguna ZEM registró el mayor promedio durante el estudio de 11.4 ± 2.6 mg/l de O₂. Le siguieron los embalses TAX con 7.8 ± 3.6 y STE con 7.6 ± 2.9 (Apéndice C). Al aumentar la profundidad se presentó un decremento en el oxígeno disuelto sin llegar a la completa anoxia, sólo se registraron en el fondo zonas microaeróbicas; por lo tanto, las curvas de oxígeno disuelto presentaron un comportamiento de tipo clinogrado, es decir, a mayor profundidad menor concentración de oxígeno disuelto. El límite permisible para la protección de la vida acuática es de 4 mg/l que citan SEDUE (1986) y Mc Nelly (1979 en Vázquez, 1991) y de 5 mg/l de acuerdo con el criterio ecológico (Diario Oficial, 1989), por lo tanto se pueden considerar de buena calidad los 3 cuerpos de agua.

Fósforo (mg/l).

Se determinaron 2 formas: fósforo total (P-T) y ortofosfatos (PO_4^{3-}). La concentración de fósforo total en aguas naturales no contaminadas se extiende en un amplio intervalo de 0.001 hasta 0.2 mg/l en algunos lagos salinos cerrados. La mayoría de las aguas superficiales sin contaminación tienen una concentración de fósforo total en un intervalo de 0.01 - 0.05 mg/l (Wetzel, 1983), mientras que Lind (1979) señalan un valor de 0.1 mg/l (100 $\mu\text{g/l}$) en aguas no contaminadas y la U.S.E.P.A. (1986) indica un rango de 0.00 - 0.03 mg/l en cuerpos de agua relativamente no contaminados y de 0.001 mg/l según el criterio ecológico (Diario Oficial, 1989). En el caso de ortofosfatos el criterio ecológico de calidad del agua para la protección de la vida acuática indica una concentración de 0.025 mg/l para lagos y embalses, para prevenir el desarrollo de especies biológicas indeseables y controlar la eutroficación acelerada.

En STE la concentración de fósforo total alcanzó un promedio anual de 0.05 ± 0.05 , en TAX registró 0.03 ± 0.036 , y en ZEM observó la mayor concentración con 0.18 ± 0.32 . De acuerdo con los rangos y límites señalados anteriormente, la concentración de fósforo total en los embalses STE y TAX se encuentran clasificados como aguas no contaminadas y de calidad aceptable, mientras que la laguna ZEM superó ligeramente el límite de agua no contaminada señalado por Lind (1979), pero en base al criterio ecológico los resultados están arriba del límite. En relación con los ortofosfatos en STE se registró una media durante el ciclo de 0.01 ± 0.002 , en TAX de 0.031 ± 0.036 y por último en ZEM de 0.012 ± 0.002 . Las concentraciones de ortofosfatos en los 3 sistemas acuáticos se encuentran dentro de los límites normales clasificando sus aguas como aceptables, a pesar de que STE registró el valor más alto y en TAX y ZEM se encuentran dentro del límite del criterio ecológico (Diario Oficial, 1989), mientras que en comparación con un cuerpo de agua contaminado "El Niágara", Ags., registró una concentración de 9.23 mg/l de ortofosfatos (Flores-Tena y Silva-Briano, 1995); por lo tanto se consideran los 3 sistemas acuáticos como de buena calidad. Las mayores concentraciones de fósforo total se registraron en los meses de junio y julio, que corresponde a la temporada de lluvias, por lo que este incremento parece provenir del arrastre de fertilizantes fosfatados que son llevados durante las lluvias.

Nitritos (NO_2^-) y Nitratos (NO_3^-) (mg/l).

Las formas dominantes de nitrógeno en aguas dulces incluyen: nitrógeno molecular disuelto (N_2), nitrógeno amoniacal (NH_3), nitritos la forma reducida (NO_2^-), la forma oxidada nitratos (NO_3^-) y un gran número de compuestos orgánicos (aminoácidos, aminas, nucleótidos, proteínas y compuestos húmicos de bajo contenido en nitrógeno) (Wetzel, 1983).

La concentración de nitritos en aguas naturales son generalmente muy bajas, en un intervalo de 0 - 0.01 mg/l (Wetzel, 1983); por su parte Arrignon (1979) señala un valor de 1.0 mg/l como límite permisible para la protección de la vida acuática. Respecto a los nitratos, aunque usualmente están presentes en bajas concentraciones en aguas naturales, es frecuentemente la forma inorgánica más abundante de este elemento (Lind, 1979). Su concentración en aguas naturales tiene un rango desde niveles indetectables hasta cerca de y raramente excede los 10 mg/l en aguas dulces no contaminadas (*Op. cit.*) y varía considerablemente de forma estacional y espacial (Wetzel, 1983). Por su parte, Arrignon (1979)

otorga un intervalo similar (0 - 11 mg/l) como límite permisible para la protección de la vida acuática.

En los embalses **STE** y **TAX**, la media anual de nitritos fue 0.01 ± 0.009 y 0.011 ± 0.005 respectivamente, mientras que en la laguna **ZEM** fue aun menor con 0.006 ± 0.004 , por lo que con base a estos resultados y las referencias ya citadas las 3 localidades se consideran aceptables y de buena calidad para la concentración de nitritos. La concentración promedio anual de nitratos más alta se registró en el embalse **TAX**, con 1.33 ± 1.19 , seguido de **STE** con 0.79 ± 0.88 y el más bajo se presentó en **ZEM** con 0.27 ± 0.39 . De esta forma, con estos resultados y con base a los límites ya citados los 3 sistemas presentan una condición aceptable para la concentración de nitratos (Apéndice C).

Nitrógeno amoniacal (NH_3) (mg/l).

Éste usualmente está presente en bajas concentraciones (menor de 1 mg/l) en aguas no contaminadas, bien oxigenadas, pero puede alcanzar de 5 a 10 mg/l en el hipolimnion anaeróbico de un lago eutrófico (Lind, 1979; Wetzel, 1983). Además, la distribución del nitrógeno amoniacal en aguas dulces es altamente variable regional, estacional y espacial dentro del lugar y depende de la productividad del lago, así como de la contaminación a partir de la materia orgánica (Wetzel, 1983). El límite que marca el criterio ecológico (Diario Oficial, 1989) para la protección de la vida acuática es de 0.06 mg/l.

La menor concentración promedio durante el ciclo, se presentó en el embalse **TAX** de 0.05 ± 0.011 , seguido por **STE** con 0.13 ± 0.16 y por último la laguna **ZEM** que alcanzó la concentración media más alta de 1.2 ± 2.3 (Apéndice C). Según estos resultados, los valores del nitrógeno amoniacal de los embalses se encuentran dentro del intervalo indicado por Lind (1979) para aguas no contaminadas y de acuerdo con el criterio ecológico (Diario Oficial, 1989) sólo **TAX** se encuentra dentro del límite mientras que **STE** y **ZEM** superan la concentración indicada. Respecto a la laguna **ZEM** supera ligeramente el valor de Lind (1979), y sobrepasa el límite del criterio ecológico. Una razón para alcanzar esta concentración en **ZEM** es que durante el primer muestreo (junio/86) presentó estratificación de verano y material orgánico del sedimento alcanzó el hipolimnion provocando que se acumulara y esta acumulación aceleró rápidamente que el hipolimnion adquiriera características anóxicas (Wetzel, 1983).

Sulfatos (SO_4^{2-}) (mg/l).

La forma predominante del azufre disuelto en el agua es el sulfato (Wetzel, 1983). En muchas aguas naturales es el anion más común, siendo derivado de las rocas sedimentarias (Lind, 1979). Los límites normales están comprendidos dentro del intervalo 5 - 30 mg/l de sulfatos según Wetzel (1983) y de 5 - 50 mg/l de acuerdo con Lind (1979).

En **STE** la concentración de sulfatos durante el estudio en promedio fue de 28 ± 10.6 , en **TAX** obtuvo 29 ± 8.1 y en la laguna **ZEM** registró 14.7 ± 8.0 (Apéndice C). Por lo tanto, los 3 sistemas acuáticos presentan una calidad aceptable en sus concentraciones de sulfatos.

Silicatos (mg/l).

El silicio en muchas aguas naturales frecuentemente contienen de 1 - 10 mg/l y raramente excede los 60 mg/l (Lind, 1979). El embalse STE presentó un promedio en el estudio de 3.2 ± 2.1 , continúa la laguna ZEM con 20 ± 11.9 y la media más alta se registró en TAX con 33 ± 3.4 (Apéndice C). Por lo que el embalse STE presentó una concentración normal de silicio, mientras que TAX y ZEM, aunque alcanzaron una mayor concentración no excedieron el límite que cita Lind (1979).

Las concentraciones de silicio dentro de un lago frecuentemente muestran variaciones marcadamente estacionales y espaciales, aun en lagos oligotróficos (Wetzel, 1983). De acuerdo con los resultados, sólo se registró una variación estacional pero no espacial en la concentración de silicatos principalmente en el embalse TAX y la laguna ZEM.

Sólidos suspendidos (mg/l).

Mc Neely (1979 en Vázquez, 1991) señaló 25 mg/l como límite permisible para la protección de la vida acuática. La laguna ZEM alcanzó el promedio más bajo con 12.5 ± 13 , mientras que los embalses STE y TAX registraron 19 ± 8.5 y 27 ± 34.1 respectivamente (Apéndice C). Como ya se ha mencionado los embalses presentan por sus propias características mayor material en suspensión que los lagos.

Por lo tanto, los 3 cuerpos de agua se pueden clasificar como aceptables para la concentración de sólidos suspendidos, pues sólo el embalse TAX superó en 2 puntos el límite permisible, mientras que STE y ZEM se encuentran dentro del límite señalado. Si se comparan estos resultados con un cuerpo contaminado como es "El Niagara" que presentó un rango de 623 - 710 mg/l de sólidos suspendidos (Flores-Tena y Silva-Briano, 1995), estos valores son considerados muy bajos

Los sólidos suspendidos presentan una relación con la transparencia, así como también con los periodos de lluvias y estiaje, observando esto muy claramente en la laguna ZEM, pues en el primer muestreo (junio/86) registró el valor más alto de sólidos suspendidos y la más baja transparencia aunado a la época de lluvias; en los muestreos posteriores, la transparencia aumentó y los sólidos suspendidos decrecieron; adicionalmente no recibe una mayor acción del viento por estar en una cuenca cerrada y rodeada de vegetación. Por el contrario, los embalses STE y TAX reciben en gran medida la acción del viento por su mayor extensión y localización.

3.4.3. CARACTERIZACIÓN SAPROBIA

El oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno, la demanda química de oxígeno y el pH son parámetros indicadores del grado saprobio que presentan los cuerpos de agua (Pesson, 1979; Margalef, 1983; APHA, AWWA y WPCF, 1985; Sládeček y Tucek, 1975; Sládeček, 1979; Sládeček *et al.*, 1981; Vilaclara *et al.*, 1991), por lo tanto, las variaciones de estos parámetros determinan las características saprobias de cada sistema acuático.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅ mg/l)

En los embalses STE y TAX se registraron en promedio durante el estudio de 3.5 ± 1.1 y 3.3 ± 1.8 respectivamente, mientras que en la laguna ZEM resultó de 3.4 ± 1.5 (Apéndice C). El valor que se tiene para la protección de la vida acuática por Arrignon (1979) indica un límite permisible de 6 mg/l. Por lo tanto, las 3 localidades en base a estos resultados se consideran de calidad aceptable. Si se comparan estos resultados con un cuerpo de agua contaminado, El Niagara, Ags., el cual registró un aumento en la DBO₅ de 27.1 mg/l en 1981 a 334 mg/l en 1990 (Flores-Tena y Silva-Briano, 1995), por lo cual indica que los 3 sistemas presentaron una mejor calidad.

Demanda Química de Oxígeno (DQO mg/l).

Arrignon (1979) señala 25 mg/l como límite permisible para la protección de la vida acuática. El embalse TAX registró un DQO de 6.1 ± 2.2 , seguida de STE con 23.3 ± 17.9 y por último, la laguna ZEM alcanzó 24 ± 21.5 (Apéndice C). De acuerdo con el límite ya señalado, los 3 cuerpos de agua se clasifican como aguas de calidad aceptable.

Saturación de Oxígeno Disuelto (%).

Anteriormente se mencionó este parámetro, sin embargo aquí se citará el porcentaje de saturación de oxígeno. Nuevamente la laguna ZEM presentó el promedio más alto durante el ciclo con un valor de 174 %, con un mínimo de 108 % y un máximo de 210 %, le sigue el embalse TAX con una media de 119 %, un mínimo de 25 % y máximo de 175 % y finalmente, el embalse STE que alcanzó un valor promedio de 114 %, con 51.5 % como mínimo y 165 % como máximo. De esta forma los 3 cuerpos de agua presentaron porcentajes arriba del 100 %, siendo más acentuado en la laguna ZEM. También se tomaron muestras de fondo, las cuales mostraron valores bajos de oxígeno disuelto, pero sin llegar a la completa ausencia de oxígeno. Por lo cual, los sistemas perdían oxígeno en la superficie funcionando como una bomba de oxígeno y por lo tanto, registraron una deficiencia de oxígeno en el fondo.

3.4.4. CARACTERIZACIÓN BACTERIOLÓGICA

Coliformes Totales (NMP/100 ml).

La SEDUE (1986) señaló un intervalo de 10,000 - 20,000 NMP/100 ml como límite permisible para la protección de la vida acuática. En los embalses TAX y STE se obtuvieron los valores promedios más altos de 309 ± 464.50 y 181 ± 305.28 respectivamente, además de que en STE durante los 3 primeros muestreos presentó valores bajos en promedio (24 - 33) y en el último muestreo (julio/87) aumentó considerablemente hasta 600 NMP/100 ml. En TAX, aunque registró valores más altos en los 3 primeros muestreos en un intervalo de 125 - 254, también en junio/87 aumentó de manera drástica hasta alcanzar 561 NMP/100 ml. La laguna ZEM presentó un promedio durante el ciclo de 137 ± 219.88 , sin embargo, en el primer muestreo (junio/86) alcanzó un promedio muestral mucho mayor de 362, y durante los siguientes muestreos disminuyó el número en un rango de 8 - 92 (Apéndice C). Es así que los resultados se encuentran dentro de la categoría de aceptable, presentando una mejor calidad la laguna ZEM.

Coliformes Fecales (NMP/100 ml).

El límite que indica la SEDUE (1986) es de 2,000 NMP/100 ml y ningún valor debe ser superior a 4,000 NMP/100 ml. En **STE** la media anual registró de 77 ± 113.51 , el doble resultó en **TAX** con 149 ± 418.97 y en la laguna **ZEM** fue 92 ± 164 . Nuevamente en el último muestreo (julio/87) de **STE** aumentaron las coliformes fecales notablemente y en **TAX** registró valores más altos que en **STE** y finalmente en la laguna **ZEM** durante el primer muestreo (junio/87) obtuvo el mayor número de organismos (268), y en los muestreos subsecuentes fue decreciendo de 67 a 6 NMP/100 ml en el último muestreo (Apéndice C). Por ello, de acuerdo con estos resultados, los 3 cuerpos de agua se encuentran en condiciones aceptables, presentando una mejor calidad el embalse **STE**.

3.5. ÍNDICES SAPROBIOS.

Para obtener el índice saprobio se emplearon las fórmulas de Pantle y Buck (S_{PB}), la de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) y la de Sládeček y Tucek (S). Los datos de cada especie como son: Índice saprobio individual (Si), peso o valor indicador de cada especie (Ii) y el número relativo o proporción de las especies en cada clase saprobio (Apéndice D), fueron tomados de tablas (Sládeček *et al.*, 1981; Sládeček, 1983 y Vilaclara y Sládeček, 1989). Debido a que es fácil de calcular y de entender, el S_{PB} ha sido frecuentemente empleado en el este y centro de Europa (Sládeček, 1979, 1981; Valdecasas y Baltanás, 1990), mientras que el S_{ZM} aunque más laborioso indica más claramente las condiciones de contaminación, pues se calcula cada grado saprobio de tal forma que también puede señalar la tendencia en la contaminación en un cuerpo de agua. Los valores de los índices por muestreo y anual de los tres métodos citados anteriormente se encuentran en el (Apéndice E).

3.5.1. ÍNDICES SAPROBIOS DE PANTLE Y BUCK (S_{PB}) Y ZELINKA Y MARVAN (S_{ZM}).

En el embalse STE la comunidad de rotíferos en el estudio, estuvo representada por 21 especies en donde de 19 de ellas se encontraron valores saprobios en tablas, abarcando el 90 % de las especies presentes. En relación a *Keratella cochlearis* se reconocen varias series y formas (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Pejler, 1980; Chengalath y Koste, 1987), entre las cuales se encuentra *K. cochlearis hispida*, que se caracteriza por presentar una lórica fuerte, frecuentemente ornamentada con espínulas (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Chengalath y Koste, 1987) y el grosor de la lórica esta correlacionado con la turbulencia del agua (Ruttner-Kolisko, 1974). De acuerdo con estas características se decidió tomar los valores saprobios de *K. c. hispida*, la cual también estuvo presente en los dos embalses STE y TAX. De acuerdo con el S_{PB} por muestreo (Fig. 7a), en el primer muestreo (agosto/86) resultó oligosaprobio (1.4), en noviembre/86 incrementó al estado beta-mesosaprobio (1.6), y los muestreos de marzo/87 y julio/87 obtuvieron un índice de 1.2 en ambos, comportándose como oligosaprobio nuevamente.

Con base al S_{ZM} (Fig. 7b), en el primer muestreo (agosto/86) la proporción saprobio más alta fue de 5, donde predominaron las características oligosaprobias; para el siguiente muestreo (noviembre/86) aumentaron las condiciones a un grado beta-mesosaprobio (4.6) y en el tercer y último muestreo, las proporciones más altas fueron 4.8 y 4.7 respectivamente, situándose nuevamente dentro del grado oligosaprobio. Si comparamos la gráfica del S_{PB} por muestreo (Fig. 7a) con sus respectivas gráficas del S_{ZM} por muestreo (Fig. 7b) se observa claramente que las características saprobias predominantes que se muestran a través del S_{ZM} corresponden al mismo resultado, pero integrado en un sólo valor del S_{PB} . Con respecto al índice saprobio anual del S_{PB} (Tabla 4), fue 1.3, que correspondió a un cuerpo de agua oligosaprobio, mientras que con el índice anual S_{ZM} (Tabla 5) la proporción más alta fue 4.8, clasificándose también como un cuerpo de agua oligosaprobio con tendencia hacia la beta-mesosaprobiedad. De esta forma, los índices anuales también corresponden al mismo resultado confirmando así por ambos métodos la clasificación oligosaprobio para este embalse.

La comunidad del embalse STE estuvo formada por 7 especies oligosaprobias: *C. hippocrepis*, *K. bostoniensis*, *K.c. hispida*, *T. bicristata*, *T. elongata*, *T. porcellus*, *T. pusilla*; 5 oligo-beta-mesosaprobias: *A. girodi*, *A. priodonta*, *C. obtusa*, *P. remata*, *S. pectinata*; 1 beta-oligosaprobia *T. tetractis*; 3 especies beta-mesosaprobias: *B. plicatilis*, *B. urceolaris*, *P. vulgaris*; 2 beta-alfa-mesosaprobias: *B. angularis*, *F. longiseta* y 1 especie polisaprobia: *R. neptunia*.

Para el embalse TAX de las 22 especies presentes en la comunidad de rotíferos en este embalse se encontraron 18 en tablas, empleando el 82 % de las especies determinadas. También en este caso se decidió tomar los datos de tablas de *K. cochlearis hispida* por las características citadas anteriormente.

El S_{PB} (Fig. 8a) señala que, en el muestreo inicial (julio/86), el índice fue 1.46, comportándose como oligosaprobio, mientras en los siguientes muestreos de octubre/86, marzo/87 y junio/87, los índices fueron 1.51, 1.6 y 1.9 respectivamente, que correspondieron a condiciones beta-mesosaprobias en estos 3 muestreos incrementándose sucesivamente.

El S_{ZM} por muestreo (Fig. 8b) indica que en julio/86 predominaron las características oligosaprobias (7), en octubre/86 la proporción saprobia incrementó a beta-mesosaprobio (5.1), mientras en los siguientes muestreos de marzo/87 y junio/87 las proporciones más altas fueron 4.6 y 5.1 en el mismo orden, prevaleciendo condiciones beta-mesosaprobias y disminuyendo las características oligosaprobias. Comparando la Fig. 8a del S_{PB} por muestreo con las gráficas de la Fig. 8b del S_{ZM} por muestreo se observa claramente que los resultados son acordes durante los 4 muestreos. Con respecto al S_{PB} anual (Tabla 6), el resultado fue 1.6, que correspondió a un cuerpo de agua beta-mesosaprobio; sin embargo, el S_{ZM} del ciclo anual (Tabla 7) indica que la mayor proporción saprobia estuvo dentro de la oligosaprobiedad (5.7) pero con una tendencia hacia la beta-mesosaprobiedad.

En la presa TAX la comunidad de rotíferos se encontró integrada por: 8 especies oligosaprobias: *C. natans*, *C. unicornis*, *D. macrostyla*, *K. bostoniensis*, *K. c. hispida*, *T. porcellus*, *T. pusilla* y *T. similis*; 4 oligo-beta-mesosaprobias: *A. priodonta*, *F. opoliensis*, *P. remata*, *S. pectinata*, 4 especies beta-mesosaprobias: *A. brightwelli*, *B. plicatilis*, *H. mira* y *P. vulgaris*; 1 especie beta-alfa-mesosaprobia: *F. longiseta* y 1 alfa-mesosaprobia: *B. rubens*.

En la laguna ZEM, de las 36 especies determinadas se utilizaron 32, cubriendo el 89 % de las especies presentes en la comunidad. En este caso, por sus características de la lórica se escogió de tablas los datos de *Keratella cochlearis cochlearis*. El S_{PB} por muestreo (Fig. 9a) indica que en todos los muestreos de junio/86, septiembre/86, marzo/87 y mayo/87, los índices fueron 1.4, 1.3, 1.3 y 1.4 respectivamente, que correspondieron al grado oligosaprobio. Por su parte, el S_{ZM} por muestreo señala también en cada gráfica (Fig. 9b) que la proporción saprobia predominante del primero al último resultaron 5.2, 5.5, 5.7 y 5.8 en el mismo orden, clasificándose como oligosaprobio principalmente. Con respecto al S_{PB} durante el ciclo anual (Tabla 8), el índice fue 1.3, ubicándose como oligosaprobio y a través del S_{ZM} anual (Tabla 9) la proporción saprobia más alta estuvo también dentro del grado oligosaprobio (5.7) con tendencia hacia la beta-mesosaprobiedad (3.5). Por lo tanto, ambos métodos confirman el mismo resultado al clasificar este sistema acuático como oligosaprobio.

En ZEM se encontraron 12 especies oligosaprobias: *A. saltans*, *C. hippocrepis*, *C. unicornis*, *K. bostoniensis*, *L. flexilis*, *L. lunaris*, *L. ovalis*, *N. gliphura*, *T. mucronata*, *T. longiseta*, *T. pusilla*, *T. similis*; 8 oligo-beta-mesosaprobias: *A. girodi*, *A. priodonta*, *C. obtusa*, *F. terminalis*, *L. luna*, *P. remata*, *S. pectinata*, *T. bidens*; 6 especies beta-mesosaprobias: *B. havanaensis*, *B. plicatilis*, *B. urceolaris*, *H. mira*, *L. closterocerca*; *P. vulgaris*; 3 beta-oligosaprobias: *C. catellina*, *K. c. cochlearis*, *T. pocillum*; 2 beta-alfa-mesosaprobias: *B. calyciflorus*, *F. longiseta*; y 1 especie alfa-mesosaprobias: *B. rubens*.

Fig. 7a Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}) por muestreo en el embalse Sta. Elena (STE).

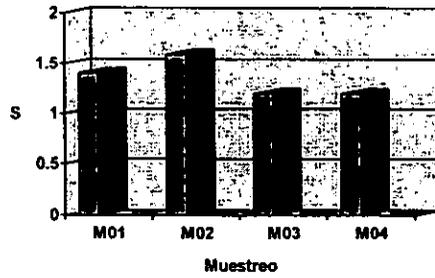
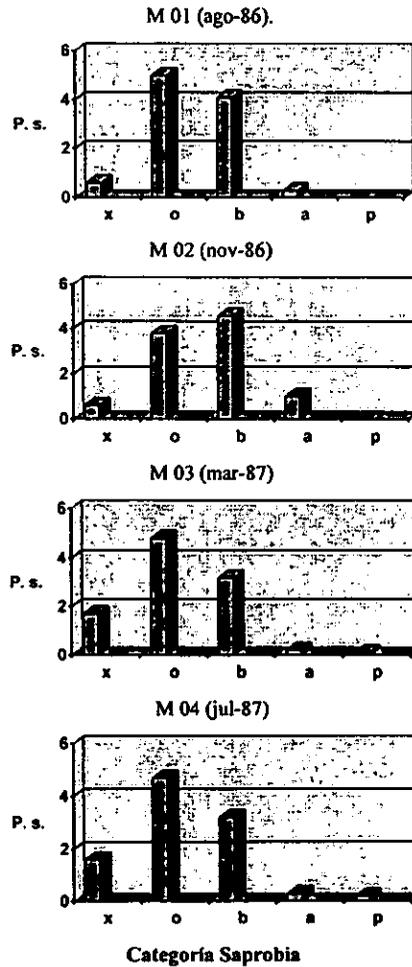


Fig. 7b Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) por muestreo de STE.



Nota: P. s. = Proporción saprobio, x = xenosaprobio, o = oligosaprobio, b = beta-mesosaprobio, a = alfa-mesosaprobio y p = polisaprobio. S = Índice Saprobio

Fig. 8a. Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}) por muestreo en el embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX).

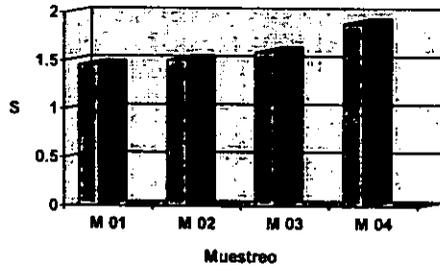
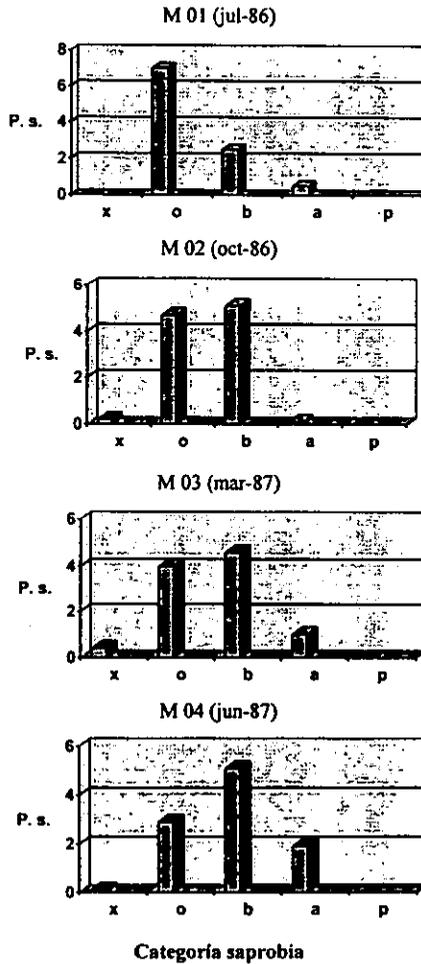


Fig. 8b. Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) por muestreo de TAX.



Nota: P. s. = Proporción saprobio, x = xenosaprobio
 o = oligosaprobio, b = beta-mesosaprobio
 a = alfa-mesosaprobio y p = polisaprobio
 S = Índice Saprobio

Fig. 9a Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}) por muestreo en la Laguna Zempola (ZEM).

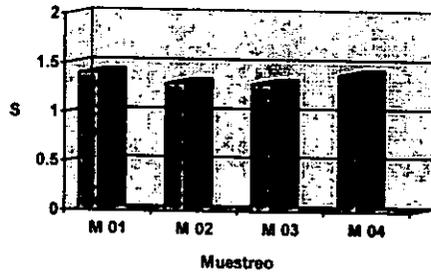
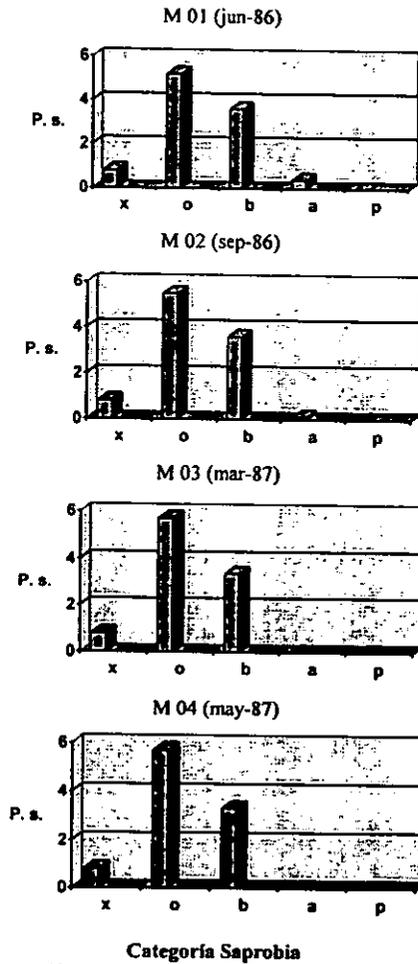


Fig. 9b Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) por muestreo de ZEM.



Nota: P. s. = Proporción saprobio, x = xenosaprobio
 o = oligosaprobio, b = beta-mesosaprobio,
 a = alfa-mesosaprobio y p = polisaprobio
 S = Índice Saprobio.

Tabla 4. Índice Saprobio final de Pantle y Buck (S_{PB}) del embalse Sta. Elena (STE).

Especie	hi (org/m ³)	Si	hi · Si
<i>A. girodi</i>	3 200	1.4	4 480
<i>A. priodonta</i>	11 800	1.5	17 700
<i>B. angularis</i>	400	2.5	1 000
<i>B. plicatilis</i>	400	2.0	800
<i>B. urceolaris</i>	1 000	2.2	2 200
<i>C. obtusa</i>	1 400	1.5	2 100
<i>C. hippocrepis</i>	55 400	1.1	60 940
<i>F. longiseta</i>	3 200	2.3	7 360
<i>K. bostoniensis</i>	1 600	1.2	1 920
<i>K. c. hispida</i>	148 200	1.1	163 020
<i>P. remata</i>	58 400	1.5	87 600
<i>P. vulgaris</i>	19 600	2.1	41 160
<i>R. neptunia</i>	1 600	3.8	6 080
<i>S. pectinata</i>	2 400	1.7	4 080
<i>T. bicristata</i>	3 000	1.0	3 000
<i>T. elongata</i>	200	1.0	200
<i>T. porcellus</i>	400	1.2	480
<i>T. pusilla</i>	1 200	1.3	1 560
<i>T. tetractis</i>	200	1.6	320
TOTAL	313,600		406,000

$$S_{PB} = 406,000 / 313,600 = 1.3 \quad \text{Oligosaprobio}$$

Tabla 5. Índice Saprobio final de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) del embalse Sta. Elena (STE).

Especie	N (org/m ³)	l	x	o	β	α	ρ	N · l
<i>A. girodi</i>	3 200	3	0	57 600	38 400	0	0	9 600
<i>A. priodonta</i>	11 800	1	11 800	47 200	47 200	11 800	0	11 800
<i>B. angularis</i>	400	3	0	0	6 000	6 000	0	1 200
<i>B. plicatilis</i>	400	5	0	0	20 000	0	0	2 000
<i>B. urceolaris</i>	1 000	4	0	0	32 000	8 000	0	4 000
<i>C. obtusa</i>	1 400	1	1 400	5 600	5 600	1 400	0	1 400
<i>C. hippocrepis</i>	55 400	2	221 600	554 000	332 400	0	0	110 800
<i>F. longiseta</i>	3 200	2	0	6 400	32 000	25 600	0	6 400
<i>K. bostoniensis</i>	1 600	3	4 800	28 800	14 400	0	0	4 800
<i>K. c. hispida</i>	148 200	2	592 800	1 482 000	889 200	0	0	296 400
<i>P. remata</i>	58 400	3	0	876 000	876 000	0	0	175 200
<i>P. vulgaris</i>	19 600	2	0	78 400	196 000	117 600	0	39 200
<i>R. neptunia</i>	1 600	4	0	0	0	12 800	51 200	6 400
<i>S. pectinata</i>	2 400	2	0	19 200	24 000	4 800	0	4 800
<i>T. bicristata</i>	3 000	5	0	150 000	0	0	0	15 000
<i>T. elongata</i>	200	5	0	10 000	0	0	0	1 000
<i>T. porcellus</i>	400	4	0	12 800	3 200	0	0	1 600
<i>T. pusilla</i>	1 200	4	0	33 600	14 400	0	0	4 800
<i>T. tetractis</i>	200	5	0	4 000	6 000	0	0	320
Total	313,600		832,400	3,366,600	2,536,800	188,000	51,200	697,400

1.2 4.8 3.6 0.3 0.1

Oligosaprobio → β-mesosaprobio

Tabla 6. Índice Saprobio final de Pantle y Buck (S_{PB}) del embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX).

Especie	hi (org/m ³)	Si	hi · Si
<i>A. brightwelli</i>	5 000	2.3	11 500
<i>A. priodonta</i>	16 200	1.5	24 300
<i>B. plicatilis</i>	600	2.0	1 200
<i>B. rubens</i>	400	3.2	1 280
<i>C. natans</i>	21200	1.0	21 200
<i>C. unicornis</i>	19 000	1.3	24 700
<i>D. macrostyla</i>	200	1.2	240
<i>F. longiseta</i>	14 400	2.3	33 120
<i>F. opoliensis</i>	9 400	1.6	15 040
<i>H. mira</i>	4 000	1.8	7 200
<i>K. bostoniensis</i>	5 500	1.2	6 600
<i>K. c. hispida</i>	3 000	1.1	3 300
<i>P. remata</i>	20 100	1.5	30 150
<i>P. vulgaris</i>	13 100	2.1	27 510
<i>S. pectinata</i>	5 000	1.7	8 500
<i>T. porcellus</i>	200	1.2	240
<i>T. pusilla</i>	400	1.3	520
<i>T. similis</i>	3 000	1.3	3 900
TOTAL	140,700		220,500

$$S_{PB} = 220,500 / 140\,700 = 1.6 \quad \beta\text{-mesosaprobio}$$

Tabla 7. Índice Saprobio final de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) del embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX).

Especie	N (org/m ³)	l	x	o	β	α	ρ	N - l
<i>A. brightwelli</i>	5 000	4	0	0	140 000	60 000	0	20 000
<i>A. priodonta</i>	16 200	1	16 200	64 800	64 800	16 200	0	16 200
<i>B. plicatilis</i>	600	5	0	0	30 000	0	0	3 000
<i>B. rubens</i>	400	3	0	0	1 200	7 200	3 600	1 200
<i>C. natans</i>	21 200	5	0	1 060 000	0	0	0	106 000
<i>C. unicornis</i>	19 000	4	0	532 000	22 800	0	0	76 000
<i>D. macrostyla</i>	200	1	200	1 200	400	200	0	200
<i>F. longiseta</i>	14 400	2	0	28 800	144 000	115 200	0	28 800
<i>F. opoliensis</i>	9 400	3	0	112 800	169 200	0	0	28 200
<i>H. mira</i>	4 000	4	0	32 000	128 000	0	0	16 000
<i>K. bostoniensis</i>	5 500	3	16 500	99 000	49 500	0	0	16 500
<i>K. c. hispida</i>	3 000	2	12 000	30 000	18 000	0	0	6 000
<i>P. remata</i>	20 100	3	0	301 500	301 500	0	0	60 300
<i>P. vulgaris</i>	13 100	2	0	52 400	131 000	78 600	0	26 200
<i>S. pectinata</i>	5 000	2	0	40 000	50 000	10 000	0	10 000
<i>T. porcellus</i>	200	4	0	6 400	1 600	0	0	800
<i>T. pusilla</i>	400	4	0	11 200	4 800	0	0	1 600
<i>T. similis</i>	3 000	4	0	84 000	36 000	0	0	12 000
TOTAL	140,700		44,900	2,456,100	1,498,000	287,400	3,600	429,000

0.1 5.7 3.5 0.7 0

Oligosaprobio → β -mesosaprobio

Tabla 8. Índice Saprobio final de Pantle y Buck (S_{PB}) de la Laguna Zempoala (ZEM).

Especie	hi (org/m ³)	Si	hi · Si
<i>A. saltans</i>	200	1.0	200
<i>A. girodi</i>	6 600	1.4	9 240
<i>A. priodonta</i>	1 600	1.5	2 400
<i>B. calyciflorus</i>	200	2.5	500
<i>B. havanaensis</i>	200	2.3	460
<i>B. plicatilis</i>	1 400	2.0	2 800
<i>B. rubens</i>	200	3.2	640
<i>B. urceolaris</i>	800	2.2	1 760
<i>C. catellina</i>	1 200	1.7	2 040
<i>C. obtusa</i>	400	1.5	600
<i>C. hippocrepis</i>	1 800	1.1	1 980
<i>C. unicornis</i>	1 000	1.3	1 300
<i>F. longiseta</i>	4 200	2.3	9 660
<i>F. terminalis</i>	3 800	1.4	5 320
<i>H. mira</i>	62 000	1.8	111 600
<i>K. bostoniensis</i>	1 261 200	1.2	1 513 440
<i>K.c. cochlearis</i>	69 800	1.7	118 660
<i>L. closteroerca</i>	400	2.1	840
<i>L. flexilis</i>	600	1.1	660
<i>L. luna</i>	1 800	1.5	2 700
<i>L. lunaris</i>	1 800	2.0	3 600
<i>L. ovalis</i>	1 800	1.2	2 160
<i>N. glyphura</i>	200	1.4	280
<i>P. remata</i>	86 000	1.5	129 000
<i>P. vulgaris</i>	31 400	2.1	65 940
<i>S. pectinata</i>	31 600	1.7	53 720
<i>T. mucronata</i>	600	2.0	1 200
<i>T. bidens</i>	3 800	1.3	4 940
<i>T. longiseta</i>	1 800	1.2	2 160
<i>T. pusilla</i>	400	1.3	520
<i>T. similis</i>	63 000	1.3	81 900
<i>T. pocillum</i>	1 800	1.3	2 880
TOTAL	1,643,600		2,135,000

$$S_{PB} = 2,135,000 / 1,643,600 = 1.3 \quad \text{Oligosaprobio}$$

Tabla 9. Índice Saprobio final de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) de la Laguna Zempoala (ZEM).

Especie	N(org/m ³)	I	x	o	β	α	ρ	(N · I)
<i>A. saltans</i>	200	5	0	10 000	0	0	0	1 000
<i>A. girodi</i>	6 600	3	0	118 800	79 200	0	0	19 800
<i>A. priodonta</i>	1 400	1	1 400	5 600	5 600	1 400	0	1 400
<i>B. calyciflorus</i>	200	3	0	0	3 000	3 000	0	600
<i>B. havanaensis</i>	200	4	0	0	5 600	2 400	0	800
<i>B. plicatilis</i>	1 400	5	0	0	70 000	0	0	7 000
<i>B. rubens</i>	200	3	0	0	600	3 600	1 800	600
<i>B. urceolaris</i>	800	4	0	0	25 600	6 400	0	3 200
<i>C. catellina</i>	1 200	2	0	9 600	12 000	2 400	0	2 400
<i>C. obtusa</i>	400	1	400	1 600	1 600	400	0	400
<i>C. hippocrepis</i>	1 800	2	7 200	18 000	10 800	0	0	3 600
<i>C. unicornis</i>	1 000	4	0	28 000	12 000	0	0	4 000
<i>F. longiseta</i>	4 200	2	0	8 400	42 000	33 600	0	8 400
<i>F. terminalis</i>	3 800	3	0	68 400	45 600	0	0	11 400
<i>H. mira</i>	62 000	4	0	496 000	1 984 000	0	0	48 000
<i>K. bostoniensis</i>	1 261 200	3	3 783 600	22 701 600	11 350 800	0	0	3 783 600
<i>K. c. cochlearis</i>	69 800	1	69 800	209 400	349 000	0	0	69 800
<i>L. closterocerca</i>	400	2	0	1 600	4 000	2 400	0	800
<i>L. flexilis</i>	600	5	0	27 000	3 000	0	0	3 000
<i>L. tuna</i>	1 800	1	1 800	7 200	7 200	1 800	0	1 800
<i>L. lunaris</i>	1 800	3	0	16 200	21 600	16 200	0	5 400
<i>L. ovalis</i>	1 800	3	5 400	32 400	16 200	0	0	5 400
<i>N. glyphura</i>	200	3	0	3 600	1 800	600	0	600
<i>P. remata</i>	86 000	3	0	1 290 000	1 290 000	0	0	258 000
<i>P. vulgaris</i>	31 400	2	0	125 600	314 000	188 400	0	62 800
<i>S. pectinata</i>	31 600	2	0	252 800	316 000	63 200	0	63 200
<i>T. mucronata</i>	600	4	0	19 200	4 800	0	0	2 400
<i>T. bidens</i>	3 800	4	0	106 400	45 600	0	0	15 200
<i>T. longiseta</i>	1 800	4	0	57 600	14 400	0	0	7 200
<i>T. pusilla</i>	400	4	0	11 200	4 800	0	0	1 600
<i>T. similis</i>	63 000	4	0	1 764 000	756 000	0	0	252 000
<i>T. pocillum</i>	1 800	3	0	21 600	32 400	0	0	5 400
TOTAL	1,643,300		3,869,600	27,411,800	16,829,200	325,800	1,800	4,850,800

0.8

5.7

3.5

0.1

0

Oligosaprobio → β -mesosaprobio

3.5.2. ÍNDICE SAPROBIO (S) POR EL MÉTODO DE SLÁDECEK Y TUCEK (1975).

Numerosos investigadores publicaron resultados mostrando la relación de los grados saprobios y los valores de la DBO₅ o DBO₂ de cuerpos de agua permanentes y corrientes. La DBO₅ es una limitante importante para los procesos bioquímicos en las aguas superficiales (Sládecek y Tuček, 1975). Estos autores realizaron ecuaciones y gráficas a través de datos estadísticos que demuestran la relación entre el Índice Saprobio "S" y la DBO₅ obteniendo las constantes de las ecuaciones por computadora. En este caso se emplearon las constantes que señalan los autores para un intervalo de la DBO₅: $0 \leq L \leq 50$.

Índice Saprobio (S) de STE en el primer muestreo (agosto/86) resultó un índice $S = 2.2$, beta-mesosaprobio; en el siguiente muestreo, noviembre/86 decreció el índice $S = 1.48$, presentándose características oligosaprobias; mientras que en marzo/87 y julio/87 los índices fueron 1.9 y 2.2 respectivamente, resultando nuevamente beta-mesosaprobios (Apéndice E). La variación del índice saprobio durante el ciclo anual en STE indicó que en el primer y último muestreo (agosto/86 y julio/87) los índices saprobios son los más elevados en comparación con los otros muestreos, esto se explica por el hecho de que dichos muestreos se realizaron durante la temporada de lluvias y, por lo tanto, aumentó la materia orgánica por el arrastre de las lluvias, y el valor más bajo resultó en el tercer muestreo (marzo/87) durante la temporada de estiaje. Durante el ciclo anual, el índice saprobio obtenido para una DBO₅ promedio de 3.5 mg/l fue $S = 2$, el cual corresponde al criterio beta-mesosaprobio, es decir, moderadamente contaminada. Sustituyendo los valores en la fórmula resultó lo siguiente:

$$S = \frac{0.218 (4.93) [3.5 - 0.44]}{1 + 0.218 (3.5 - 0.44)} = \frac{3.290}{1.667} = 2 \text{ } \beta\text{-mesosaprobio.}$$

En el embalse TAX, en el muestreo inicial (julio/86) el índice fue $S = 1.53$, ubicándose dentro del límite inferior de la categoría beta-mesosaprobia; en el siguiente muestreo de octubre/86 también se clasificó como beta-mesosaprobio ($S = 2$); posteriormente en el tercer muestreo (marzo/87) mejoró la calidad, obteniendo el índice más bajo del ciclo ($S = 0.9$) clasificándose dentro de la oligosaprobiedad, y por último, en junio/87 el índice resultante fue $S = 2.48$, calificándose como beta-mesosaprobio nuevamente. El índice saprobio anual durante el estudio fue $S = 1.9$, con una DBO₅ promedio de 3.3 mg/l clasificando el sistema como beta-mesosaprobio también. Sustituyendo los valores en la fórmula resultó:

$$S = \frac{0.218 (4.93) [3.3 - 0.44]}{1 + 0.218 (3.3 - 0.44)} = \frac{3.075}{1.623} = 1.9 \text{ } \beta\text{-mesosaprobio}$$

La laguna ZEM en el primer muestreo (junio/86) obtuvo el índice más alto ($S = 2.51$) durante la temporada de lluvias, clasificándose con un grado alfa-mesosaprobio; en los siguientes dos muestreos (septiembre/86 y marzo/87), los índices fueron los siguientes 1.7 y 1.9 respectivamente, dentro de la categoría beta-mesosaprobia, y en el último muestreo (mayo/87) registró el mejor índice ($S = 1.3$), clasificándose como oligosaprobio, es decir, ligeramente contaminado. El índice saprobio anual con una DBO₅ promedio de 3.4 mg/l fue $S = 1.9$,

correspondiente a un cuerpo de agua beta-mesosaprobio. Los valores sustituidos en la fórmula se muestran a continuación:

$$S = \frac{0.218 (4.93) [3.4 - 0.44]}{1 + 0.218 (3.3 - 0.44)} = \frac{3.182}{1.645} = 1.9 \text{ } \beta\text{-mesosaprobio.}$$

Al comparar los resultados obtenidos empleando las ecuaciones con el nomograma de la calidad del agua de Sládecek y Tucek (1991) no se observaron diferencias confirmando el mismo resultado.

De acuerdo con la tabla de valores guía de calidad de aguas naturales y contaminadas de Vilaclara *et al.* (1991), los resultados del índice saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}), se ubicaron en las siguientes categorías: el embalse STE y la laguna ZEM fueron oligosaprobios, mientras que TAX resultó beta-mesosaprobio; en la relación a la DBO₅ se clasificaron los 3 sistemas como oligosaprobios, por estar en el intervalo de 2.5 - 5 mg/l de DBO₅; sin embargo, en el nivel trófico se ubicaron en una zona de transición de oligotrofia a mesotrofia, además, se carecen de datos de la concentración de clorofila a (mg/m³) para realizar una clasificación más precisa del estado trófico en estos sistemas. Por otra parte, el porcentaje de saturación de oxígeno indicó un estado meso-eutrófico para los embalses STE y TAX, y señaló un grado eutrófico en la laguna ZEM; sin embargo, los límites que marca la tabla guía indican valores tentativos sujetos a ulterior comprobación. Por ello en un estudio futuro sería conveniente incrementar e incluir otros descriptores, como los nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal, para así contar con más elementos que caractericen un cuerpo de agua.

En un estudio más reciente en el lago de Pátzcuaro, Mich., se encontró al mismo en proceso de eutroficación y el índice saprobio final del lago con base en la presencia de organismos fitoplanctónicos y zooplanctónicos, entre ellos 16 especies de rotíferos fue $S = 2.2$, el cual se encuentra en el límite superior para utilizarse como aporte de agua potable de acuerdo con la regulación en Checoslovaquia, y que puede ser también aplicada a otros países (Sládecek, 1985; Sládecek y Vilaclara, 1993). Por ello los embalses STE y TAX, así como la laguna ZEM, se encontraron también dentro de los límites permisibles como aporte de agua potable de acuerdo con la regulación de Checoslovaquia, donde marca un índice saprobio de $S = 3.2$ como el límite superior permisible para la contaminación de cuerpos de agua (Sládecek, 1985).

3.6. ESTADO TRÓFICO.

Las condiciones tróficas se relacionan con las características saprobias algunas veces directamente, pero en y otras ocasiones existen discrepancias (Sládeček, 1983). En forma general todos los rotíferos listados como xenosaprobios y oligosaprobios pueden ser considerados como oligotróficos, y todas las especies listadas como beta-mesosaprobios y alfa-mesosaprobios son indicadores de condiciones eutróficas (*Op. cit.*).

Debido a que el género *Brachionus* esta relacionado con aguas eutróficas y *Trichocerca* es casi puramente oligotrófico, Sládeček (1983) estableció un cociente entre estos géneros Q_{BT} y éste puede ser utilizado para cuerpos de agua individuales, aguas estancadas y corrientes por lo cual se considera válido para el limnoplanton y plancton litoral (Sládeček, 1983). Los valores del cociente Q_{BT} menor de 1.0 indican oligotrofia, valores entre 1 y 2 muestran un grado de mesotrofia y por arriba de 2 señalan eutrofia.

Es así como el cociente Q_{BT} en el embalse STE fue 0.75 indicando características oligotróficas, en TAX resultó 1.0 es decir oligo-mesotróficas y en la laguna ZEM obtuvo 1.5, señalando condiciones mesotróficas. En un estudio fitoplanctónico reciente de la laguna Zempoala, donde las Bacillariophyta representaron el grupo de mayor diversidad de especies (26) (Guerrero y Garduño, 1993), lo cual también es característico de cuerpos de aguas mesotróficos.

Por otra parte, de acuerdo con Karabin (1985 en Habdija *et al.*, 1993), quien clasificó el zooplanton en 4 categorías tróficas. El grupo I esta compuesto por microfiltradores consumidores de bacterias y detritus en suspensión, el grupo II por microfiltradores que se alimentan de bacterias-detritus en suspensión y nanofitoplancton, el grupo III por macrofiltradores consumidores de nanofitoplancton, incluyendo algas filamentosas y el grupo IV está compuesto por los depredadores.

En forma general, en los 3 cuerpos de agua los principales grupos representados por las diferentes especies son los siguientes: grupo I: *C. hippocrepis*, *F. longiseta*, *H. mira* y *K. cochlearis*, del grupo II: *C. natans* y *K. bostoniensis*, grupo III: *P. remata*, *P. vulgaris*, *S. pectinata* y *Trichocerca spp.* y el último grupo representado por los depredadores *A. brightwelli*, *A. girodi* y *A. priodonta* los cuales no fueron abundantes.

Siegfried *et al.* (1989) citó *K. bostoniensis* como parte de una comunidad productiva y diversa en los lagos básicos de Adirondack N. Y. Por otra parte, Habdija *et al.* (1993) reportaron una comunidad con estas características en el lago oligotrófico Kozjak. De Manuel y Armengol (1993) indicaron la presencia de *Ploesoma hudsoni*, *Collotheca pellagica*, *Trichocerca cylindrica*, *Hexarthra mira* y *Conochilus spp.* como una asociación común en reservorios de aguas blandas en el noroeste de España y *P. remata*, *S. pectinata*, *Gastropus stylifer*, *Ascomorpha spp.* y *Asplanchna spp.* comprendieron un grupo de especies comunes en reservorios principalmente alcalinos de España.

3.7. ÍNDICE DE LA CALIDAD DEL AGUA (ICA).

Dicho índice es una forma de agrupación simplificada de algunos parámetros indicadores de un deterioro en la calidad del agua, de esta forma evalúa la calidad de los cuerpos de agua (León, 1992; INEGI, 1995). El ICA es de tipo multiplicativo y se le asignan pesos específicos a cada parámetro. Este método se considera el más adaptable a la situación de nuestro país, es básicamente el sistema de Dinius 1987 modificado con la inclusión de algunos parámetros sugeridos por el Instituto de Ingeniería de la U.N.A.M. (1974). El resultado del ICA que se obtiene está en un intervalo de 0 - 100, a partir del cual y en función del uso del agua, se estima el nivel de contaminación (León, 1992). Por lo tanto, entre más alto es el ICA la calidad del sistema será mejor.

Los valores de cada parámetro, su calificación con base en las curvas de sensibilidad y el resultado del ICA por muestreo y anual de cada localidad se encuentran en el Apéndice F. Para la clasificación de los cuerpos de agua se empleó la escala de calificación del ICA en función del uso del agua, de acuerdo con León (1992).

En el embalse STE durante el primer muestreo (agosto/86) obtuvo el ICA más bajo (69), reflejo de la menor concentración de oxígeno disuelto y las mayores concentraciones de la DQO, nitrógeno amoniacal, nitratos, sólidos suspendidos, silicatos y SAAM del ciclo; además, dicho muestreo correspondió a la temporada de lluvias, junto con la más baja transparencia y calificó como de aceptable calidad; en el siguiente muestreo (noviembre/86) registró un mejor índice (82); para el tercer muestreo (marzo/87) presentó el índice más alto del ciclo (85) y, por ende, la mejor calidad y esto es debido a las más bajas concentraciones de la DBO₅, DQO, coliformes totales y fecales; en el último muestreo (julio/87) observó un decremento en el índice, con un valor de 74 puntos aunado a los valores más altos de la DBO₅, DQO, nitratos, sulfatos, cloruros, coliformes totales y fecales durante el estudio. Los 3 últimos muestreos se clasificaron como de excelente calidad para la vida acuática y en relación con el ICA anual promedio el resultado fue 75.

Para el embalse TAX en el inicio (julio/86) registró el índice más bajo (70), reflejo de la menor concentración de oxígeno disuelto, así como los valores más altos de nitrógeno amoniacal, sólidos suspendidos y SAAM; este muestreo correspondió a la temporada de lluvias, en octubre/86 las condiciones mejoraron (80), mientras que en marzo/87 alcanzó la mejor calidad el sistema, con un valor de 85 puntos consecuencia de la segunda concentración de oxígeno disuelto más alta del ciclo y la más baja de DBO₅, aunque también se observaron altas concentraciones de DQO, sulfatos, cloruros y silicatos; dicho muestreo se realizó durante la temporada de estiaje y en junio/87 disminuyó ligeramente el índice a 81 puntos. Los 4 muestreos se ubicaron dentro de la calidad de excelente para la vida acuática y el resultado del ICA anual promedio fue (75)

En la laguna ZEM en el primer muestreo (junio/86) también se registró el ICA más bajo (68) durante la temporada de lluvias, junto con los valores más altos de los siguientes parámetros temperatura, oxígeno disuelto, DBQ₅, DQO, nitrógeno amoniacal, dureza total, cloruros, coliformes totales, coliformes fecales y sólidos suspendidos, aunado a la más baja transparencia del ciclo; en los siguientes muestreos se observó un ligero y constante aumento en los índices y calidad del agua septiembre/86 registró 79 puntos, en marzo/87 con 81 puntos y en el último

muestreo (mayo/87) alcanzó el índice más alto (86) reflejo de la segunda concentración de oxígeno disuelto más alta y la mayor transparencia del ciclo, así como los valores promedios más bajos de los siguientes parámetros DBO₅, nitrógeno amoniacal, nitratos, silicatos y sólidos suspendidos. Por su parte el ICA anual durante el ciclo fue de 73, de esta forma, sólo el primer muestreo se clasificó como aceptable y los 3 siguientes se ubicaron dentro del intervalo de excelente calidad para la vida acuática.

Al considerar el ICA promedio anual de los 3 sistemas acuáticos (STE, TAX y ZEM) y de acuerdo con la clasificación del uso del agua según León (1992), se ubican dentro del intervalo de excelente calidad para la vida acuática, la pesca y uso recreativo (cualquier tipo de deporte acuático), así como aceptable para la agricultura (purificación menor para cultivos que requieran de alta calidad de agua) y levemente contaminada para uso como agua potable.

Si se considera la escala general de evaluación de la SARH todos los resultados del ICA anual promedio de los 3 sistemas acuáticos se ubican dentro de la categoría de aguas de calidad aceptable para la vida acuática, piscicultura, recreación con contacto primario, riego agrícola y agua potable.

3.8. COMPARACIÓN ENTRE LOS ÍNDICES SAPROBIOS Y EL ÍNDICE DE LA CALIDAD DEL AGUA.

Para la realización de este estudio se emplearon el S_{PB} que muestra las condiciones saprobias del cuerpo de agua, el S_{ZM} señala la tendencia de la contaminación por una proporción en cada clase saprobia, el S presenta una buena correlación la DBO₅ con la saprobiedad y el ICA agrupa un conjunto de parámetros indicadores de la calidad del agua.

Varios investigadores han llevado a cabo diferentes estudios comparativos de algunos métodos para determinar el estado saprobio, grado trófico y calidad del agua en sistemas lóticos y lénticos. Entre ellos se encuentran Dresscher y van der Mark (1976) que diseñaron un método simplificado para la evaluación saprobia de aguas superficiales, en el cual no es necesario determinar con certeza las especies de organismos presentes. Este método fue comparado con el Índice Saprobio de Zelinka y Marvan por Van Nuland y Meis (1980), donde encontraron que las gráficas de cada método caen en la misma área de transición oligosaprobia y beta-mesosaprobia. Márquez (1985) relacionó el ICA con diferentes índices como el de diversidad de Margalef, Shannon-Weaver y el Índice Biótico de Vernaux y Tuffery en el río Amacuzac. Otro estudio comparativo lo presentan Valdecasas y Baltanás (1990) donde emplean 2 métodos estadísticos no estandarizados para obtener medidas cuantitativas del poder indicador de índices biológicos y compara sus resultados con los del Índice Saprobio de Pantle y Buck.

En este estudio se realizó la comparación de 3 de los métodos (S_{PB} , S_{ZM} e ICA), de manera directa, ya que son de los que se obtienen valores numéricos. Los valores por muestreo y anual de cada método de las 3 localidades se encuentran en el Apéndice G. Para complementar la comparación se llevo a cabo una prueba de correlación no paramétrica utilizando el coeficiente de correlación por rangos de Spearman, para establecer estadísticamente la existencia de relación entre los 3 métodos.

En la Fig. 10a del embalse STE se muestra que el S_{PB} indicó condiciones oligosaprobias en 3 muestreos y uno beta-mesosaprobio; por el contrario, el S señaló condiciones oligosaprobias en un muestreo y beta-mesosaprobias en los siguientes; mientras que el ICA sólo el primer muestreo resultó con calidad aceptable y los 3 siguientes se clasificaron con excelente calidad para la vida acuática.

En el embalse TAX (Fig. 10b) el S_{PB} clasificó 3 muestreos como beta-mesosaprobios y el primero (julio/86) como oligosaprobio; el S también señaló 3 muestreos dentro de la categoría beta-mesosaprobia y el tercer muestreo (marzo/87) fue oligosaprobio; mientras que el ICA en el muestreo inicial indicó calidad aceptable y los siguientes se clasificaron de excelente calidad para la vida acuática.

Para la Laguna ZEM en la Fig. 10c se observa que el S_{PB} clasificó todos los muestreos como oligosaprobios; el S resultó en el primer muestreo alfa-mesosaprobio, los 2 siguientes beta-mesosaprobios y el último oligosaprobio, mientras que el ICA sólo clasificó el muestreo inicial como aceptable y los siguientes de excelente calidad para la vida acuática.

De forma general, se puede observar que al emplear la comunidad de rotíferos en el S_{PB} se obtuvo un grado oligosaprobio, mientras que el S a través de la DBO_5 resultó con una categoría inmediata superior (beta-mesosaprobio). Esto se explica porque la comunidad biológica de rotíferos tiene un cierto grado de sensibilidad a los cambios en la calidad del agua, por lo cual las alteraciones en la estructura de la comunidad permanecen por un tiempo más largo. Por lo tanto, el índice saprobio final resulta atenuado con respecto al que indica la DBO_5 . Es decir, los índices biológicos pueden detectar estas alteraciones sobre periodos más largos.

De acuerdo con las gráficas de comparación de los Índices Saprobios (S_{PB} y S_{ZM}) y el ICA (Fig. 10a - 10c) es claro que mientras el ICA mostró un incremento o decremento en la calidad del agua, esto también se reflejó principalmente en el Índice Saprobio S a través de la DBO_5 , y en segundo lugar por el Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}).

En relación con la mayor abundancia de las comunidades de rotíferos en los embalses STE y TAX, se registraron principalmente en el primer muestreo, estos muestreos correspondieron al verano durante la temporada de lluvias, aunque la mejor calidad de los dos sistemas fue en marzo/87. En la laguna ZEM, la mayor abundancia se observó en marzo/87 durante la temporada de invierno, aunque en el último muestreo de mayo/87 se registró la mejor calidad (86), mientras que la menor población se presentó en junio/86, con el ICA más bajo del ciclo (68).

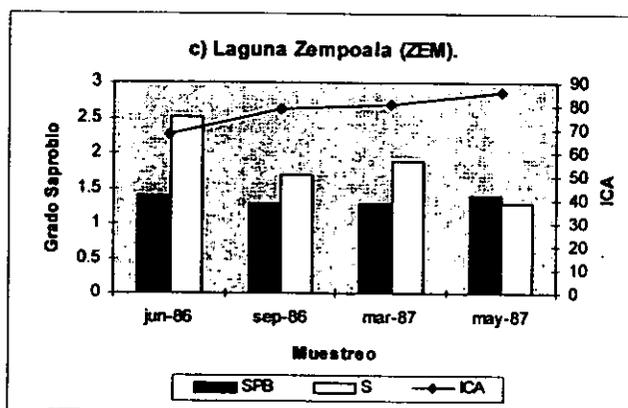
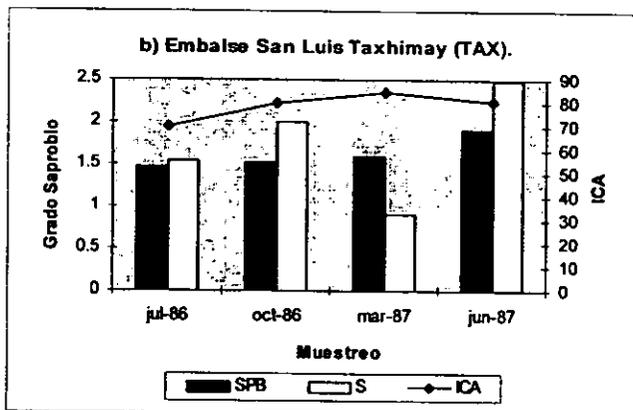
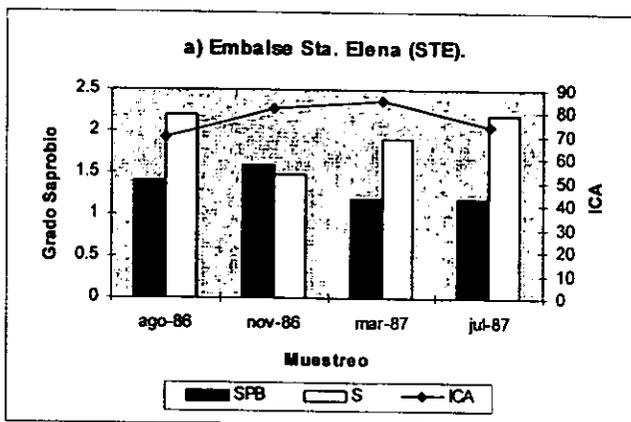
De acuerdo con Cairns *et al.* (1968) y Green (1993), un indicador de la salud en un sistema acuático es la diversidad biológica, así como una disminución en el número de especies presentes (fitoplanctónicas y zooplanctónicas), al aumentar el estado trófico y la contaminación biológica y antropogénica del mismo.

Diferentes estudios en cuerpos de agua con cambios en su estado trófico de mesotrófico a eutrófico o claramente eutróficos y aumento en el grado de contaminación, han reportado una disminución del número de especies de rotíferos presentes como: Suárez *et al.* (1986); Chang (1989); Suárez *et al.* (1991); Sládeček y Vilaclara (1993); Calderón (1995); López-Adrian y Herrera-Silveira, (1994) y Flores-Tena y Silva-Briano (1995) en un reservorio contaminado, donde las especies más abundantes fueron *Brachionus calyciflorus*, *B. caudatus* y *B. urceolaris*.

Finalmente, se realizó una correlación no paramétrica empleando el coeficiente de correlación por rangos de Spearman con todos los resultados por muestreo y anual, de los 3 métodos en las 3 localidades. De ello resultó que sólo hay una correlación inversa significativa entre el Índice Saprobio (S) a través de la DBO_5 y el Índice de la Calidad del Agua (ICA), con un valor del coeficiente de Spearman -0.57 ($p > 0.05$).

Esta correlación se explica porque el índice saprobio S se obtiene a partir de un parámetro físico-químico la DBO_5 , el ICA agrupa un conjunto de descriptores físico-químicos, y ambos métodos evalúan la calidad del agua en forma puntual. Por lo tanto, los métodos biológicos y físico-químicos se complementan para evaluar la calidad de los sistemas acuáticos.

Fig. 10 Comparación entre los Índices Saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}), de la DBO₅ (S) e Índice de la Calidad del Agua (ICA).



CONCLUSIONES

Se determinaron 50 especies de rotíferos pertenecientes a 17 familias y 24 géneros. El 68 % fueron cosmopolitas, de América 8 %, Pancontinentales 4%, de Europa 2 % y Tropicales 2 % y un 6% carecen de información, y se incluyeron 2 nuevos registros.

Las familias más representadas con el mayor número de especies fueron: Brachionidae, Trichocercidae, Lecanidae y Synchaetidae. Las especies más abundantes durante el ciclo anual fueron: *K. cochlearis*, *P. remata* y *C. hippocrepis* en el embalse Sta. Elena; *C. natans*, *P. remata* y *C. unicornis* en Sn. Luis Taxhimay; y *K. bostoniensis*, *P. remata* y *K. cochlearis* en la Laguna Zempoala.

La comunidad de rotíferos de los 3 sistemas acuáticos se agruparon principalmente en especies dominantes, temporales y raras distribuidas en los diferentes cuerpos de agua.

De las especies importantes 9 fueron perennes con máximas abundancias en los embalses principalmente en verano y otoño: *A. girodi*, *A. priodonta*, *H. mira*, *K. cochlearis*, *P. remata*, *P. vulgaris* y *T. similis*; y en la Laguna Zempoala en invierno y primavera básicamente fueron: *H. mira*, *K. bostoniensis*, *S. pectinata* y *T. similis*.

Se determinaron 8 especies estacionales: con desarrollo en verano *C. natans*, *F. longiseta* y *T. bicristata*; en otoño *Cephalodella sp* y *F. opoliensis*; en invierno y primavera *F. terminalis*, *K. americana* y *T. bidens*.

Los 3 sistemas acuáticos se clasifican como cálidos monomíticos subtropicales de segundo orden, de pH básicos, alcalinidad moderada, aguas blandas, con curvas de oxígeno de tipo clinogrado, transparencia baja en los embalses STE y TAX y alta en la laguna ZEM.

En los embalse STE y TAX existieron diferencias durante el ciclo anual en las temporadas de lluvias y estiaje en los siguientes parámetros: temperatura, oxígeno disuelto, DBO₅, DQO, coliformes totales y fecales y, además, en la Laguna ZEM: disco de Secchi, nitrógeno amoniacal, cloruros y sólidos suspendidos.

Los sistemas acuáticos con base en el Índice Saprobio de Pantle y Buck (*S_{PB}*) y a la comunidad de rotíferos, se clasificaron de la siguiente forma: STE oligosaprobio; TAX beta-mesosaprobio, y la Laguna ZEM oligosaprobio.

De acuerdo con el Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (*S_{ZM}*) los 3 cuerpos de agua mostraron una mayor proporción del grado oligosaprobio pero con una clara tendencia hacia la beta-mesosaprobiedad. Es decir de ligeramente contaminados a moderadamente contaminados.

Cada sistema acuático (STE, TAX y ZEM) registraron un mayor número de organismos indicadores de características oligosaprobias 7, 8 y 12 respectivamente.

La clasificación trófica, de acuerdo con el cociente Q_{BT} propuesto por Sládeček (1983) en base a la presencia del número de especies presentes de *Brachionus* y *Trichocerca* es: en el embalse STE oligotrófico, en TAX oligo-mesotrófico y en ZEM mesotrófico.

El Índice de Calidad del Agua (ICA) final en las 3 localidades se clasificaron aún como de excelente calidad para la vida acuática y uso recreativo, aceptable para la agricultura y levemente contaminados para aporte de agua potable.

La calidad del agua a través del ICA mostró diferencias entre la temporada de lluvia y estiaje, hecho que fue reflejado por los índices saprobios de la DBO_5 (S) principalmente.

Estadísticamente se encontró una correlación inversa significativa entre Índice Saprobio de la DBO_5 (S) y el Índice de la Calidad del Agua (ICA).

La comunidad de rotíferos es útil para evaluar el estado saprobio y la calidad en un sistema acuático. El valor final fue por debajo de los demás índices debido a que reflejó una evaluación global y no puntual.

RECOMENDACIONES

Continuar los estudios faunísticos sobre los rotíferos en más cuerpos de agua para ampliar el conocimiento de la biodiversidad existente en el país.

Emplear el Sistema de Saprobios en otros cuerpos de agua, pues resulta económico, aplicable y funcional a todas las aguas dulces que muestren un contenido de materia orgánica bajo los efectos de la descomposición microbiana.

Realizar más estudios sobre la calidad del agua empleando las comunidades biológicas para hacer comparaciones entre cuerpos de agua que presenten diferentes características saprobias y tróficas.

Adequar los valores saprobios de las especies de rotíferos mexicanos y calcular los de los registros nuevos a las condiciones de nuestro país.

Incrementar el número de descriptores en la tabla guía de calidad de aguas naturales y contaminadas como son: los nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal.

Impulsar las evaluaciones biológicas y fisico-químicas en embalses, lagos, lagunas, ríos, etc., para generar el conocimiento que permita una mejor prevención, manejo, administración y explotación de los recursos acuáticos.

Incrementar la investigación sobre los rotíferos en campos aplicados como la acuicultura, monitoreo ambiental, estudios ecotoxicológicos, etc.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, Benitez Salvador., 1992. Deterioro ambiental en las cuencas hidrológicas del Estado de Morelos. Sociedad Mexicana de Ingeniería Ambiental, A. C., Memorias VIII Congreso Nacional, Cocoyoc, Mor. 22-25 septiembre 1992.
- Ahlstrom, E. H., 1932. Plankton Rotatoria from Mexico. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 51:242-251
- _____, 1940. A revision of the Rotatoria genera *Brachionus* and *Platyias* with descriptions of the new species and two varieties. *Bull. Amer. Mus. Nat. His.* LXXVII:146-184
- APHA, AWWA y WPCF, 1985. Standards Methods. For the examination of water and waste water. 15th ed. American Public Health Association Pub., Washington, 1260 pp.
- Armengol, J., 1982. Ecología del zooplancton de los embalses. *Mundo Científico* 2(11):168-178
- Arndt, Harmut., 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterothrophic flagellates, ciliates)-a review. *Hydrobiología* 255/256:231-246
- Arora, H: C., 1961. Rotifera as indicators of pollution. *Central Public Health Engineering Research Institute CPHRERI* 3(4):24
- _____, 1996a. Rotifera as indicators of trophic nature of environments. *Hydrobiología* 27:146-159
- _____, 1966b. Responses of Rotifera to variation in some ecological factors. *Proc. Ind. Acad. Sci. Sect. B.* 63(2):57-66
- ASTM., 1982. Manual de aguas para usos industriales. Ed. Limusa, México, D: F., 457 pp.
- Arrignon, 1979. *Ecología y Piscicultura de Aguas Dulces*. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, España, 365 pp.
- Aydin, Östan, 1995. A new species of Bdelloid rotifer from Sonora, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 40:255-258
- Benitez, S. E. y Ma. M. Casas, 1976. Métodos para el estudio del plancton en aguas dulces lénticas. *Memorias del Simposio sobre Pesquerías en Aguas Continentales*. 271-293
- Berzins, B. & B. Pejler, 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiología* 147:107-116
- _____, 1989a. Rotifer occurrence in relation to temperature. *Hydrobiología* 1175:223-231
- _____, 1989b. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiología* 182:171-180

- _____, 1989c. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia* 183:165-172
- _____, 1989d. Rotifer occurrence in relation to water colour. *Hydrobiologia* 184:23-28
- Brehm, V., 1932. Notizen sur Süßwasserfauna Guatemalas und Mexikos. *Zool. Anz.*, 99:63-66
- _____, 1943. Plancton del Lago de Pátzcuaro. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.*, 3(1-4):81-84
- Burns, C. W. & J. J. Gilbert, 1986a. Effects of daphnid size and density on interference between *Daphnia* and *Keratella*. *Limnol. Oceanogr.* 31:848-858
- _____, 1986b. Direct observations of the mechanisms of interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*. *Limnol. Oceanogr.* 31:859-866
- Cairns, J. Jr., D. W. Albaugh, F. Busey & M. Duane Chanay, 1968. The sequential comparison index- a simplified method for non-biologist to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. *J. W. P. C. F.* 40: 1607-1613
- Cairns, J. Jr., P. V. McCormick & B. R. Niederlehner, 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263:1-44
- Calderón, Arreola J. Beatriz, 1995. Estructura de la comunidad del zooplancton del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. Tesis Licenciatura Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo, Facultad de Biología 100 pp.
- Carlin-Nilson, B., 1935. Rotatorien aus Mexiko. *Kungl. Fysiog. Salsk. Lund. Forhand.*, 5(18):175-185
- Castañeda, R. J. y Ma. Hernández, 1977. Estudio básico del Parque Nacional Lagunas de Zempoala; México. Tesis Escuela Normal Superior Especialidad Geografía 84 pp.
- C.E.P.A.N.A.F., 1993 Los Parques Naturales del Estado de México. Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna 50-52
- C.E.P.I.S., 1989. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. 1988. Curso Básico sobre Eutroficación. Organización Panamericana de la Salud. O.M.S., 69pp.
- Conde-Porcuna, J. M. & S. S. S., Sarma, 1995. Prey selection by *Asplanchna girodi* (Rotifera): the importance of prey defence mechanisms. *Freshwater Biology* 33:341-348
- Chang, Wong L. A., 1989. Variación de la comunidad planctónica de la presa Requena, Hidalgo. Tesis Licenciatura Facultad de Ciencias, U.N.A.M., 112 pp.
- Chengalath, R. & W. Koste, 1987. Rotifera from Northwestern Canada. *Hydrobiologia* 147:49-56

- De Manuel, J. & J. Armengol, 1993. Rotifer assemblages: a contribution to the typology of Spanish reservoirs. *Hydrobiologia* 255/256:421-428
- De Ridder, M., 1966. Rotifers from Nicaragua. *Hydrobiologia* 27:238-247
- De Ridder, M., 1981. Some considerations on the geographical distribution of rotifers. *Hydrobiologia* 85:209-225
- Dhanapathi, M. V. S. S. S. 1976. Rotifers from Andhra Pradesh, India-III., Family Lecanidae including two new species. *Hidrobiologia* 48:9-16
- Diario Oficial de la Federación. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua CE-CCA-001/89. Miércoles 13 de diciembre 1989.
- Dresscher, G. N: & H. van der Mark, 1976. A simplified method for the biological assessment of the quality of fresh and slightly brackish water. *Hydrobiologia* 48:199-201
- Dumont, H. J., 1980. Workshop on Taxonomy and Biogeography. *Hydrobiologia* 73:205-206
- _____, 1983. Biogeography of Rotifers. *Hydrobiologia* 104:19-30
- Dumont, H. J., M. Coussement & R. S. Anderson, 1978. An examination of some *Hexarthra* species (Rotatoria) from western Canada and Nepal. *Can. J. Zool.* 56:440-445
- Dumont, H. J. & G. J. Tundisi, 1984 Epílogo. *Hydrobiologia* 113:331-333
- Edmonson, W. T. 1944. Ecological Studies of Sessile Rotatoria. Part I. Factors Affecting Distribution. *Ecol. Monogr.* 14:33-64
- Edmonson, W. T., 1946. Factors in the dynamics of rotifer populations. *Ecol. Monogr.* 16:357-362
- _____, 1959. *Fresh- Water Biology*. John Wiley and Sons., New York, 1248 pp.
- _____, 1965. Reproductive rate of planktonic rotifers as related to food and temperature in nature. *Ecol. Monogr.* 35:65-111
- Elliot, J. Y., 1977. Seasonal changes in the abundance and distribution of planktonic rotifers in Grasmere (English Lake District). *Freshwater Biology* 7:147-166
- Felix, A. S., 1980. Estudio de la calidad del agua e interpretación de bioindicadores de contaminación en los canales de Cuemanco y Xochimilco. Subdirecc. de Inv. y Entrenamiento, Depto. de Bioecología, S.A.R.H. México. 1-22
- Fernando, C. H., C. Tudorancea & S. Mengestou, 1990. Invertebrate zooplankton predator composition and diversity in tropical lentic waters. *Hydrobiologia* 198:13-31

- Ferrando, M. D., C. R. Janssen, E. Andreu & G. Persoone, 1993. Ecotoxicological studies with the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus*. III. An assesment of the chronic toxicity on lindane and 3,4-dichloaniline using life tables. *Hydrobiologia* 255/256:33-40
- Flores-Tena, F. & M. Silva-Briano, 1995. A note on El Niagara, a polluted reservoir in Aguascalientes, Mexico. *Hydrobiologia* 308:235-241
- Foran, J. A. & R. H. King, 1982. A regression analysis of the summer population dynamics of *Polyarthra vulgaris* in a northern Michigan Lake. *Hydrobiologia* 94:237-246
- Gannon, J. & R. S. Stemberger, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 97:16-35
- García de León, A., 1988. Generalidades del Análisis de cúmulos de componentes principales. *Divulgación Geográfica* No. 8 Instituto de Geografía, U.N.A.M., México
- García, Enriqueta, 1973. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen., U. N. A. M., Instituto de Geografía 246 pp.
- Garzón, Zuñiga M. A., 1990 Caracterizació Saprotrofica de los Lagos Crater de la Región de los Llanos, Pue., Tesis Licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM, México, 102 pp.
- Gaufin, A. R., 1973. Use aquatic invertebrates in the assesment of water quality. ASTM STP, American for Testing and Materials 96-116
- Gilbert, J. J., 1980. Obsevation on the susceptibility of some protists and rotifers to predation by *Asplancha girodi*. *Hydrobiologia* 73:87-91
- Gilbert, J. J. & C. E. Williamson, 1978. Predatory-prey behavior and its effects on rotifer survival in associations of *Mesocyclops edax*, *Asplanchna girodi*, *Polyarthra vulgaris* and *Keratella cochlearis*. *Oecologia* 37:13-22
- Green, J., 1986. Associations of zooplankton in six crater lakes in Arizona, Mexico and New Mexico. *J. Zool. Lond.* 208:135-159
- _____, 1993. Diversity and dominance in planktonic rotifers. *Hydrobiologia* 255/256:345-352
- _____, 1994. The temperate-tropical gradient of planktonic Protozoa and Rptifera. *Hydrobiologia* 272:13-26
- Guerrero, L. A. y G. Garduño, 1993. Avances del estudio de la ficoflora de la Laguna Zempoala Estado de México-Morelos. *Memorias XIII Coloquio de Investigación E.N.E.P.I.-U.N.A.M.*
- Habdija, Y., B. Primc-Habdija, R. Erben & Y. Belinié, 1993. Trophic role of rotifers in the plankton of Lake Kozjak (Plitvice Lakes). *Hidrobiologia* 257:101-106

- Hernández, P. Ma. y C. J. García, 1982. Observaciones preliminares sobre organismos planctónicos como indicadores de contaminación en la Cuenca del Río Amacuzac, agosto 81 - enero 82. D.G.U.A.P.C., Depto. de Bioecología, S.A.R.H., México.
- Herzig, A., 1987. The analysis of planktonic rotifer population: A plea for long term investigations. *Hydrobiologia* 147:163-180
- Hoffman, C. V. & A. B. Sámano, 1938a. Los criaderos invernales de *Anopheles pseudopunctipennis* en el Estado de Oaxaca. *Anales del Instituto de Biología México*, 9:181-192
- _____, 1938b. Notas acerca de los criaderos invernales de *Anopheles albimanus* Wied. en los pantanos de Veracruz. *Anales del Instituto de Biología México*, 9:193-208
- Hutchinson, G. E., 1957. A treatise on Limnology: Vol. I. Geography, Physics, Chemistry. Part: 1 and 2. John Wiley and Sons Co., New York, USA, 1015 pp.
- _____, 1967. A Treatise on Limnology. Vol. II. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. John Wiley & Sons., Inc. New York, U.S.A.
- Instituto de Ingeniería, 1974. Estudio Limnológico del Lago de Chapala. 3a. etapa., Vol. I abril, 1974. D.G.U.A.P.C., Centro de Inv. y Entrenamiento, S.A.R.H., México.
- I. N.E.G.I., 1981. Síntesis Geográfica Nomenclator y Anexo Cartográfico. del Estado de México, México 223 pp.
- _____, 1995. Estadísticas del Medio Ambiente, 1994.
- James, A. & L. Evison, 1979. Biological Indicators of Water Quality. John Wiley and Sons. pp
- Janssen, C. R., M. D. Ferrando & G. Persoone, 1993. Ecotoxicological studies with the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus* I. Conceptual framework and applications. *Hydrobiologia* 255/256:21-32
- Jyoti, M. K. & H. Sehgal, 1979. Ecology of rotifers of Surinahr, a subtropical freshwater lake in Jammu (J & K), India. *Hydrobiologia* 65:23-32
- Koste, W., 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. 2 Vols., Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart, West Germany.
- Koste, W. & R. J. Shiel, 1989. Rotifera from Australian Waters IV. Colurellidae (Rotifera: Monogonta). *Trans. R. Soc. Aus.* 113:119-143
- _____, 1990. Rotifera from Australian Inland Waters V. Lecanidae (Rotifera: Monogonta). *Trans. R. Soc. Aus.* 114:1-36

- Kovács, Margit et al 1992 Biological Indicators in Environmental Protection. Ellis Horwood Limited 7-11pp
- Kuczinski, D., 1987. The rotifer fauna of Argentine Patagonia as a potential limnological indicator. *Hydrobiologia* 150:3-10
- Kutikova, L. A. & M. Silva-Briano, 1994. *Keratella mexicana* sp. nov., a new planktonic rotifer from Aguascalientes, Mexico. *Hydrobiologia* 00:1-4
- Lair, Nicole, 1978. Repartition spatio-temporelle, biomass et production des populations zooplanctoniques du lac d' Aydat en periode estivale. *Hydrobiologia* 61:237-256
- _____, 1990. Effects of invertebrate predation on the seasonal succession of a zooplankton community: a two year study in Lake Aydat, France. *Hydrobiologia* 198:1-12
- León, Vizcaino Luis F., 1992. Índices de calidad del agua (ICA) forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria, A. C. Memorias VIII Congreso Nacional, Cocoyoc, Morelos. 22 - 25 septiembre, 1992.
- Likens, G. E., 1985. An ecosystem approach to aquatic ecology Mirror Lake and its environment. Springer-Verlag, New York 195-208
- Lind, O. T., 1979. Handbook of common methods in Limnology. 2a. de. The C. V. Mosby Co. 199 pp.
- Lindman, R. L., 1939. Some affinities and varieties of the planktonic rotifer, *Brachionus havanaensis*, Rousset. Trans. Am. Microsc. Soc. LVII(2):210-221
- Lindström, K. & B. Pejler, 1975. Experimental studies on the seasonal variation of the rotifer *K. cochlearis* *Hydrobiologia* 2-3:191-197
- López-Adrian, S. & J. A. Herrera-Silveira, 1994. Plankton composition in a cenote, Yucatan, México. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25:1402-1405
- Lubzens, E., 1987. Raising rotifers for use in aquaculture. *Hydrobiologia* 147:245-255
- Lubzens, E., A. Tandler & G. Minkoff, 1989. Rotifers as food in aquaculture. *Hydrobiologia* 186/187:387-400
- Malamoco, Gómez Ma. C., 1980. Estudio zooplanctónico y su relación con factores ambientales en la presa " Vicente Guerrero ", (Palos Altos) Guerrero. Tesis Licenciatura Facultad de Ciencias, U.N.A.M., México 50 pp.
- Margalef, R., 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona, España 1010 pp.

- Márquez, Bravo L. G., 1986. Los organismos como indicadores de la calidad del agua de los ríos Amacuzac y Balsas. Tesis Licenciatura E.N.E.P., Iztacala, U.N.A.M., México 73 pp.
- Mikschi, E., 1989. Rotifer distribution in relation to temperature and oxygen content. *Hydrobiologia* 186/187:209-214
- Muro, Cruz G., 1994. Contribución al conocimiento de la distribución y abundancia de los cládóceros en los 3 lagos de Chapultepec. Tesis Licenciatura, E.N.E.P., Iztacala, U.N.A.M., México, 80 pp.
- Navarrete, Salgado N. A., 1981. Contribución a la Biología del Charal (*Chirostoma jordani*) de la Presa Taxhimay. Tesis Licenciatura E.N.E.P. Iztacala, U.N.A.M., México, 86 pp.
- _____, 1985. Hábitos alimenticios de *Algansea tincella*, *Cyprinus carpio* y *Carassius auratus* en el embalse " Sta. Elena ", Edo. de México. Memoria 8o. Congreso Nacional de Zoología. Saltillo, Coahuila, 26-30 agosto, 202-215.
- Nogrady, T., R. L. Wallace & T. W. Snell, 1993. Rotifera 1. Biology, Ecology and Systematics. SPB Academic Publishing bv, The Hague. 142 pp.
- Oie, G. & Y. Olsen, 1993. Influence of rapid change in salinity and temperature on the mobility of the rotifer *Brachionus plicatilis*. *Hydrobiologia* 255/256:81-86
- Ortiz, O. R., 1985. Papel del Orden Euglenida Biitschli 1884 como organismos indicadores de la contaminación en aguas almacenadas en un estanque de estabilización en Sto. Tomas atzingo, Edo de México en el semestre de jul - ene de 1981 - 1982. Tesis Licenciatura ENEP Zaragoza, UNAM, México
- Osorio, T. R. F., 1942. Rotíferos planctónicos de México. I, II y III. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 3(1-4):23-79
- Pace, M. L. & J. D. Orcutt, 1981. The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnol. Oceanogr.* 26:822-830
- Pejler, B., 1980. Variation in the genus *Keratella*. *Hydrobiologia* 73:207-213
- Pejler, B & B. Berzins, 1993a. On the ecology of Trichocercidae. *Hydrobiologia* 263:55-59
- _____, 1993b. On the ecology of Colurellidae (Rotifera). *Hydrobiologia* 263:61-64
- _____, 1994. On the ecology of Lecane (Rotifera). *Hydrobiologia* 273:77-80
- Pennak, R. W., 1953. Fresh-water Invertebrates of the United States. The Ronald Press Company, New York, 159-213
- _____, 1957. Species composition of limnetic zooplankton communities. *Limnol. Oceanogr.* 2:222-232

- _____, 1989. Fresh-water Invertebrates of the United States, 3rd. ed., John Wiley & Sons. New York, U.S.A. 803 pp.
- Pesson, P. P., 1978. La polución de las aguas continentales incidencias en las biocenosis acuáticas. De. Mundiprensa, Madrid, España
- Phillips, Davis J., 1980. Quantitative Biological Indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publishers LTD. Pollution Monitoring Series Chapter 2 16-37 pp.
- Pontin, R. M. & J. M. Langley, 1993. The use of rotifer communities to provide a preliminary national classification of small water bodies in England. *Hydrobiologia* 255/256:411-419
- Pourriot, R., 1982. Rotifera. In: Hulbert, S. H. & S. H. Villalobos-Figueroa, (Ed), Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies. University of San Diego Press. U.S.A. 140-143
- Radwan, S., 1980. The effect of some biotic and abiotic factors on the fertility of planktonic rotifer species. *Hydrobiologia* 73:59-62
- _____, 1984. The influence of some abiotic factors on the occurrence of rotifers of Leczna and Wlodawa Lake District. *Hydrobiologia* 112:117-124
- Radwan, S. & B. Popiolek, 1989. Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophy. *Hydrobiologia* 186/187:235-238
- Rámirez, García P., 1975. Estudios biológicos dirigidos a la evaluación de la contaminación en el Lago de Chapala. Tesis Licenciatura Facultad de Ciencias, U.N.A.M., México, 55 pp.
- Rico-Martinez, R., 1991. Los Rotíferos del Lago de Chapala. Memorias de XI Congreso Nacional de Zoología, Mérida, México.
- Rico-Martinez, R. & M. Silva-Briano, 1993. Contribution to the knowledge of the rotifer of Mexico. *Hydrobiologia* 255/256:467-474
- Ruttner, F., 1963. Fundamentals of Limnology. 3a. ed. Toronto Press, Toronto, Canada, 307 pp.
- Ruttner-Kolisko, A., 1974. Planktonic Rotifers. Biology and Taxonomy. *Die Binnengewasser (Suplement)* 26:1-146
- _____, 1980. The abundance and distribution of *Filinia terminalis* in various types of lakes as related to temperature, oxygen, and food. *Hydrobiologia* 73:169-175
- Salt, G., G. F. Sabbadini & M. L. Commins, 1978. Trophy morphology relative to food habitat in six species of rotifers (Asplanchnidae). *Trans. Am. Microsc. Soc.* 97:469-485

- Sámano, A., 1931. Contribución al conocimiento de la fauna de rotíferos de México. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, II:157-163
- _____, 1936. Contribución al conocimiento de la fauna de Actopan, Hidalgo. III.- Nota acerca de la fauna de rotíferos de los depositos de agua de Actopan y lugares cercanos. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, VII(2-3):269-270
- Sánchez, Rodríguez Ma. del R., 1985. Análisis protozoológico (Phylum Ciliophora) de las aguas de desecho doméstico de un estanque de estabilización facultativo en el Estado de México. Tesis Licenciatura E.N.E.P., Iztacala, U.N.A.M., México 60 pp.
- Sanders, R. W.; D. A. Lepper, C. H. King & K. G. Porter, 1994. Grazing by rotifers and crustaceans zooplankton on nanoplankton protists. *Hydrobiologia* 288:161-181
- S. A. R. H. 1984. Parque Nacional "Lagunas de Zempoala", Méx., Mor. Diagnostico y Acciones, 1984.
- Sarma, S. S. S., 1988. World trends in rotifer research. *Biology Education* 5:240-243
- _____, 1996. Curso "Taxonomía de Rotíferos. Introducción y conceptos avanzados".
- Sarma, S. S. S.; M. Elías-Gutiérrez & C. Serranía S. 1996. Rotifers from high altitude crater-lakes at Nevado de Toluca Volcano, México. *Hidrobiológica* 6:33-38
- Sarma, S. S. S. & M. Elías-Gutiérrez. 1997. Taxonomic studies of freshwater rotifers (Rotifera) from Mexico. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 44:341-357
- Schwoerbel, J., 1973. Métodos de Hidrobiología. (Biología del agua dulce). Ed. Blume, 1a. ed., Madrid, España 200-215
- S.E.D.U.E. 1986. Reglamento para la prevención y control de la contaminación de las aguas. Serie: Normatividad Ecológica No. 4
- Segers, H., 1994. On four new tropical and subtropical *Lecane* (Lecanidae, Monogononta; Rotifera). *Hydrobiologia* 287:243-249
- _____, 1996. The biogeography of litoral *Lecane* Rotifera. *Hydrobiologia* 323:169-197
- Segers, H., G. Murugan & H. J. Dumont, 1993. On the taxonomy of the Brachionidae: description of *Platyonus* n. gen. (Rotifera, Monogonta). *Hydrobiologia* 268:1-8
- Serranía, Soto Carmen R., 1996. Diversidad de rotíferos Monogonontos en algunos sistemas acuáticos del Estado de México. Tesis Licenciatura, E.N.E.P. Iztacala, U.N.A.M., México 74 pp.

- Siegfried, C. A., J. A. Bloomfield & J. W. Sutherland, 1989. Planktonic rotifer community structure in Adirondack, New York, U.S.A. lakes in relation to acidity, trophic status and related water quality characteristics. *Hydrobiologia* 175:33-48
- Silva-Briano, M. & H. Segers, 1992. Una nueva especie del género *Brachionus* (Rotifera: Monogonta), del Estado de Aguascalientes, México. *Rev. Hydrobiol. tro.* 25:283-285
- Sládeček, V., 1965. The future of the Saprobity Sistem. *Hydrobiologia* 25:518-537
- _____, 1967. The ecological and physiological trends in the Saprobiology. *Hydrobiologia* 30:513-526
- _____, 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.* 7:1-218
- _____, 1978. Relation of saprobic to trophic levels. *Verh. int. Ver. Limnol.* 20:1885-1889
- _____, 1979. Continental systems for the assesment of river quality. In: James, A. & L. Evison, 1979. *Biological Indicator of Water Quality*. John Wiley and Sons.
- _____, 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100:169-201
- _____, 1985. Scale of Saprobity. *Verh. int. Ver. Limnol.* 22:2337-2341
- Sládeček, V. & F. Tuček, 1975. Relation of the saprobic index to BOD₅. *Wat. Res.* 9:791-794
- _____, 1991. Nomogram of water quality based on quantitative data. *Verh. int. Ver. Limnol.* 24:2130-2132
- Sládeček, V. & G. Vilaclara, 1993. A water-bloom in Lake Patzcuaro (Michoacan, Mexico). *Verh. int. Ver. Limnol.* 25:431-434
- Sládeček, V., M. Zelinka, J. Rothschein & V. Moravcová, 1981. (Biological analysis of surface waters. Commentary to the Czechoslovak State Norm 83 o532, part 6: Determination of the saprobic index.) (In Czech), Praha, 186 pp.
- Soto, D., I. Vila & B. Villalobos, 1984. Temporal and spatial distribution of rotifera in a Chilean reservoir: A possible effect of impoundment hydrodynamics. *Hydrobiologia* 114: 67-74
- Streble, H. & D. Krauter, 1985. *Das Leben im Wassertropfen: Mikroflora und Microfauna des Süßwassers*, Kosmos Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- Suárez, E., L. Segura y Ma. A. Fernández, 1986. Diversidad y abundancia en la Laguna de Catemaco, Veracruz durante un ciclo anual. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México* 13:313-316

- Suárez, E., A. Vázquez y E. Solís, 1991. Variaciones espacio-temporales de distribución y abundancia de rotíferos planctónicos en la presa J. A. Alzate, México, durante un ciclo anual. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México* 18:217-227
- Torres, O. R. y J. L. G. Calderón, 1995. Introducción al Manejo de Datos Limnológicos. Universidad Autónoma Metropolitana
- U.S.E.P.A., 1986. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water Regulation and Standards Quality Criteria for Water. Washington, D. C.
- Valdecasas, A. G. & A. Baltanás, 1990. Jackknife and Bootstrap estimation of biological index of water quality. *Wat. Res.* 24:1279-1283
- Van Nuland, G. F. & J. F. G. M. Meis, 1980. Comparison of a new systemsm for the determination of saprobic and trophic degree of the basis of plankton data. *Hydrobiologia* 70:251-256
- Vasconcelos, V. M., 1994. Seasonal fluctuation of planktonic rotifers in Azibo reservoir (Portugal). *Hydrobiologia* 294:177-184
- Vázquez, Martínez A., 1991. El plancton dulceacuicola como indicador biológico de algunos metales pesados en el Lago Nabor Carrillo, Edo. de México. Tesis Licenciatura Facultad de Ciencias, U.N.A.M., México 113 pp.
- Vázquez, E. & J. Rey, 1993. Rotifer and cladoceran zooplankton assemblages in lakes on the Orinoko floodplain (Venezuela). *Verh. int. Ver. Limnol.* 25:912-917
- Vilaclara, G. & V. Sládecek, 1989. Mexican rotifers as indicators of water quality with description of *Collotheca riverai* n. sp. *Arch. Hydrobiol.* 115:257-263
- Vilaclara, G., M. Chávez, A. Lugo y V. Sládecek, 1991 Valores guía de calidad de aguas naturales y contaminadas por materia orgánica antropogénica. Memorias de XI Coloquio de Investigación, E.N.E.P.-U.N.A.M., 2-6 diciembre, 1991
- Wallace, R. L., 1987. Coloniality in the phylum Rotifera. *Hydrobiologia* 147:141-155
- Wetzel, R. G., 1983. *Limnology*. 2nd. (ed.) CBS College Publishing. 767 pp.
- Williams, L. G., 1966. Dominant planktonic rotifer of major waterways of the United States. *Limnol. Oceanogr.* 11:83-91
- Yamamoto, K., 1960. Plankton Rotatoria in Japanese inland waters. *Hydrobiologia* XVII:364-411

APÉNDICES

Apéndice A.

Tabla de ausencia-presencia de las especies determinadas de rotíferos por localidad.

Especie	STE	TAX	ZEM
<i>Ascomorpha salians</i>			+
<i>Asplanchna brightwelli</i>		+	
<i>A. girodi</i>	+		+
<i>A. priodonta</i>	+	+	+
<i>Brachionus angularis</i>	+		
<i>B. bidentatus</i>		+	
<i>B. calyciflorus</i>			+
<i>B. havanaensis</i>			+
<i>B. patulus</i>			+
<i>B. plicatilis</i>			+
<i>B. rubens</i>		+	
<i>B. urceolaris</i>			+
<i>Cephalodella catellina</i>			+
<i>C. sp</i>		+	
<i>Colurella obtusa</i>	+		+
<i>Conochilus hippocrepis</i>	+		+
<i>C. natans</i>		+	
<i>C. unicornis</i>		+	+
<i>Dissotrocha macrostyla</i>		+	
<i>Euchlanis sp</i>			+
<i>Filinia longiseta</i>	+	+	+
<i>F. opoliensis</i>		+	
<i>F. terminalis</i>			+
<i>Habrotrocha sp</i>			+
<i>Hexarthra mira</i>		+	+
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	+	+	+
<i>Keratella americana</i>	+	+	
<i>K. cochlearis</i>	+	+	+
<i>Lecane closterocerca</i>			+
<i>L. flexilis</i>			+
<i>L. luna</i>			+
<i>L. lunaris</i>			+
<i>Lepadella ovalis</i>			+
<i>Notommata glyphura</i>			+
<i>Polyarthra remata</i>	+	+	+
<i>P. vulgaris</i>	+	+	+
<i>Ptygura sp</i>			+
<i>Rotaria neptunia</i>	+		
<i>R. sp.</i>	+	+	
<i>Synchaeta pectinata</i>	+	+	+
<i>Testudinella mucronata</i>			+
<i>Trichocerca bicristata</i>	+		
<i>T. bidens</i>			+
<i>T. elongata</i>	+		
<i>T. longiseta</i>			+
<i>T. porcellus</i>	+	+	
<i>T. pusilla</i>	+	+	+
<i>T. similis</i>		+	+
<i>Trichotria pocillum</i>			+
<i>T. tetractis</i>	+		

Apéndice B

Abundancia Relativa de las especies de rotíferos en el embalse Sta. Elena (STE).

Especie	org/m ³	Porcentaje
<i>Keratella cochlearis</i>	148 200	46.7
<i>Polyarthra remata</i>	58 400	18.4
<i>Conochilus hippocrepis</i>	55 400	17.5
<i>Polyarthra vulgaris</i>	19 600	6.2
<i>Asplanchna priodonta</i>	11 800	3.7
<i>Asplanchna girodi</i>	3 200	1.0
<i>Filinia longiseta</i>	3 200	1.0
<i>Keratella americana</i>	3 200	1.0
<i>Trichocerca bicristata</i>	3 000	0.9
<i>Synchaeta pectinata</i>	2 400	0.8
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	1 600	0.5
<i>Rotaria neptunia</i>	1 600	0.5
<i>Colurella obtusa</i>	1 400	0.4
<i>Trichocerca pusilla</i>	1 200	0.4
<i>Brachionus urceolaris</i>	1 000	0.3
<i>Brachionus angularis</i>	400	0.1
<i>Brachionus plicatilis</i>	400	0.1
<i>Rotaria sp</i>	400	0.1
<i>Trichocerca porcellus</i>	400	0.1
<i>Trichocerca elongata</i>	200	0.1
<i>Trichotria tetractis</i>	200	0.1
TOTAL	317 200	100

Abundancia Relativa de las especies de rotíferos en el embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX).

Especie	org/m ³	Porcentaje
<i>Conochilus natans</i>	21 200	13.8
<i>Polyarthra remata</i>	20 100	13.1
<i>Conochilus unicornis</i>	19 000	12.4
<i>Asplanchna priodonta</i>	16 200	10.5
<i>Filinia longiseta</i>	14 400	9.4
<i>Polyarthra vulgaris</i>	13 100	8.5
<i>Filinia opollensis</i>	9 400	6.1
<i>Cephalodella sp.</i>	7 800	5.1
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	5 500	3.6
<i>Keratella americana</i>	5 100	3.3
<i>Asplanchna brightwelli</i>	5 000	3.3
<i>Synchaeta pectinata</i>	5 000	3.3
<i>Hexarthra mira</i>	4 000	2.6
<i>Keratella cochlearis</i>	3 000	2.0
<i>Trichocerca similis</i>	3 000	2.0
<i>Brachionus plicatilis</i>	600	0.4
<i>Brachionus rubens</i>	400	0.3
<i>Trichocerca pusilla</i>	400	0.3
<i>Dissotrocha macrostyla</i>	200	0.1
<i>Trichocerca porcellus</i>	200	0.1
<i>Brachionus bidentatus</i>	100	0.1
<i>Rotaria sp</i>	100	0.1
TOTAL	153 800	100

Abundancia Relativa de las especies de rotíferos en la Laguna Zempoala (ZEM).

Especie	org/m ³	Porcentaje
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	1 261 200	76.7
<i>Polyarthra remata</i>	86 000	5.2
<i>Keratella cochlearis</i>	69 800	4.2
<i>Trichocerca similis</i>	63 000	3.8
<i>Hexarthra mira</i>	62 000	3.8
<i>Synchaeta pectinata</i>	31 600	1.9
<i>Polyarthra vulgaris</i>	31 400	1.9
<i>Asplanchna girodi</i>	6 600	0.4
<i>Filinia longiseta</i>	4 200	0.3
<i>Filinia terminalis</i>	3 800	0.2
<i>Trichocerca bidens</i>	1 800	0.1
<i>Conochilus hippocrepis</i>	1 800	0.1
<i>Lecane luna</i>	1 800	0.1
<i>Lecane lunaris</i>	1 800	0.1
<i>Lepadella ovalis</i>	1 800	0.1
<i>Trichocerca longiseta</i>	1 800	0.1
<i>Trichotria pocillum</i>	1 600	0.1
<i>Asplanchna priodonta</i>	1 400	< 0.1
<i>Brachionus plicatilis</i>	1 200	< 0.1
<i>Cephalodella catellina</i>	1 000	< 0.1
<i>Conochilus unicornis</i>	800	< 0.1
<i>Brachionus urceolaris</i>	600	< 0.1
<i>Lecane flexilis</i>	600	< 0.1
<i>Testudinella mucronata</i>	400	< 0.1
<i>Colurella obtusa</i>	400	< 0.1
<i>Lecane closteroerca</i>	400	< 0.1
<i>Trichocerca pusilla</i>	400	< 0.1
<i>Ascomorpha saltans</i>	200	< 0.1
<i>Brachionus calyciflorus</i>	200	< 0.1
<i>Brachionus havanaensis</i>	200	< 0.1
<i>Brachionus patulus</i>	200	< 0.1
<i>Brachionus rubens</i>	200	< 0.1
<i>Euchlanis sp</i>	200	< 0.1
<i>Habrotrocha sp</i>	200	< 0.1
<i>Notommata glyphura</i>	200	< 0.1
<i>Prygura sp.</i>	200	< 0.1
TOTAL	1,644,400	100

Apéndice C

Parámetros Físico-Químicos del embalse Sta. Elena (STE).

Parámetro	Unidad	M 01 ago-86	M 02 nov-86	M 03 mar-87	M 04 jul-87	Mínimo	Media	Máximo	D. S.
pH		9.1	8.0	8.4	8.0	7.5	8.4	9.3	0.6
temperatura	°C	19.9	20.3	17.2	21.4	17	19.8	22.5	1.8
O. D.	mg/l	3.4	7.7	9	10.5	3	7.6	11.2	2.9
Disco Secchi	m	0.31	0.50	0.48	0.31	0.25	0.39	0.60	0.11
D B O ₅	mg/l	4.2	2.4	3.2	4.1	1.8	3.5	6	1.1
D Q O.	mg/l	41.5	14.5	9.6	50	4.8	23.3	50	17.9
Alca-Fenop	mg/l	3.6	0	0	0	2.1	3.6	5	2.1
Alca-Total	mg/l	37	41	50	60	33	43	51	5.4
NH ₃	mg/l	0.35	0.08	0.01	0.07	0.01	0.13	0.48	0.16
NO ₃ ⁻	mg/l	0.40	0.25	0.16	2.18	0.05	0.79	2.27	0.88
NO ₂ ⁻	mg/l	0.003	0.007	0.01	0.02	0.001	0.01	0.03	0.009
PO ₄ ³⁻	mg/l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.011	0.014	0.002
P-Total	mg/l	0.01	0.03	0.103	0.09	0.01	0.05	0.13	0.05
SO ₄ ²⁻	mg/l	23	23	25	41	21	28	63	10.6
Dureza-Total	mg/l	58	53	58	54	40	55	78	9.5
Dureza-Ca	mg/l	37	33	25	27	17	31	42	7.1
Dureza-Mg	mg/l	21	20	33	26	0	25	48	13.8
Cloruros	mg/l	0.62	2.04	2.11	3	0.22	1.92	5	1.39
Conduc.	µS/cm	119	122	151	128	117	128	152	14.09
Sól. Susp.	mg/l	25	17	15		10	19	38	8.5
Silicatos	mg/l	6.4	2.5	2.1	1.7	0.8	3.2	6.6	2.1
SAAM	mg/l	1.1	0.08	0.03	0.01	0.009	0.32	1.2	0.47
Col. Totales	NMP/100 ml	61	28	11	650	2	209	900	314
Col. Fecales	NMP/100 ml	45	28	8	275	2	98	500	141

Parámetros Físico-Químicos del embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX).

Parámetro	Unidad	M 01 jul-86	M 02 oct-86	M 03 mar-87	M 04 jun-87	Mínimo	Media	Máximo	D. S.
pH		8.9	8.7	7.4	7.4	7.3	8	9.2	0.8
Temperatura	°C	25	23.3	17.3	24.7	17	22.4	27	3.5
O. D.	mg/l	1.6	11.4	7.9	8.4	1.5	7.8	13	3.6
Disco Secchi	m	0.30	0.30	0.25	0.31	0.24	0.29	0.375	3.9
DB O ₅	mg/l	2.5	3.5	1.4	5.1	0.8	3.3	7	1.8
D Q O	mg/l	4.5	6	9.6		3	6.1	9.6	2.2
Alca-Fenop.	mg/l	0	0	0	0	0	0	0	0
Alca-Total	mg/l	38	37	34	43	34	38	44	3.8
NH ₃	mg/l	0.19	0.01	0.01	0.06	0.01	0.05	0.37	0.11
NO ₃ ⁻	mg/l	0.27	1.07	0.58	3.04	0.16	1.33	3.85	1.19
NO ₂ ⁻	mg/l	0.009	0.008	0.01	0.018	0.006	0.011	0.02	0.005
PO ₄ ³⁻	mg/l	0.022	0.013						
P-Total	mg/l	0.088	0.013		0.01		0.031		0.036
SO ₄ ²⁻	mg/l	26	24	39	26	22	29	50	8.1
Dureza-Total	mg/l	51	45	33	46	33	43	52	7.7
Dureza-Ca	mg/l	31	24	17	28	17	24	32	6.3
Dureza-Mg	mg/l	20	21	16	19	12	19	26	4.5
Cloruros	mg/l	0.3	0	1.8	1.2	0	0.86	2.7	0.88
Conduc.	µS/cm	103	96	1140	1000	94	628.5	1170	510.7
Sól- Susp.	mg/l	72	20	19	14	4	27	128	34.1
Silicatos	mg/l	28	31	37	34	27	33	37	3.4
SAAM	mg/l	0.43	0.01	0.04	0.01	0.01	0.09	0.83	0.24
Col. Totales	NMP/100 ml	110	52	169	410	14	192	780	230.6
Col. Fecales	NMP/100 ml	30	51	184	8	2	72	350	108.8

Parámetros Físico-Químicos de la Laguna Zempoala (ZEM).

Parámetro	Unidad	M 01 jun-86	M 02 sp-86	M 03 mar-87	M 04 may-87	Mínimo	Media	Máximo	D. S.
pH		8.4	8.7	7.6	7.8	7.3	8.2	9	0.5
Temperatura	°C	21.1	19	16	18	15	18.6	22	2
O. D.	mg/l	13.4	13	7.5	12	7	11.4	15	2.6
Disco Secchi	m	0.82	1.79	1.36	1.67	0.20	1.44	2.50	0.72
DB O ₂	mg/l	5.2	2.8	3.2	2	1.5	3.4	6.1	1.5
D Q O	mg/l	44	6	22		4	24	79	21.5
Alca-Fenop	mg/l	0	0	0	0	0	0	0	0
Alca-Total	mg/l	29	36	35	43	19	35	44	7.2
NH ₃	mg/l	3.81	0.09	0.59	0.01	0.01	1.2	7	2.3
NO ₃ ⁻	mg/l	0.20	0.52	0.19	0.12	0.08	0.27	1.67	0.39
NO ₂ ⁻	mg/l	0.002	0.002	0.01	0.01	0.001	0.006	0.01	0.004
PO ₄ ³⁻	mg/l	0.011	0.01	0.014		0.01	0.012	0.014	0.002
P-Total	mg/l	0.504	0.024	0.014		0.01	0.18	0.97	0.32
SO ₄ ²⁻	mg/l	12.3	13.4	16.1	15.7	8.6	14.7	38.6	8
Dureza-Total	mg/l	46	32	39	41	24	39	54	7.6
Dureza-Ca	mg/l	18	15	16	18	12	17	24	2.8
Dureza-Mg	mg/l	29	16	23	23	8	23	36	7.7
Cloruros	mg/l	1.8	1.2	0.56	0.58	0	1.1	3.7	0.96
Conduc.	µS/cm	87	84	97	97	82	91	105	6.5
Sól. Susp.	mg/l	32	6	6	4.7	3	12.5	42	13
Silicatos	mg/l	6.5	12	33	40	5.8	20	34.4	11.9
SAAM	mg/l	0.06	0.13	0.04	0.03	0.02	0.07	0.26	0.06
Col. Totales	NMP/100 ml	443	116	5	200	2	189	920	264
Col. Fecales	NMP/100 ml	337	108	18	9	4	134	540	190

Apéndice D

Valores Saprobios de las especies de rotíferos determinados en los 3 sistemas acuáticos.

Especie	x	o	β	α	ρ	S	li	Si
<i>A. saltans</i>		10				o	5	1
<i>A. brightwelli</i>			7	3		b	4	2.3
<i>A. girodi</i>		6	4			o-b	3	1.4
<i>A. priodonta</i>	1	4	4	1		o-b	1	1.5
<i>B. angularis</i>			5	5		b-a	3	2.5
<i>B. calyciflorus</i>			5	5		b-a	3	2.5
<i>B. havanaensis</i>			7	3		b	4	2.3
<i>B. plicatilis</i>			10			b	5	2
<i>B. rubens</i>			1	6	3	a	3	3.2
<i>B. urceolaris</i>			8	2		b	4	2.2
<i>C. catellina</i>		4	5	1		b-o	2	1.7
<i>C. obtusa</i>	1	4	4	1		o-b	1	1.5
<i>C. hippocrepis</i>	2	5	3			o	2	1.1
<i>C. natans</i>		10				o	5	1
<i>C. unicornis</i>		7	3			o	4	1.3
<i>D. macrostyla</i>	1	6	2	1		o	1	1.2
<i>F. longiseta</i>		1	5	4		b-a	2	2.3
<i>F. opoliensis</i>		4	6			o-b	3	1.6
<i>F. terminalis</i>		6	4			o-b	3	1.4
<i>H. mira</i>		2	8			b	4	1.8
<i>K. bostoniensis</i>	1	6	3			o	3	1.2
<i>K. c. cochlearis</i>	1	3	5	1		b-o	1	1.7
<i>K. c. hispida</i>	2	5	3			o	2	1.1
<i>L. closterocerca</i>		2	5	3		b	2	2.1
<i>L. flexilis</i>		9	1			o	5	1.1
<i>L. luna</i>	1	4	4	1		o-b	1	1.5
<i>L. lunaris</i>		3	4	3		o	3	2
<i>L. ovalis</i>	1	6	3			o	3	1.2
<i>N. glyphura</i>		6	3	1		o	3	1.4
<i>P. remata</i>		5	5			o-b	3	1.5
<i>P. vulgaris</i>		2	5	3		b	2	2.1
<i>R. neptunia</i>				2	8	p	4	3.8
<i>S. pectinata</i>		4	5	1		o-b	2	1.7
<i>T. mucronata</i>		8	2			o	4	1.2
<i>T. bicristata</i>		10				o	5	1
<i>T. bidens</i>		7	3			o-b	4	1.3
<i>T. elongata</i>		10				o	5	1
<i>T. longiseta</i>		8	2			o	4	1.2
<i>T. porcellus</i>		8	2			o	4	1.2
<i>T. pusilla</i>		7	3			o	4	1.3
<i>T. similis</i>		7	3			o	4	1.3
<i>T. pocillum</i>		4	6			b-o	3	1.6
<i>T. tetractis</i>		4	6			b-o	5	1.6

Significado. x = xenosaprobio o = oligosaprobio β = beta-mesosaprobio
 α = alfa-mesosaprobio ρ = polisaprobio S = nivel saprobio
 li = valor indicador Si = índice saprobio individual

Apéndice E.

Índice Saprobio de Pantle y Buck (S_{PB}) por muestreo de los 3 cuerpos de agua.

	STE	TAX	ZEM
M 01	1.4 *	1.46 *	1.4 *
M 02	1.6 ♦	1.51 ♦	1.3 *
M 03	1.2 *	1.6 ♦	1.3 *
M 04	1.2 *	1.9 ♦	1.4 *
ANUAL	1.3 *	1.6 ♦	1.3 *

Oligosaprobio *

β -mesosaprobio ♦

Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) de STE por muestreos.

	x	o	β	α	ρ
M 01	0.6	5.0	4.1	0.3	0
M 02	0.6	3.8	4.6	1.0	0
M 03	1.7	4.8	3.2	0.2	0.1
M 04	1.6	4.7	3.2	0.3	0.2
Annual	1.2	4.8	3.6	0.3	0.1

Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) de TAX por muestreos.

Muestreo	x	o	β	α	ρ
M 01	0	7.0	2.5	0.5	0
M 02	0.2	4.7	5.1	0.1	0
M 03	0.4	4.0	4.6	1.0	0
M 04	0.1	2.9	5.1	1.9	0
ANUAL	0.1	5.7	3.5	0.7	0

Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (S_{ZM}) en ZEM por muestreos.

Muestreo	x	o	β	α	ρ
M 01	0.8	5.2	3.6	0.4	0
M 02	0.8	5.5	3.6	0.1	0
M 03	0.8	5.7	3.4	0	0
M 04	0.8	5.8	3.3	0	0
ANUAL	0.8	5.7	3.5	0.1	0

Significado. x = xenosaprobio o = oligosaprobio β = beta-mesosaprobio
 α = alfa-mesosaprobio ρ = polisaprobio.

Índice Saprobio (S) por el método de Sládeček y Tuček (1975) por muestreo y localidad.

Muestreo	STE	TAX	ZEM
M 01	2.2 ♦	1.53 ♦	2.51 ▲
M 02	1.48 *	2.0 ♦	1.7 ♦
M 03	1.9 ♦	0.9 *	1.9 ♦
M 04	2.2 ♦	2.48 ♦	1.3 *
ANUAL	2.0 ♦	1.9 ♦	1.9 ♦

Oligosaprobio * β -mesosaprobio ♦ α -mesosaprobio ▲

Apéndice F

Índice de la Calidad del Agua del embalse Sta. Elena (STE).

Parámetro	M01		M02		M03		M04		Anual			
	Valor	Qi										
O. D.	3.4	53.4	7.7	100	9	100	10.5	100	7.6	100		
DBO ₅	4.2	65.2	2.4	80.0	3.2	72.9	4.1	66.5	3.5	70.0		
DQO	41.5	47.8	14.5	77.2	9.6	86.7	50	42.1	23.3	63.7		
pH	9.1	43.7	8	75.4	8.4	61.5	8	75.4	8.4	61.5		
Sól. Susp.	25	80.0	17	87.8	15	89.3	15	89.3	19	85.2		
Col. Tot.	61	79.3	28	88.0	11	100	650	58.3	209	67.6		
Col. Fec.	45	65.0	28	69.2	8	80.0	275	51.4	98	58.3		
NO ₃	0.4	100	0.25	100	0.16	100	2.18	98.4	0.79	100		
NH ₃	0.35	64.1	0.08	84.9	0.01	100	0.07	87.0	0.13	78.5		
PO ₄ ³⁻	0.01	100	0.01	100	0.01	100	0.01	100	0.011	100		
Temp.	2.4	81.8	4	71.0	0.5	96.6	1.5	88.5	5.5	61.9		
Alca-Total	36.5	68.1	41	66.8	50	64.9	60	63.2	42.7	66.7		
Dure-Total	58	90.0	53	93.2	58	90.0	54	93.2	55	92.6		
Cloruros	0.62	100	2.04	100	2.11	100	3	100	1.92	100		
ICA	69				85				74			

Significado: Valor = Resultado promedio final de cada parámetro.

Qi = La calidad del parámetro (i), en función de su concentración y cuya calificación oscila entre 0 y 100.

T = Representa la operación multiplicativa de las variables Q elevadas a la W.

ICA = Índice de la Calidad del Agua.

Índice de la Calidad del Agua del embalse Sn. Luis Taxhimay (TAX).

Parámetro	M 01			M 02			M 03			M 04			Annual		
	Valor	Qi	T	Valor	Qi	T	Valor	Qi	T	Valor	Qi	T	Valor	Qi	T
O.D.	1.6	31.3	1.436	11.4	100	1.622	7.9	100	1.668	8.4	100	1.708	7.8	100	1.667
DBO ₅	2.5	79.5	1.535	3.5	70.0	1.516	1.4	96.1	1.622	5.1	60.9	1.565	3.3	71.3	1.559
DQO	4.5	98.9	1.287	6	94.9	1.285	9.6	87.2	1.313				6.1	94.6	1.320
pH	8.9	54.6	1.297	8.7	48.4	1.287	7.4	102.4	1.389	7.4	102.4	1.422	8	75.4	1.359
Sól. Susp.	72	59.3	1.154	20	83.8	1.168	19	85.7	1.200	14	91.9	1.231	27	78.2	1.196
Col. Tot.	110	74.0	1.442	52	81.0	1.453	169	69.9	1.472	410	61.6	1.485	192	68.6	1.469
Col. Fec.	30	68.2	1.845	51	63.7	1.826	184	54.8	1.830	8	80.0	1.981	72	60.9	1.860
NO ₃	0.27	100	1.288	1.07	100	1.288	0.58	100	1.324	3.04	92.6	1.348	1.33	100	1.324
NH ₃	0.19	72.3	1.212	0.01	100	1.230	0.01	100	1.265	0.06	88.7	1.286	0.05	91.6	1.259
PO ₄ ³⁻	0.02	100	1.413	0.01	100	1.413									
Temp.	1.7	86.9	1.223	2	84.6	1.221	1	92.4	1.260	4	71.0	1.270	10	27.1	1.183
Alca-Total	38	67.9	1.272	37	68.2	1.272	34	69.0	1.306	43	66.6	1.330	38	67.9	1.304
Dure-Total	51	95.1	1.314	45	97.8	1.316	33	100	1.355	46	97.7	1.384	43	98.7	1.354
Cloruros	0.3	100	1.380	0	100	1.380	1.8	100	1.419	1.2	100	1.452	0.86	100	1.419
ICA			70			80			85			81			75

Donde: Valor = Resultado promedio final de cada parámetro.

Qi = La calidad del parámetro (i), en función de su concentración y cuya calificación oscila entre 0 y 100.

T = Representa la operación multiplicativa de las variables Qi elevadas a la W.

ICA = Índice de la Calidad del Agua.

Índice de la Calidad del Agua de la Laguna Zempoala (ZEM).

Parámetro	M01			M02			M03			M04			Anual		
	Valor	Qi	\bar{F}												
O.D.	13.4	100	1.622	13	100	1.622	7.5	100	1.569	12	100	1.706	11.4	100	1.622
DBO ₅	5.2	61.4	1.497	2.8	76.0	1.529	3.2	72.9	1.522	2	84.1	1.621	3.4	71.0	1.519
DQO	44	46.7	1.235	6	95.6	1.285	22	66.4	1.260				24	63.0	1.256
pH	8.4	61.5	1.307	8.7	48.4	1.287	7.6	92.4	1.342	7.8	83.5	1.400	8.2	68.1	1.316
Sól. Susp.	32	75.6	1.163	6	98.9	1.174	6	98.9	1.174	4.7	100	1.236	12.5	93.9	1.172
Col. Tot.	443	61.3	1.419	116	73.5	1.441	5	110	1.491	200	67.6	1.499	189	68.7	1.413
Col. Fec.	337	50.0	1.763	108	58.9	1.806	18	73.8	1.866	9	79.0	1.977	134	56.9	1.797
NO ₃	0.2	100	1.288	0.52	100	1.288	0.19	100	1.288	0.12	100	1.355	0.27	100	1.288
NH ₃	3.81	30.0	1.165	0.09	83.3	1.220	0.59	56.2	1.199	0.01	100	1.294	1.2	47.0	1.189
PO ₄ ³⁻	0.01	100	1.413	0.01	100	1.413	0.01	100	1.413				0.01	100	1.413
Temp.	2	84.6	1.221	0	100	1.230	2	84.6	1.221	0	100	1.294	7	54.6	1.197
Alca-Total	29	70.0	1.274	36	68.1	1.272	35	68.5	1.272	43	66.6	1.330	35	68.5	1.272
Dure-Total	46	97.7	1.316	32	100	1.318	39	100	1.318	41	99.6	1.386	39	100	1.318
Cloruros	1.8	100	1.380	1.2	100	1.380	0.56	100	1.380	0.58	100	1.452	1.1	100	1.380
ICA			68			79			81			86			73

Significado: Valor = Resultado promedio final de cada parámetro.

Qi = La calidad del parámetro (i), en función de su concentración y cuya calificación oscila entre 0 y 100.

\bar{F} = Representa la operación multiplicativa de las variables Q elevadas a la W.

ICA = Índice de la Calidad del Agua.

Apéndice G

Comparación entre los Índices Saprobios de Pantle y Buck (S_{PB}), de la DBO_5 (S) y el Índice de la Calidad del agua (ICA).

Muestreo	STE			TAX			ZEM		
	SPB	S	ICA	SPB	S	ICA	SPB	S	ICA
M 01	1.4 *	2.2 ◆	69 ▼	1.46 *	1.53 *	70 ▼	1.4 *	2.51 ◆	68 ▼
M 02	1.6 ◆	1.48 *	82 +	1.51 ◆	2 ◆	80 +	1.3 *	1.7 ◆	79 +
M 03	1.2 *	1.9 ◆	85 +	1.6 ◆	0.9 *	85 +	1.3 *	1.9 ◆	81 +
M 04	1.2 *	2.2 ◆	74 +	1.9 ◆	2.48 ◆	81 +	1.4 *	1.3 *	86 +
Anual	1.3 *	2 ◆	75 +	1.6 ◆	1.9 ◆	75 +	1.3 *	1.9 ◆	73 +

Significado: Oligosaprobio *; beta-mesosaprobio ◆; alfa-mesosaprobio ◆; aceptable calidad ▼; excelente calidad +