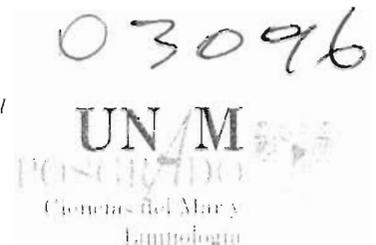




Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México



“Relación zooplancton – zooplanctívoros en ecosistemas acuáticos de la cuenca del Lerma, México”.

**Que para obtener el grado académico de
Maestro en Ciencias
Limnología.**

Presenta

Joel Loera Pérez

Director de Tesis: Dr. Luis Zambrano González

Comité Tutorial:

**Dr. Javier Alcocer Durand.
Dr. Alfonso Lugo Vázquez.
Dr. Jorge Ciro Pérez.
Dra. Nandini Sarma.**

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Joel Loera Pérez

FECHA: 17/01/05

FIRMA: [Firma]

México, D.F. 2005

m346262





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

INDICE

	Núm. Pág
Resumen	1
Introducción	2
Antecedentes	4
Teoría de la biomanipulación	4
Cascadas tróficas	4
Importancia de la relación depredador-presa	6
Zooplancton de zonas templadas y zonas tropicales	7
Objetivo General	9
Objetivos Particulares	9
Hipótesis	9
Descripción del área de estudio	10
Método	15
Trabajo de campo	15
Trabajo de laboratorio	17
Análisis de datos	18
Resultados	20
Descripción de los manantiales	20
Descripción de los peces	30
Descripción del zooplancton	38
Relación zooplancton peces zooplanctívoros	43
Discusión	47
Clasificación de los cuerpos de agua estudiados	47
Zooplancton	48
Relación zooplancton peces	50
Conclusiones	54
Literatura citada	55
Anexos	64

INDICE DE FIGURAS

	Núm. pág.
Figura 8.- Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial Orandino: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.	25
Figura 12. Valores de abundancia de peces por lago (CPUE). a) Salida 1, b) Salida 2, c) Salida 3 y d) Salida 4.	34
Figura 21. Valores promedio de abundancia de a) Cladóceros, b) Copépodos y c) Rotíferos en cada lago.	42
FIGURA 1. Ubicación de los manantiales: Chapultepec, La Mintzita, Naranja de Tapia y San Cristóbal.	13
FIGURA 2. Ubicación de los manantiales: La Luz y Orandino	14
Figura 3. Distribución de los puntos de muestreo en cada manantial.	16
Figura 4. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial Chapultepec: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.	21
Figura 5. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial La Luz: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.	22
Figura 6. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial La Mintzita: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.	23
Figura 7. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial Naranja de Tapia: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.	24
Figura 9. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial San Cristóbal: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.	26
Figura 10. Concentración de nutrimentos medidos en los manantiales. a) fosfatos (ppm), b) nitratos (ppm) y c) amonio(ppm).	28
Figura 11. Valores de abundancia total de peces por manantial.	33
Figura 13. Número de especies de peces por salida en cada manantial.	35
Figura 14. Valores promedio de Índice de diversidad de Shannon total por lago.	35

Figura 15. Índices de diversidad por salida por lago.	36
Figura 16. CPUE (Ind. / h) peces encontrados en sitios con vegetación y sin vegetación por lago.	36
Figura 17. Valores promedio (cm) de tallas de peces por lago.	37
Figura 18. Tamaño promedio de las bocas de los peces (cm) capturados por lago.	38
Figura 19. Abundancia total de zooplancton por salida en cada lago.	39
Figura 20. Valores de abundancia total de zooplancton en cada lago.	41
Figura 22. Organismos zooplanctónicos encontrados en sitios con vegetación (C.V.) y sin vegetación (S.V.) en cada lago.	43
Figura 23. Relación entre cada grupo de zooplancton y peces zooplanctívoros.	45
Figura 24. Histograma de frecuencias en intervalos de tallas de organismos zooplanctónicos en los lagos estudiados, con la llave se representan los intervalos de talla por grupo.	46

INDICE DE TABLAS

	Núm. pág.
Tabla 1. Ubicación de los sitios de estudio.	11
Tabla 2. Parámetros morfométricos medidos de los manantiales en estudio.	29
Tabla 3. Porcentaje de cobertura total para la vegetación acuática encontrada en los manantiales.	30
Tabla 4. Especies de peces encontrados en los manantiales.	31
Tabla 5. Especies zooplanctófagas según la literatura y especies donde se encontró zooplancton en su tracto digestivo.	32
Tabla 6. Tallas mínimas, promedio y máximas de los diferentes grupos de zooplancton encontrados.	39
Tabla 7. Valores de densidad de zooplancton (org / L) por grupos, encontrados en los manantiales por salida. S.D.= sin datos.	40
Tabla 8. Proporción de categorías de alimento encontradas en los contenidos estomacales de los peces muestreados.	43

DEDICATORIA

A Dios por que me permite seguir cumpliendo sueños.

Con todo mi amor a Carmen, porque mis metas son tus metas, mis logros son tus logros, mis alegrías también son tuyas, porque somos solo uno.

A mis hermosos hijos Aldo y Vale. Porque el tiempo dedicado al Posgrado y la tesis fue tiempo de ellos. Porque representan un motivo para ser cada vez mejor. No imagino la vida sin ellos.

A mis padres Bertha y José, porque siempre serán un ejemplo de vida.

A mis hermanos y hermanas, por su cariño e incondicional apoyo.

A mi otra familia Galindo de Santiago, porque siempre están con nosotros.

A mis otros hermanos.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, por la formación adquirida a través del Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología.

Al Departamento de Suelos de Universidad Autónoma Chapingo, por el apoyo recibido para la realización del Posgrado.

Al Instituto de Biología de la UNAM, y la FES Iztacala por el apoyo para el procesamiento de las muestras.

Al Dr. S.S.S. Sarma y M en C. Juan Flores Burgos por la identificación de los rotíferos.

Al personal del Laboratorio de ictiología de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del I.P.N. y al M. en C. Omar Domínguez de la U.M.S.N.H. por la identificación de los peces.

Agradezco al CONACYT por el apoyo económico recibido a través de la beca de Posgrado.

Especial agradecimiento al Dr. Luis Zambrano González por la dirección de este trabajo.

A los distinguidos miembros del jurado. Dra. Nandini Sarma, Dr. Javier Alcocer, Dr. Jorge Ciro y Dr. Alfonso Lugo. Por sus valiosas sugerencias, comentarios y revisión para enriquecer y mejorar el presente trabajo.

Al M en C. Salvador Hernández Avilés por las observaciones y comentarios al presente estudio, por seguir siendo mi profesor. Al M en C. José Luis García Calderón por ser siempre mi abuelo académico.

A la Biol. Ma. del Carmen Galindo de Santiago por la asesoría para el análisis estadístico y revisión del escrito.

Al M. C. Gustavo Arévalo Galarza por su apoyo incondicional y su sincera amistad.

Al M en C. Teodiceldo Camargo Guerra por ser un gran amigo y compañero.

A todos los estudiantes del Laboratorio Restauración Ecológica del Instituto de Biología de la UNAM. Por sus ganas de trabajar.

Al personal administrativo del Posgrado por su eficacia y amor al trabajo. Diana, Gaby, Lupita, Norma y Chantal.

A todas las personas que de alguna manera contribuyeron a la realización de este trabajo y he omitido. Gracias.



RESUMEN

En el presente estudio se realizó la evaluación de la relación trófica entre la comunidad de zooplancton y la de peces zooplanctívoros en seis manantiales ubicados en la cuenca del Río Lerma, en el Estado de Michoacán. De acuerdo a su ubicación son considerados como subtropicales. Sus áreas van de 0.46 a 7.66 ha. Son someros ya que sus profundidades van de 1.13 a 3.13 m. Debido a estas características son homogéneos en cuanto a los parámetros físicos y químicos.

Se encontraron 16 especies de peces distribuidos en 4 familias: de las cuales 10 fueron de la familia Goodeidae, 3 de la familia Poeciliidae, 2 de la familia Ciprinidae y 1 de la familia Atherinidae.

Las densidades y biomásas de zooplancton fueron bajas, el grupo más abundante fue el de rotíferos. Las mayores densidades se encontraron en el manantial Naranja de Tapia.

A través de un análisis de contenidos estomacales de los peces, se encontró que varias especies no reportadas como zooplanctívoras presentaban zooplancton y algunas reportadas como zooplanctívoras no lo presentaban. Por lo tanto se consideró como zooplanctívoras a las especies de peces en las que se encontró zooplancton en su tracto digestivo en al menos un manantial. El contenido más abundante en los tractos digestivos fueron los insectos, en esta categoría se incluyeron tanto larvas de insecto como restos de ellos.

Los resultados del análisis de contenido estomacal de los peces evidencian una relación trófica con el zooplancton, sin embargo la presencia constante y numerosa de otras fuentes alimenticias (insectos) sugiere que los peces consideran fuentes alternativas de alimento, lo cual pudiera ser la explicación a la falta de correlación estadística entre peces y zooplancton.

Las densidades y biomásas de zooplancton permanecieron bajas independientemente de la densidad, biomasa, talla y composición de peces de los cuerpos acuáticos estudiados. Se encontró que el diseño de muestreo y los resultados encontrados en la presente investigación no permitieron confirmar la existencia de una relación estadísticamente significativa entre las comunidades de peces y de zooplancton.



INTRODUCCIÓN

El manejo de un ecosistema acuático requiere de analizar y cuantificar los procesos dinámicos que se llevan dentro del mismo. En particular, es necesario conocer el funcionamiento de las cadenas tróficas y en consecuencia comprender los procesos relacionados con la red alimenticia como son las interacciones depredación-presa. Para modificar estas cadenas se requiere conocer las teorías del control ascendente (Bottom-up) y descendente (Top-down). El control ascendente está relacionado con la influencia que ejercen los recursos (nutrimentos) sobre las poblaciones de fitoplancton, que son la base de la cadena alimentaria. Por su parte, el control descendente está relacionado con la presión que ejercen los depredadores sobre los recursos. La teoría de este segundo control se ha desarrollado en las últimas décadas y sugiere que tal presión es una fuerza fundamental dentro de la dinámica trófica de los ecosistemas (Carpenter y Kitchell, 1996).

Un incremento de la población de peces zooplanctívoros generalmente produce una disminución en la densidad del zooplancton lo que a su vez reduce la presión de depredación sobre el fitoplancton. En consecuencia, se incrementa la biomasa de los productores primarios (Shapiro y Wright, 1984; Van Donk *et al.*, 1990; Meijer *et al.*, 1994). Asimismo un incremento en los peces piscívoros puede reducir la población de peces planctívoros, de tal forma que hay menor presión sobre el zooplancton cuya población aumenta con el consiguiente decremento de las poblaciones de fitoplancton (Benndorf *et al.*, 1988; Hambright, 1994; Mittelbach *et al.*, 1995; Soundegaard *et al.*, 1997).

La teoría de ambos tipos de control surgieron en las zonas templadas. En este tipo de zonas la relación depredador – presa depende en gran medida de la estacionalidad. Durante el invierno la densidad poblacional tanto del zooplancton como del fitoplancton se encuentra deprimida. Al llegar la primavera el aumento de la temperatura permite que el fitoplancton se desarrolle. Esto favorece a su vez el aumento de las poblaciones de zooplancton. Si en esta época el zooplancton logra reproducirse adecuadamente podrá mantener bajas las poblaciones de fitoplancton



(Jeppesen *et al.*, 1990). Esto es posible porque en este tipo de lagos predominan las especies de *Daphnia* que se caracterizan por tener alta capacidad de forrajeo. Sin embargo, si existe una población de peces zooplanctívoros la dinámica cambia. Esto se debe a que los peces mantienen bajas las densidades poblacionales de zooplancton y por lo tanto este último no es capaz de controlar al fitoplancton, que crecerá en primavera hasta su capacidad de carga (Jeppesen *et al.*, 1990).

En zonas tropicales y subtropicales el funcionamiento de estos mecanismos de control dentro de la red alimenticia no están bien estudiados. Existen diferencias entre las dinámicas de lagos templados y subtropicales. Un factor determinante es la temperatura que cambia drásticamente a lo largo del año en los lagos templados, marcando las cuatro estaciones. Mientras que en ecosistemas tropicales la temperatura ambiental es más constante y la estacionalidad no es tan marcada. La estacionalidad en esta región depende de las época de lluvias y de secas (Arredondo-Figueroa y García-Calderón, 1982).

Otra diferencia respecto a lagos templados es el tamaño del zooplancton, siendo en general de tallas menores en los subtropicales (De Bernardi y Giussani, 1990). Debido a esto, es muy probable que el papel que juega el zooplancton en ecosistemas tropicales y subtropicales sea diferente que en los lagos templados. Estas diferencias entre los tipos de lagos abren un campo de investigación en zonas tropicales y subtropicales, puesto que en estos últimos, están poco desarrolladas este tipo de teorías.

El objetivo de este proyecto es analizar la relación entre peces zooplanctívoros y zooplancton, con el fin de comenzar a comprender las dinámicas tróficas que existen en lagos subtropicales típicos del centro del país. Estos manantiales se localizan en el Estado de Michoacán en lo que corresponde a la cuenca media del río Lerma. En los cuerpos acuáticos de la cuenca del río Lerma en el Estado de Michoacán se encuentran una gran cantidad de peces nativos



(principalmente de la familia de los godeidos y poecilidos) (Domínguez – Domínguez *et al.*, 2002).

Estos manantiales están bajo presión provocada por las actividades humanas que se llevan a cabo en esta cuenca y se encuentran en diferentes estados de alteración. Al conocer y evaluar el comportamiento físico, químico y biológico dentro de estos ecosistemas acuáticos se podrán plantear estrategias de manejo más adecuadas para su restauración y preservación.

ANTECEDENTES

Teoría de la biomanipulación

El término de biomanipulación surgió a mediados de los años setenta (Shapiro, 1990). Este término se utilizó para definir un amplio espectro de posibilidades para controlar la calidad del agua de lagos y embalses (Shapiro *et al.*, 1982). Básicamente, la idea de la biomanipulación es que la estructura de la red alimenticia tiene una influencia decisiva en la calidad del agua de los cuerpos acuáticos (Hrbáček *et al.*, 1961; Brooks y Dodson, 1965).

La biomanipulación se basa en la teoría del control descendente. Al principio de la década de los sesenta, Hrbáček y colaboradores en 1961 pusieron atención en la existencia de un control “descendente” (Top - Down) en la cadena alimenticia, de igual importancia al control “ascendente” (Bottom – up). Sin embargo, ya desde los primeros trabajos resultaron obvios algunos de los problemas típicos de la gestión de la calidad del agua a través de la biomanipulación (florecimientos de algas verde azules, falta de estabilidad a largo plazo), indicando que las cosas no eran tan simples como originalmente se pensó (Shapiro *et al.*, 1975; Edmonson y Litt, 1982; Benndorf *et al.*, 1984). Subsecuentemente, el interés en la investigación básica ha aumentado para evaluar los diferentes procesos que están involucrados en la biomanipulación. (Carpenter *et al.*, 1985; Benndorf, 1988; Kasprzak *et al.*, 1988; Lyche, 1989; Shapiro, 1990; Benndorf, 1990; De Melo *et al.*, 1992). Cabe destacar que para mejorar la calidad del agua de los cuerpos acuáticos por la instrumentación de estas técnicas de gestión, debe haber un conocimiento detallado del sistema.



Cascadas tróficas

El concepto de cascada trófica se utiliza para hacer biomanipulación de los lagos con base en modificaciones en la comunidad de peces. La hipótesis de la cascada trófica se basa en la teoría de control descendente (donde la presión de depredación es la que controla al fitoplancton). La reacción “en cascada” surge cuando se modifican las abundancias de los peces piscívoros, promoviendo la disminución las poblaciones de peces zooplanctívoros y el subsecuente aumento en el zooplancton, que finalmente se refleja en la disminución del fitoplancton (Carpenter y Kitchell, 1987).

Las hipótesis que rodean a la teoría de las cascadas tróficas en lagos derivan de dos fuentes principales. La primera es la extensión del principio termodinámico de la ecología, la cual tiene la expectativa de que la producción orgánica en los lagos debe estar en función de los nutrientes. Existe una correlación fuerte entre la carga de nutrientes o concentración de nutrientes y la producción primaria (Schindler, 1978). El flujo de materia y energía hacia arriba a través de la cadena alimenticia es un paradigma central del aprovechamiento de los ecosistemas (Linderman, 1942; Odum, 1969.).

La segunda fuente principal de la concepción de las cascadas tróficas deriva de los principios evolutivos ampliamente empleados en poblaciones biológicas y comunidades ecológicas. Los consumidores son típicamente selectivos en los tipos y tallas de los recursos que consumen (Charles *et al.*, 1987). Esta teoría de la selección natural se incorpora a la ecología acuática como los principios de depredación selectiva por tallas (Hrbacek *et al.*, 1961; Brooks y Dodson, 1965), el concepto y las teorías del depredador clave (Paine, 1966), del forrajeo óptimo y de uso del hábitat (Werner 1986).

En los lagos, el resultado de la depredación selectiva juega un papel importante en la composición de la comunidad en cada nivel trófico (De Bernardi, 1981). Los piscívoros determinan la talla y composición de especies de los peces planctívoros que se encuentran debajo de ellos en la red trófica (Tonn y



Magnuson, 1982). La planctivoría selectiva por peces e invertebrados influyen profundamente en la comunidad de zooplancton herbívoro el cual regula la cantidad y clases de fitoplancton que compiten por los nutrientes (Brooks y Dodson, 1965; Sommer, 1989). Un cantidad considerable de la concentración de nutrientes disponibles deriva del reciclaje, a través de los procesos de excreción que son fuertemente dependientes de la talla de los organismos (Peters, 1983). Así, los índices de la producción primaria se pueden ver afectados substancialmente por los efectos de depredación.

Dentro de la cadena trófica el eslabón que forma la comunidad de zooplancton es un nexo crucial. Puesto que son la liga entre los productores primarios y los grandes consumidores como los peces.

Los grandes herbívoros son consumidos selectivamente por los peces planctívoros (Brooks y Dodson, 1965). El zooplancton carnívoro influye fuertemente sobre el zooplancton más pequeño (Hall *et al.*, 1976). Una gran abundancia de peces planctívoros cambia la composición del zooplancton hacia una dominancia de individuos pequeños. Cuando los peces planctívoros están ausentes, la depredación por invertebrados planctívoros cambia al zooplancton hacia individuos de talla mayores (Brooks y Dodson, 1965; Hall *et al.*, 1976). Grandes herbívoros como *Daphnia* tienen un gran impacto sobre el fitoplancton porque consume una amplia gama de tamaños y formas de algas (Burns, 1968; Bergquist *et al.*, 1985).

Importancia de la relación depredador – presa

La depredación y la competencia son dos fuerzas que juegan un papel muy importante en la estructura de la comunidad de zooplancton. Como ya se mencionó, la presión de la depredación modifica la estructura de tallas de dicha comunidad (Kerfoot y Sih, 1987).

Los depredadores del zooplancton son básicamente invertebrados (insectos acuáticos, copépodos) y vertebrados (peces). Mientras los invertebrados



prefieren presas de tallas pequeñas, los vertebrados siendo depredadores visuales prefieren organismos de tallas mayores (Brooks y Dodson, 1965).

Cuando existe una fuerte presión por parte de los peces hay una reducción considerable de la talla corporal de los rotíferos (Duncan, 1984). Sin embargo, en presencia de invertebrados, los rotíferos tienden a incrementar su talla para evitar la depredación. En el caso de algunos copépodos la presión de depredación por invertebrados también los hace incrementar su talla, lo hacen gracias al crecimiento de la espina posterior (Williamson, 1987).

Dentro del zooplancton, las clases de tallas grandes como *Daphnia* ejercen una mayor presión de pastoreo sobre el fitoplancton que los de tallas pequeñas (rotíferos) (McCauley y Briand, 1979). Por lo que el consumo selectivo del zooplancton grande por parte de sus depredadores, puede dar lugar a un aumento en abundancia de fitoplancton. De la misma manera la reducción en el pastoreo también puede cambiar la estructura poblacional del fitoplancton, creciendo en mayor medida las especies más consumidas por los herbívoros (Porter, 1976; Porter, 1977; Schoenberg y Carlson, 1984).

Zooplancton de zonas templadas y zonas tropicales

Las relaciones depredador – presa también se ven modificadas de acuerdo al tipo de ambiente en el que se encuentren. Por ejemplo, para las zonas templadas la hipótesis de la cascada trófica (el control del zooplancton debido a la presión selectiva por tallas de los peces zooplanctívoros) es fundamental para entender la estructura y función de las comunidades de lagos y reservorios. Está bien establecido que los peces zooplanctívoros afectan fuertemente la estructura del zooplancton y su composición de tallas (Carpenter y Kitchell, 1987).

Por otro lado, en lagos y reservorios tropicales (especialmente en los someros y bajo condiciones de eutrofización) los efectos de regulación de la interacción peces - zooplancton sobre el fitoplancton aparentemente es menos significativa que en zonas templadas. Cabe mencionar que la baja abundancia de



zooplancton de tallas grandes como *Daphnia* en muchos lagos y reservorios tropicales es indicador de una fuerte depredación por peces (Fernando, 1994).

Los tipos de taxa que se encuentran en las zonas tropicales y templadas generan diferencias en las dinámicas. El genero *Brachionus* está mejor representado en lagos tropicales que en templados. Por su parte, en lagos templados cladóceros como las *Daphnias* son muy abundantes.

Por otra parte, en relación a la talla de los organismos, en los lagos tropicales es raro encontrar taxa grandes de zooplancton (Fernando, 1980). Las *Dafnias*, que representan gran parte de la biomasa del zooplancton en los lagos templados, están raramente presentes en cantidad en los lagos tropicales, incluso las especies que están presentes son de tamaño corporal pequeño (Fernando, 1980). Los calanoides, que están a menudo entre los más grandes del zooplancton de lagos templados, están ausentes o son raros en los lagos tropicales (Lewis, 1979). Los representantes de los abundantes copépodos y cladóceros en los lagos tropical son pequeños (típicamente < 1mm).

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la relación trófica entre la comunidad de zooplancton y la de peces zooplanctívoros en algunos cuerpos acuáticos de la cuenca del Río Lerma, México.

Objetivos particulares

Evaluar las densidades poblacionales y biomasa del zooplancton y de los peces.

Analizar los contenidos estomacales de las poblaciones ícticas en estudio.

Buscar el tipo de relación entre abundancia y densidad de la comunidad de zooplancton con respecto a peces zooplanctívoros.

Evaluar variables físicas y químicas básicas en la columna de agua (oxígeno disuelto, pH, conductividad, profundidad de visibilidad del disco de Secchi, turbidez, temperatura, nitratos y fosfatos).

HIPÓTESIS:

Los peces zooplanctívoros determinan la abundancia relativa, biomasa y diversidad de la comunidad de organismos zooplanctónicos.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del Río Lerma es una de las más importantes en el país debido tanto a su extensión como por el desarrollo urbano e industrial de la zona de influencia. En esta zona confluyen dos regiones biogeográficas, la Neártica y la Neotropical, lo que le da mayor importancia desde el punto de vista biológico. La zona cuenta con un porcentaje alto de especies de peces endémicas (58%) con respecto a otras regiones similares (Miller y Smith, 1986).

Dentro de estas especies endémicas de la región destacan la subfamilia Goodeinae con 38 especies (Domínguez, 2004), el género *Chirostoma* con 18 especies y los Ciprínidos del género *Algansea* con 7 especies (Barbur, 1973; Echelle y Echelle, 1984).

La región está delimitada por el parteaguas natural del sistema hidrológico conformado por el río Lerma -Lago Chapala- y río Santiago, desde sus orígenes en la Laguna de Almoloya hasta su desembocadura en el Océano Pacífico, incluyendo las cuencas cerradas de Pátzcuaro, Cuitzeo y Sayula -San Marcos. Así su extensión superficial es de 134,581 km² que representa el 7% del territorio nacional (Mestre, 2002). De acuerdo con la regionalización para el manejo del agua de la Comisión Nacional del Agua, la región colinda con otras cinco subregiones: al oriente con el Valle de México, al nor-oriente con el Golfo Norte, al norte con el Nazas Aguanaval, al nor-poniente con el Pacífico Norte, al sur con el Pacífico Centro y al poniente con el Océano Pacífico. Se identifican tres climas dominantes: semicálido, seco o estepario y templado húmedo con lluvias en verano. La precipitación media anual es de 1000 mm, con una temperatura media de 18.3 °C. La región está expuesta a la presencia de eventos extremos como son: las sequías, granizadas, heladas, inundaciones y con baja ocurrencia con efectos secundarios los ciclones (Mestre, 2002).

El presente proyecto se desarrolla en seis cuerpos acuáticos de la cuenca del Lerma que corresponde al Estado de Michoacán (Figura 1). Los cuerpos acuáticos donde se realizó la investigación se ubican entre los 19 y 20° N y



entre los 101 y 103° W, a una altitud entre 2000 y 2400 m.s.n.m. De acuerdo con Lewis (1983), la altitud determina diferencias en el comportamiento de los lagos y propone una corrección de la latitud respecto a la altitud; por lo que la latitud corregida de los cuerpos acuáticos va de los 26 a los 28° N (Tabla 1).

Tabla 1. Ubicación de los sitios de estudio.

LAGO	UBICACIÓN	ALTITUD (m.s.n.m.)	CORRECCIÓN DE LATITUD (de acuerdo a Lewis, 1983)
Chapultepec	19° 34' 25.8" - 101° 31' 18.7"	2200	27° 03' 13.8"
La Luz	19° 56' 14.7" - 102° 17' 59.7"	2350	27° 55' 38.7"
La Mintzita	19° 38' 40.3" - 101° 16' 28.5"	2000	26° 26' 40.3"
Naranja de Tapia	19° 46' 58.2" - 101° 45' 50.3"	2250	27° 15' 52.8"
Orandino	19° 57' 21.8" - 102° 19' 29.7"	2350	27° 56' 45.8"
San Cristóbal	19° 57' 41.6" - 101° 18' 57.3"	2400	28° 7' 17.6"

Los manantiales La Luz y Orandino se encuentran en la subcuenca del Río Duero en el Municipio de Jacona. El clima en este municipio es templado semicálido subhúmedo con lluvias en verano con un porcentaje menor del 5% de lluvia invernal ((A)C(w₁)(w)) intermedio en cuanto a humedad. Tiene una temperatura media anual de 19° C y una precipitación media anual de 900 mm. El uso del suelo es principalmente para agricultura de temporal. El suelo es de tipo Vertisol pelico/ haplico/ litosol/ de textura fina y tiene un porcentaje de escurrimiento entre el 10 – 20 % (INEGI, 1990).



El manantial Chapultepec se encuentra en la subcuenca de Pátzcuaro en el municipio del mismo nombre. El clima en éste municipio es templado subhúmedo con lluvias en verano con un porcentaje menor del 5% de lluvia invernal ($C(w_2)(w)$) el más húmedo. Tiene una temperatura media anual de 17°C y una precipitación media anual de 1100 mm. El uso del suelo es principalmente para agricultura de riego. El tipo de suelo es Luvisol/ vertico/ plinitico de textura fina y tiene un porcentaje de escurrimiento entre el 10 – 20 % (INEGI,1990).

Los manantiales Mintzita (en el municipio de Morelia) y San Cristóbal (en el municipio de Huandacareo), pertenecen a la subcuenca del Lago de Cuitzeo. El clima en estos municipios es templado subhúmedo con lluvias en verano con un porcentaje menor del 5% de lluvia invernal ($C(w_1)(w)$) intermedio en cuanto a humedad. Tiene una temperatura media anual de 17° C y una precipitación media anual de 900 mm. En el municipio de Morelia se encuentra una vegetación de tipo matorral subtropical y el uso del suelo en el municipio de Huandacareo es principalmente para agricultura de temporal. Para ambos municipios el tipo de suelo es Vertisol/ pelico/ haplico / de textura fina y tiene un porcentaje de escurrimiento entre el 10 – 20 % (INEGI,1990).

El manantial de Naranja de Tapia se encuentra en la subcuenca de la Ciénega de Zacapu en el municipio del mismo nombre. El clima en éste municipio es templado subhúmedo con lluvias en verano con un porcentaje menor del 5% de lluvia invernal ($C(w_2)(w)$) el más húmedo. Tiene una temperatura media anual de 17°C y una precipitación media anual de 900 mm. El uso del suelo es principalmente para agricultura de riego. El tipo de suelo es Vertisol/ pelico/ eutrico / de textura fina y tiene un porcentaje de escurrimiento entre el 10 – 20 % (INEGI,1990).

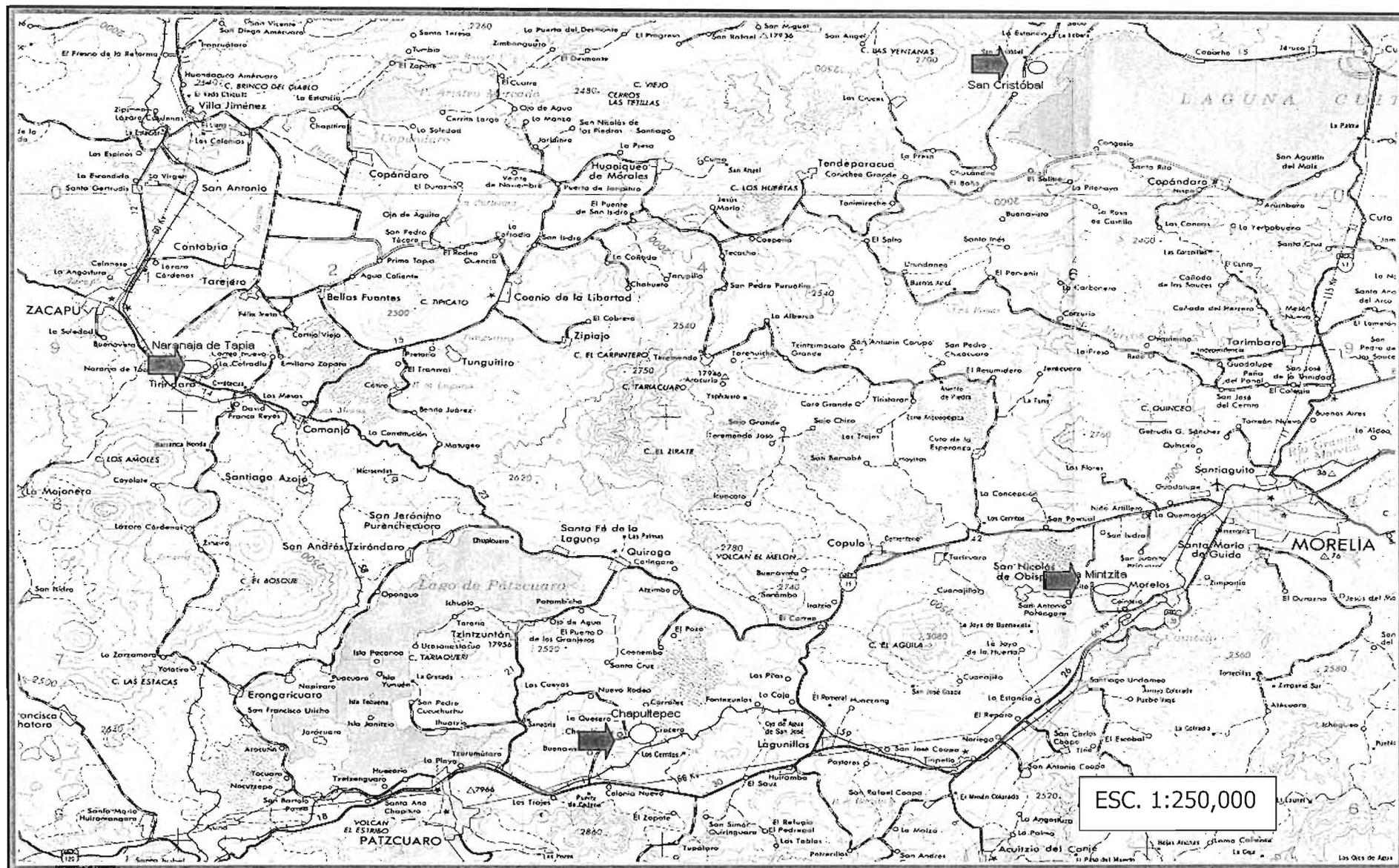


FIGURA 1. Ubicación de los manantiales: Chapultepec, La Mintzita, Naranja de Tapia y San Cristóbal.



FIGURA 2. Ubicación de los manantiales: La Luz y Orandino.



MÉTODO

El trabajo se dividió en dos fases: 1) Trabajo de campo. Se tomaron muestras de agua para medir parámetros físicos y químicos, muestras de zooplancton y de peces, y 2) Trabajo de laboratorio. Se identificaron y cuantificaron las poblaciones de zooplancton y peces así como el contenido de los tractos digestivos de los peces.

Trabajo de campo

Se realizaron cuatro salidas al área de estudio, en mayo, septiembre y diciembre de 2002 y junio de 2003. En cada salida se colectaron muestras en cada uno de los seis manantiales, excepto en la segunda, en que se colectaron muestras solamente en cuatro. En la última salida se midió el área de los manantiales, para conocer los siguientes parámetros morfométricos: Área superficial (A_o), Línea de costa (L), Longitud máxima (l_{max}), Ancho máximo (bm_{\max}) y Desarrollo de la línea de costa (DL). Para lo anterior se utilizó como referencia el método del punto visado (Hakanson, 1981).

Parámetros físicos y químicos

Dentro de cada cuerpo acuático se midió la profundidad de visibilidad del disco de Secchi en el centro del mismo. Con la ayuda de un equipo Hydrolab, (Quanta Water Quality Monitoring) con el cual se midieron los siguientes parámetros: Profundidad (m), Temperatura ($^{\circ}C$), Conductividad específica a temperatura ambiente ($mS\ cm^{-1}$), oxígeno disuelto ($mg\ L^{-1}$), pH, salinidad (ppm), % saturación de oxígeno y turbiedad (ntu).

Para medir la concentración de nutrimentos se colectó una muestra compuesta de tres estaciones de muestreo (que coincidieron con tres de las estaciones de colecta de zooplancton). En campo se midió la concentración de nitratos, amonio y fosfatos, con un colorímetro portátil marca La Motte modelo SMART 2. Fosfatos (Método de reducción con ácido ascórbico), nitratos (Método de reducción con cadmio) y amonio (Método de Nesslerización).



Zooplancton

Con respecto al zooplancton se consideraron cinco estaciones de muestro en cada manantial, distribuidas de la siguiente manera:

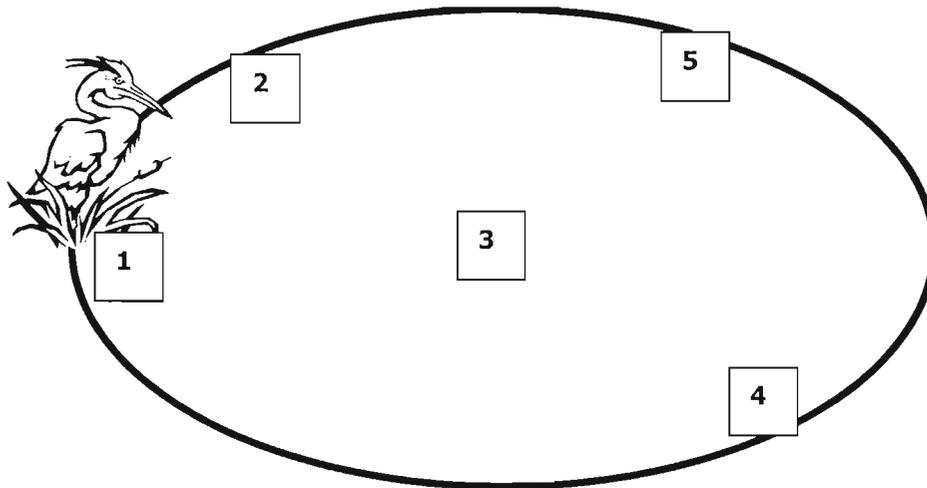


Figura 3. Distribución de los puntos de muestreo en cada manantial.

1. Zona litoral con vegetación, 2. Zona litoral sin vegetación cerca del punto 1, 3. Centro del manantial, 4. y 5. Zona litoral sin vegetación del lado contrario del punto con vegetación, de tal manera que los puntos se encontraran distribuidos de manera homogénea en todo el cuerpo acuático.

Para las muestras de zooplancton, el agua se colectó con una botella Van Dorn de 2.5. Se filtraron 10 L de agua en cada estación, utilizando una red de 54 μm . Las muestras se preservaron con formol al 4% y azúcar al 2%. Los 10 L se tomaron a cuatro diferentes profundidades de la columna de agua distribuidos de la siguiente manera: en la superficie, a la profundidad de la transparencia al disco de Secchi, entre la profundidad del disco de Secchi y el fondo y en el fondo; en el caso de que la visibilidad de disco de Secchi fuera hasta el fondo se dividieron homogéneamente los puntos de muestreo. Una vez fijadas las muestras se almacenaron para su posterior análisis en el laboratorio.



Peces

Para la evaluación de las poblaciones ícticas, se realizaron colectas utilizando 20 nasas en cada lago colocando 10 en zonas con vegetación y las otras 10 en sitios sin vegetación. Las trampas fueron colocadas en los sitios durante 3 horas en promedio. De los organismos capturados algunos fueron preservados para su identificación y su integración a la Colección Nacional de Peces, y otros fueron conservados para revisar sus contenidos estomacales. Se disectaron para extraer sus tractos digestivos y estos se preservaron en etanol al 70% para su revisión en el laboratorio.

Trabajo de laboratorio

Zooplancton

En laboratorio se cuantificó la densidad y biomasa de los organismos. En primera instancia se revisó cada muestra en microscopio estereoscópico con el objetivo de 4X, para separar los organismos de tallas mayores (cladóceros y copépodos), estos organismos fueron medidos posteriormente con un micrómetro ocular en un microscopio óptico observados con el objetivo 10 X. Después de lo anterior, se revisaron las muestras en el microscopio óptico a un aumento de 10X para buscar los organismos de tallas menores (rotíferos y nauplios) esto se hizo con la ayuda de una cámara de Sedgwick-Rafter, revisando los campos necesarios hasta contar 100 organismos de la especie más abundante o bien toda la submuestra. Para el caso de los rotíferos estos fueron medidos directamente al ser encontrados. Una vez obtenidas las medidas con la regleta se procedió a transformar esa información a milímetros mediante un factor de conversión, el factor de conversión, cuando se utiliza el objetivo 10X, para transformar las unidades de la regleta a milímetros fue de 0.0137.

Se realizó la identificación de los rotíferos Utilizando la clave de Koste, 1978, con el apoyo del Biol. Juan Flores Burgos y la revisión del Dr. S.S.S. Sarma.

Peces

Los peces colectados fueron identificados con ayuda del personal del laboratorio de ictiología de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del I.P.N. y del Biólogo Omar Domínguez de la U.M.S.N.H. Con los datos obtenidos en campo se calculó la riqueza de especies, la densidad y la biomasa por unidad de esfuerzo.

Contenidos estomacales.

En el laboratorio se analizó el contenido de los tractos digestivos de los peces, con la ayuda de un microscopio estereoscópico. Para realizar ese análisis se extrajo el contenido total de tracto vertiéndolo en una caja de petri, posteriormente se dividió en las siguientes categorías: algas, anfípodos, cladóceros, copépodos, insectos, materia orgánica no identificable (moni) y sedimentos. Una vez dividido se realizó un cálculo del porcentaje aproximado de cada categoría reportándose de esa manera. Dado que no se encontraron restos de rotíferos en los tractos digestivos se procedió a analizar las muestras de la siguiente manera: se colocó la muestra de contenido estomacal completa en una cámara de Sedgwick- Rafter y ésta a su vez en un microscopio óptico con el objetivo 10X; se agregaron algunas gotas de hipoclorito de sodio comercial, para degradar la materia orgánica y observar las estructuras duras de rotíferos.

Análisis de datos

Análisis de Zooplancton

La evaluación de la biomasa de cladóceros y copépodos, se realizó de manera indirecta a través de la longitud, utilizando la siguiente ecuación:

$$\ln W = \ln a + b \overline{\ln L}$$

Donde

$\ln W$ = Logaritmo natural del peso seco (μg).

$\ln a$ = Intercepto estimado.

b = Pendiente estimada.

$\overline{\ln L}$ = Media geométrica de la longitud de los individuos en la muestra poblacional.



Los valores de a y b que se utilizaron fueron los previamente calculados y publicados en la literatura (McCauley, 1984). Los valores de longitud son los que se obtuvieron al microscopio.

Para calcular la biomasa de los rotíferos se obtuvieron sus tallas al microscopio y posteriormente se utilizaron las tablas propuestas por (Dowing y Rigler, 1984) que relacionan las formas de los rotíferos con figuras geométricas de las cuales se conocen las fórmulas para calcular el volumen, asumiendo que tienen la misma densidad que el agua se entiende que 1 ml pesa 1 g (McCauley, 1984).

Análisis estadístico

Se realizaron correlaciones simples de Pearson entre las biomásas de zooplancton y peces zooplanctívoros así como entre las densidades, en los 6 cuerpos acuáticos, para inferir acerca de las asociaciones existentes. También se hicieron correlaciones con densidades y biomásas de los peces zooplanctívoros y cada grupo de zooplancton. Posteriormente se buscó si los datos presentaban alguna relación que definiera un modelo matemático conocido.

Se realizó un análisis de varianza de un factor en el diseño completamente aleatorio entre los datos de los parámetros fisicoquímicos de las cinco estaciones consideradas durante la primera salida en cada manantial. De acuerdo al resultado ($p > 0.05$) se decidió trabajar con dos estaciones de muestreo.

Se realizó una prueba de Mann-Whitney para probar si existían diferencias entre los datos tomados en las diferentes fechas de muestreo y para las muestras de zooplancton tomadas en sitios con vegetación y sin vegetación.

El paquete estadístico utilizado fue el Statistical Package Social Science (SPSS versión 10.0, 1999).

RESULTADOS.

Descripción de los manantiales

Generalidades

Los cuerpos acuáticos del presente estudio son manantiales someros, de áreas relativamente pequeñas. Cuatro son de aguas turbias y dos de aguas claras, todos presentan macrofitas en mayor o menor proporción. En todos ellos se encontraron especies nativas de peces y bajas abundancias de zooplancton. En todos se llevan a cabo actividades humanas que representan diferentes impactos.

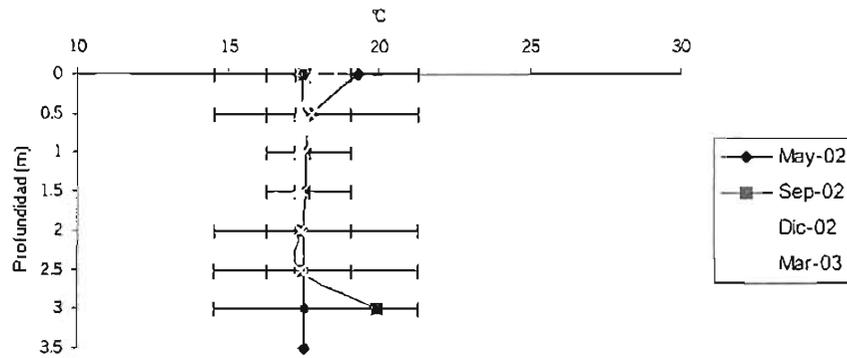
Parámetros físicos y químicos

De los parámetros físicos y químicos los resultados de temperatura, oxígeno disuelto y pH, presentaron mayor variabilidad entre lagos y a lo largo del tiempo. Se reportan los valores promedio y la desviación estándar a diferentes profundidades. La conductividad eléctrica fue un parámetro en el que no se presentaron variaciones importantes.

Los valores de temperatura más altos correspondieron a los manantiales de Orandino, La Luz y La Mintzita (Figuras 8a, 5a y 6a respectivamente). En la mayoría de los cuerpos de agua los valores menores de temperatura se obtuvieron en diciembre y los mayores en septiembre. Se observa que solo en algunos casos los manantiales se encontraron con una ligera estratificación térmica (figuras 5a y 6a) ya que en la mayor parte de los muestreos estos presentaron homogeneidad térmica. En todos los manantiales se encontraron valores de oxígeno por encima de los 4 mg/L en la mayor parte de la columna, excepto en algunas muestras tomadas a profundidades de 1 metro o mayores (Figuras 4b, 5b, 6b, 7b, 8b y 9b). El oxígeno fue el parámetro que presentó mayor variabilidad. Los valores de pH estuvieron entre ligeramente ácidos a alcalinos, el mayor promedio se encontró en Naranja de Tapia (Figuras 4c, 5c, 6c, 7c, 8c y 9c).

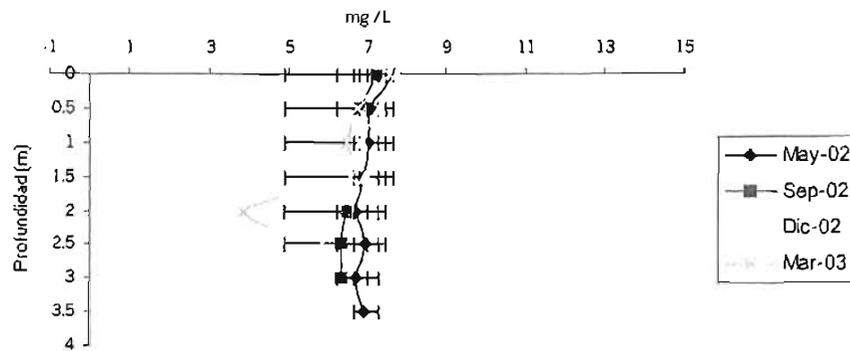


Temperatura Chapultepec



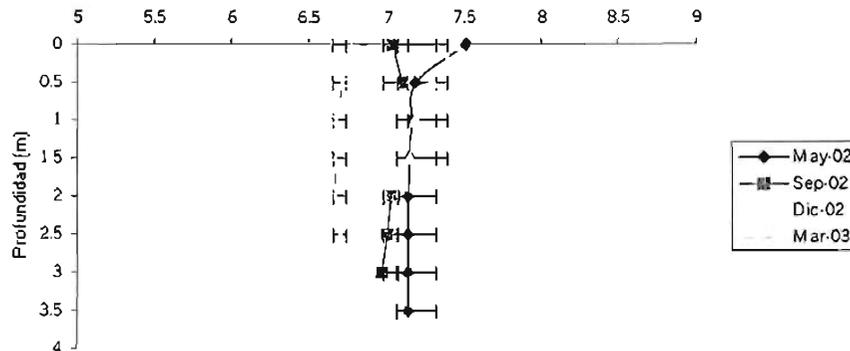
a)

Oxígeno Disuelto Chapultepec



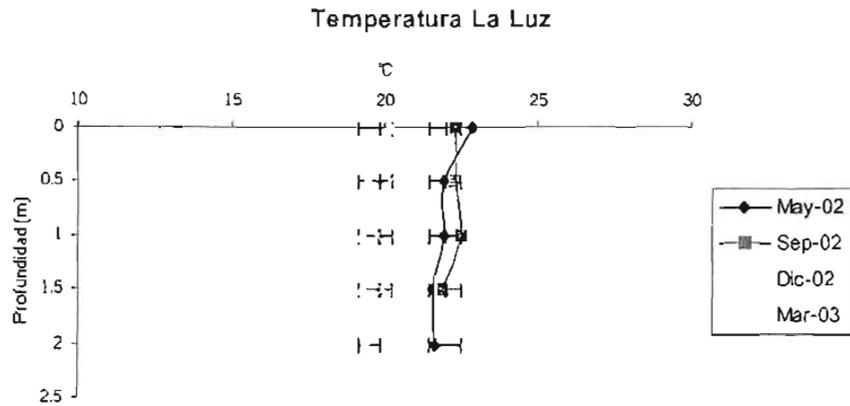
b)

pH Chapultepec

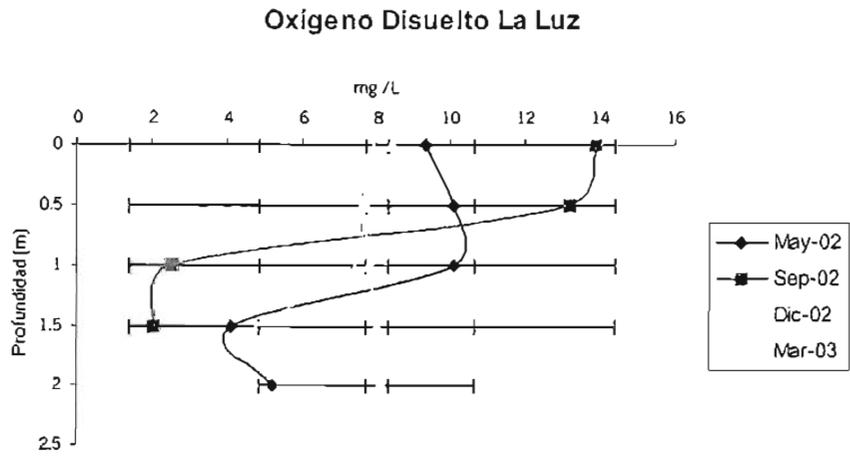


c)

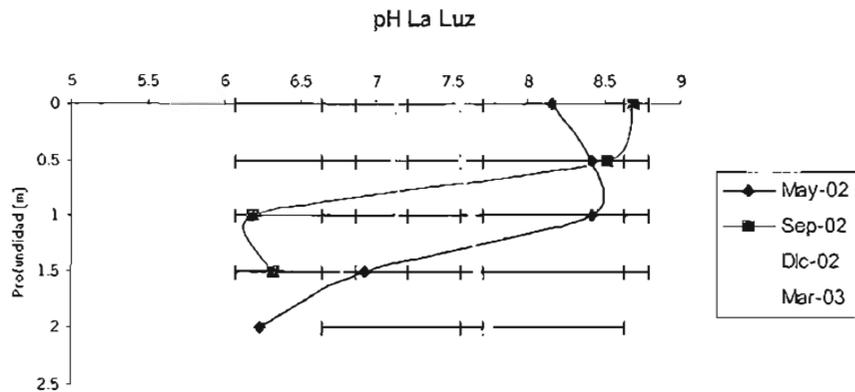
Figura 4. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial Chapultepec: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.



a)

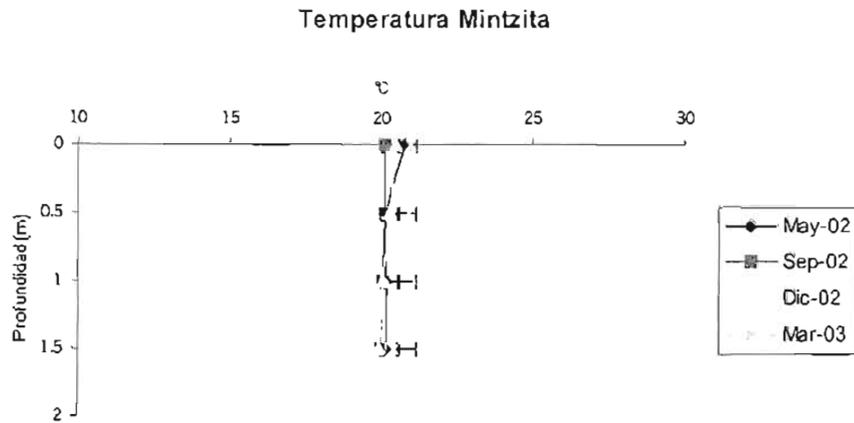


b)

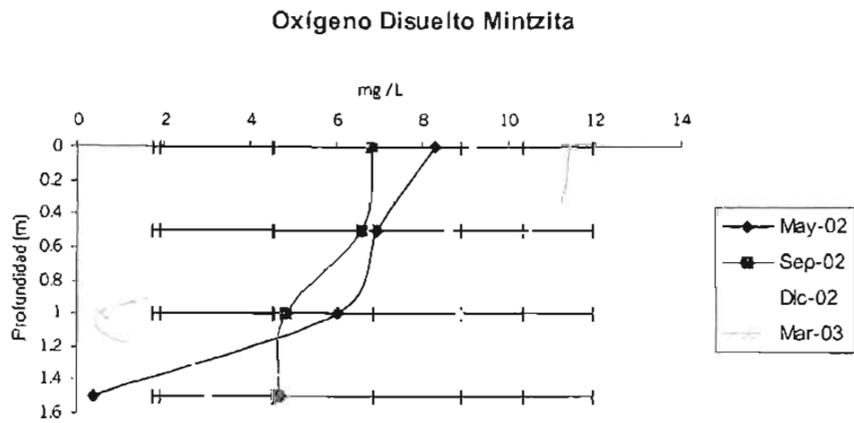


c)

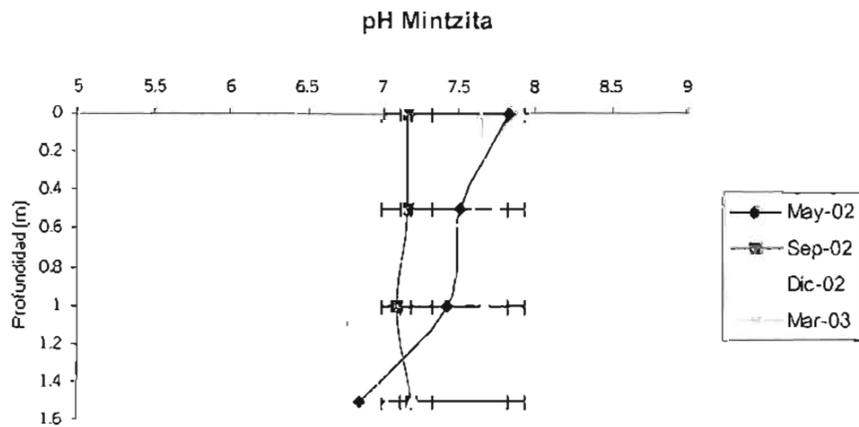
Figura 5. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial La Luz: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.



a)



b)

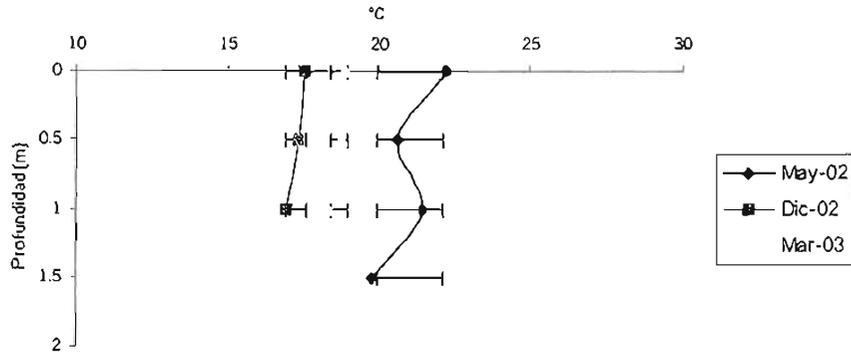


c)

Figura 6. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial La Mintzita: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.

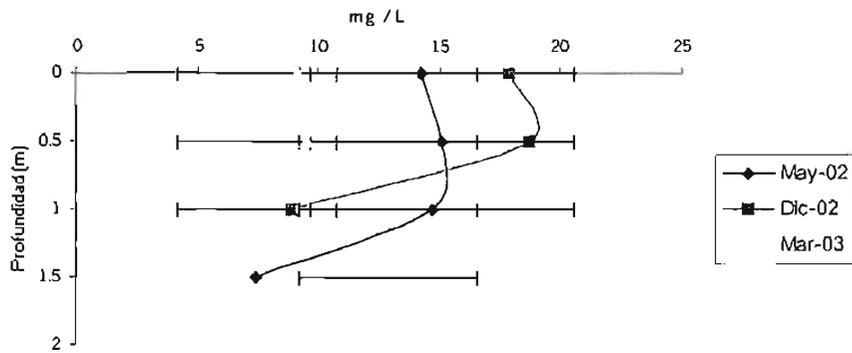


Temperatura Naranja



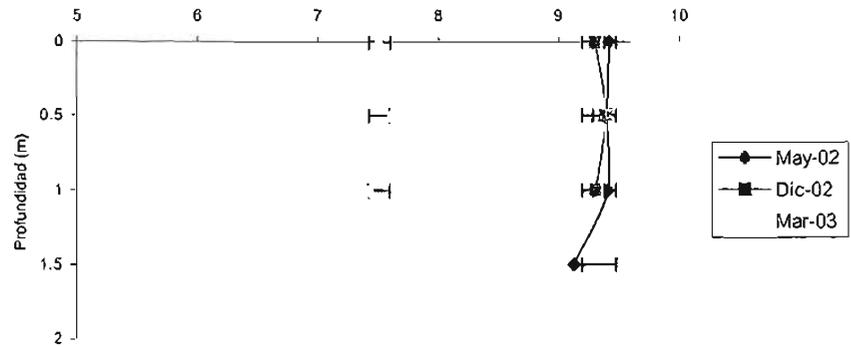
a)

Oxígeno Disuelto Naranja



b)

pH Naranja

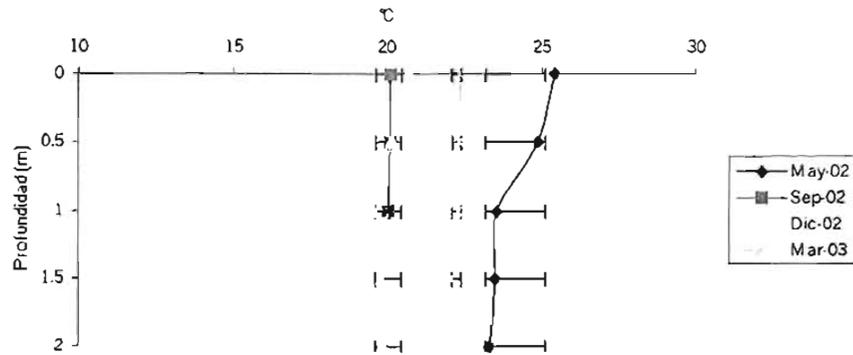


c)

Figura 7. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial Naranja de Tapia:
 a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.

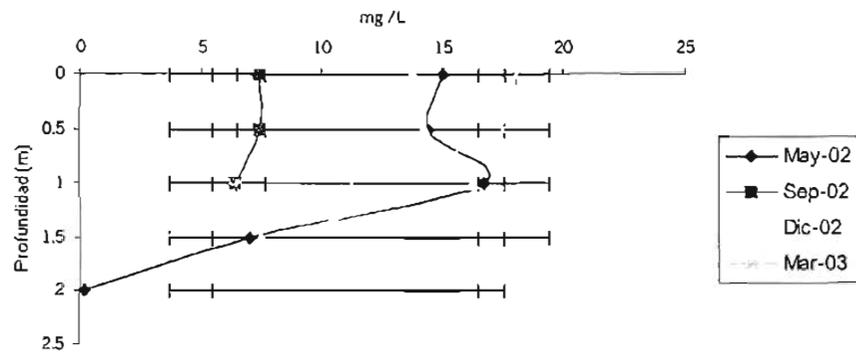


Temperatura Orandino



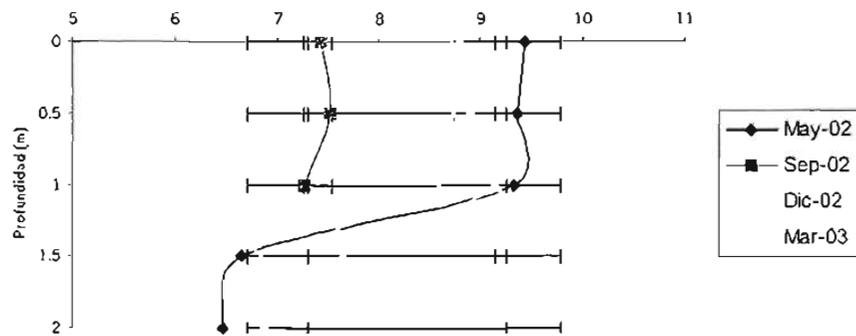
a)

Oxígeno Disuelto Orandino



b)

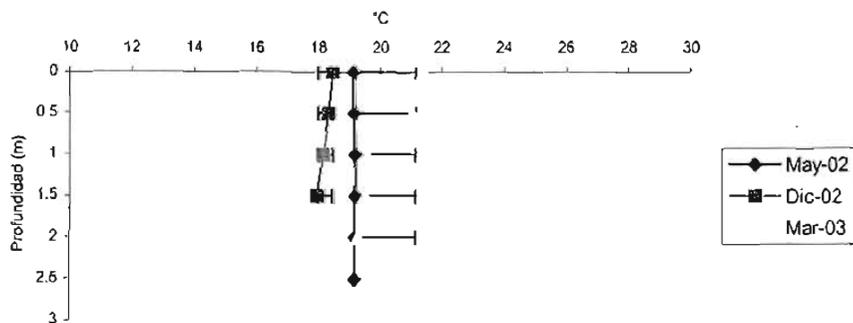
pH Orandino



c)

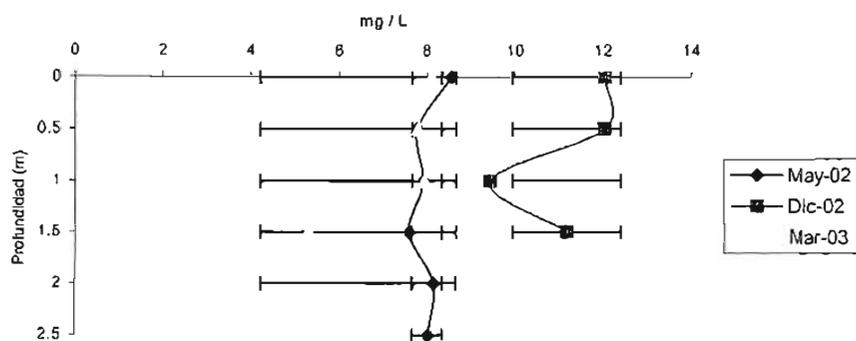
Figura 8.- Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial Orandino: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.

Temperatura San Cristóbal



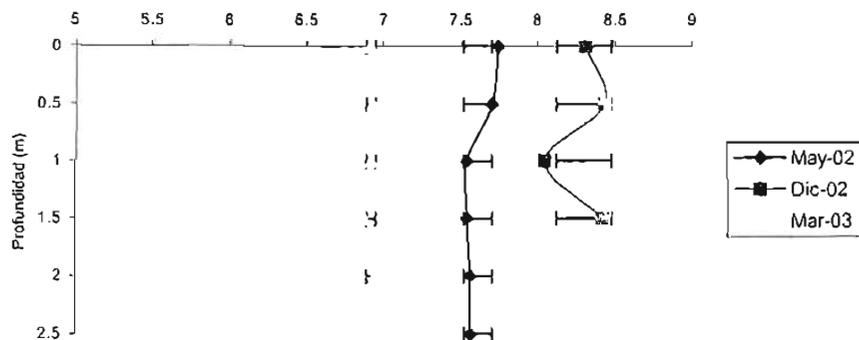
a)

Oxígeno Disuelto San Cristóbal



b)

pH San Cristóbal

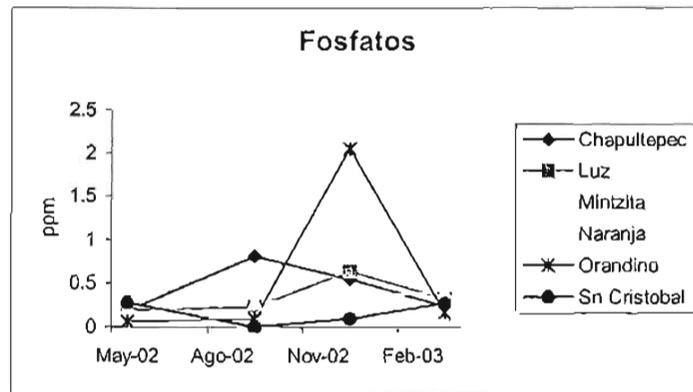


c)

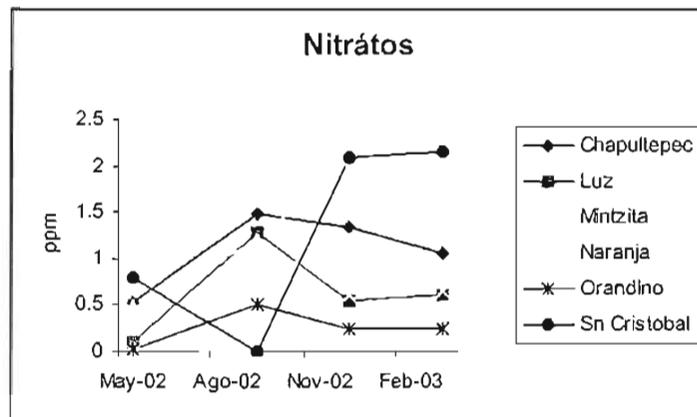
Figura 9. Parámetros físicos y químicos medidos por salida en el manantial San Cristóbal: a) Temperatura, b) Oxígeno Disuelto y c) pH.



Respecto a la concentración de los nutrimentos medidos se encontró que los valores promedio de nitratos fueron mayores en San Cristóbal y los menores en Orandino. La mayor concentración promedio de amonio se obtuvo en Chapultepec y la menor en San Cristóbal. Respecto a los fosfatos la mayor concentración promedio se encontró en Orandino y en San Cristóbal se encontró la menor (figura 10a, 10b y 10c.).



a



b

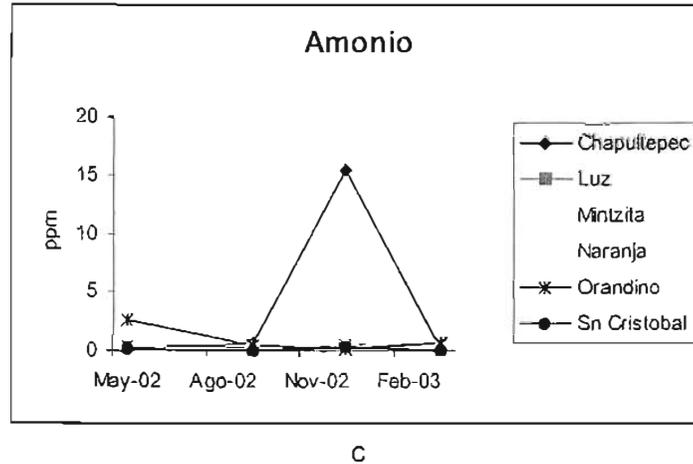


Figura 10. Concentración de nutrimentos medidos en los manantiales. a) Fosfatos (ppm), b) Nitratos (ppm) y c) Amonio(ppm).

Parámetros morfométricos

Las áreas superficiales de los manantiales variaron entre 0.5 y 10 ha. (Los resultados se resumen en la tabla 2). Los manantiales con mayor superficie y longitud máxima fueron La Mintzita y La Luz. En cuanto a su forma La Mintzita es alargada y angosta y La Luz tiende a ser elíptica, esto se corrobora con el DL que en el caso de La Mintzita es el que más se aleja de 1. Chapultepec presentó la menor área. San Cristóbal y Orandino son los más circulares y La Mintzita y Naranja de Tapia los menos circulares (ANEXO 7). Los más profundos fueron Chapultepec y San Cristóbal y los más someros fueron Naranja de Tapia y Mintzita. Debido a que su profundidad máxima en promedio varió entre 1.13 y 3.13 m se les puede considerar como someros.

Tabla 2. Parámetros morfométricos medidos de los manantiales en estudio.

Parámetro	chapultep ec	La Luz	Mintzita	Naranja de Tapia	Orandino	San Cristóbal
Área (ha)	0.46	7.32	7.66	1.79	4.49	1.26
Perímetro (m)	274.00	1319.18	1562	442.98	817.91	415.61
Longitud máxima (m)	117.32	426.08	570.05	149.74	314.01	170.50
Ancho máximo (m)	58.27	297.02	167.29	131.17	230.46	137.53
DL.	1,13	1.14	1,59	1,20	1,09	1,04
Profundidad Máxima promedio (m)	3,13	2,18	1,33	1,13	1,75	2,37

Cobertura vegetal

En el manantial Chapultepec se colectaron ocho especies de plantas acuáticas que cubrían el 81 % de su superficie. De acuerdo a su forma de vida las más abundantes fueron las enraizadas emergentes (49.8 %) y libres flotadoras (33.8%). La vegetación se distribuyó principalmente en la orilla del manantial pero con una gran cantidad de individuos distribuidos en todo el cuerpo acuático. En el manantial La Luz el porcentaje de cobertura vegetal fue de alrededor del 28 %, fue aquí donde se encontró el mayor número de especies vegetales de formas de vida y la más alta diversidad. Las formas de vida predominantes fueron las enraizadas emergentes (31 %) y las libres flotadoras (11 %). Las plantas acuáticas se distribuyeron hacia las orillas del cuerpo de agua. La Mintzita presentó también un alto porcentaje de cobertura (73.3 %) con 14 especies. Se encontraron cinco formas de vida predominando las enraizadas sumergidas (33 %) y libres flotadoras (21 %). Las plantas acuáticas



se distribuyeron tanto en la orilla como en el centro del manantial. En Naranja de Tapia los valores de cobertura no fueron muy altos (37.6%) representados por siete especies. Se encontraron cuatro formas de vida, predominando las enraizadas emergentes (30.9 %) básicamente en el centro del sistema y solo algunas en las orillas. En Orandino se colectaron siete especies de plantas acuáticas que cubrían el 23.5 %, en tres formas de vida predominando las enraizadas emergentes (22.5 %). La mayoría se encontraron en la parte suroeste del cuerpo de agua cerca de la zona litoral. Finalmente en el manantial San Cristóbal los valores de cobertura fueron de 7 % con cuatro especies y dos formas de vida de hecho fueron los valores más bajos en comparación con los demás manantiales en estudio. La forma de vida predominante fueron las enraizadas emergentes (7.7 %). Las macrofitas se distribuyeron hacia el suroeste en una zona poco profunda con una gran cantidad de sedimentos (Tabla 3).

Tabla 3. Porcentaje de cobertura total para la vegetación acuática encontrada en los manantiales.

Manantial	Porcentaje de cobertura vegetal
Chapultepec	81
La Luz	28
La Mintzita	73.3
Naranja de Tapia	37.6
Orandino	23.5
San Cristóbal	7

Descripción de peces

Numero de especies por lago

Los manantiales con mayor cantidad de especies de peces fueron Naranja de Tapia, Orandino y La Luz. Sin embargo, el más diverso fue La Luz seguido de Orandino, los menos diversos fueron Chapultepec y San Cristóbal. La especie encontrada en mayor cantidad de manantiales fue *Goodea atripinnis* presente en 5 de los 6 manantiales estudiados, y *Zogonecticus quitzeoensis* presente en



4. Hubo especies presentes en solamente 1 manantial estas fueron: *Allophorus zacapuensis*, *Allotoca diazi*, *Chapalichthys pardalis*, *Skiffia multipunctata*, *Yuriria alta* y *Chirostoma humboldtianum*.

Tabla 4. Especies de peces encontrados en los manantiales.

	Chapultepec	La Luz	Mintzita	Naranja de Tapia	Orandino	San Cristóbal	No. Manantiales
Fam. Goodeidae							
<i>Allophorus robustus</i>			*	*		*	3
<i>Allophorus zacapuensis</i>				*			1
<i>Allotoca diazi</i>	*						1
<i>Chapalichthys encaustus</i>		*			*	*	3
<i>Chapalichthys pardalis</i>		*					1
<i>Goodea atripinnis</i>	*	*	*	*		*	5
<i>Skiffia lermæ</i>	*		*	*			3
<i>Skiffia multipunctata</i>		*					1
<i>Xenotoca variata</i>				*	*	*	3
<i>Zogonecticus quitzeoensis</i>		*	*	*		*	4
Fam. Ciprinidae							
<i>Yuriria alta</i>			*				1
<i>Neotropls calientis</i>	*		*				2
Fam. Atherinidae							
<i>Chirostoma humboldtianum</i>				*			1
Fam. Poeciliidae							
<i>Poeciliopsis infans</i>		*		*		*	3
<i>Xiphophorus helleri</i>		*			*	*	3
<i>Xiphophorus maculatus</i>				*		*	2
No. de especies	4	7	6	10	3	8	
Índice de Diversidad de Shannon (H)	1,10	1,78	1,36	1,55	1,69	1,12	



Zooplanctívoros

Como resultado del análisis de contenidos estomacales, se encontró que algunas especies no consideradas como zooplanctívoras por la literatura, presentaron restos de estos organismos en sus tractos digestivos. A su vez no se encontró zooplancton en el tracto digestivo de una de las especies consideradas como zooplanctívoras en la literatura (Tabla 5).

Tabla 5. Especies zooplanctófagas según la literatura y especies donde se encontró zooplancton en su tracto digestivo.

ESPECIES	ESPECIES CON ZOOPLANCTON EN TRACTO DIGESTIVO	ESPECIES ZOOPLANCTÍVORAS (Medina, 1993)
Fam. Goodeidae		
<i>Allophorus robustus</i>		
<i>Allophorus zacapuensis</i>		
<i>Allotoca diazi</i>	*	*
<i>Chapalichthys encaustus</i>	*	
<i>Chapalichthys pardalis</i>		
<i>Goodea atripinnis</i>	*	
<i>Skiffia lermæ</i>		
<i>Skiffia multipunctata</i>		
<i>Xenotoca variata</i>		
<i>Zogonecticus quitzeoensis</i>	*	
Fam. Ciprinidae		
<i>Yuriria alta</i>		
<i>Neotropis calientis</i>		
Fam. Atherinidae		
<i>Chirostoma humboldtianum</i>	*	*
Fam. Poeciliidae		
<i>Poeciliopsis infans</i>		*
<i>Xiphophorus helleri</i>		
<i>Xiphophorus maculatus</i>		

Abundancias

Respecto a la abundancia, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), en el manantial San Cristóbal se encontró la mayor captura total de peces. En los manantiales de La Luz y Naranja fue donde se observó la menor abundancia (Figura 11)

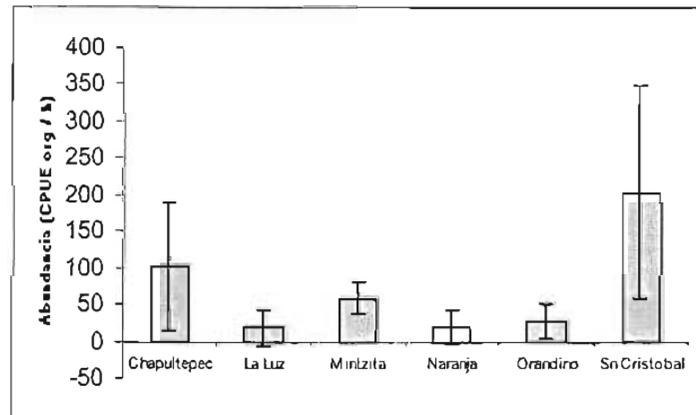


Figura 11. Valores de abundancia total de peces por manantial.

En casi todas las salidas se encontró que la máxima abundancia correspondió al manantial San Cristóbal, excepto en la segunda en la cual no se muestreo en este sistema. (Figura 12a, 12b, 12c y 12d).

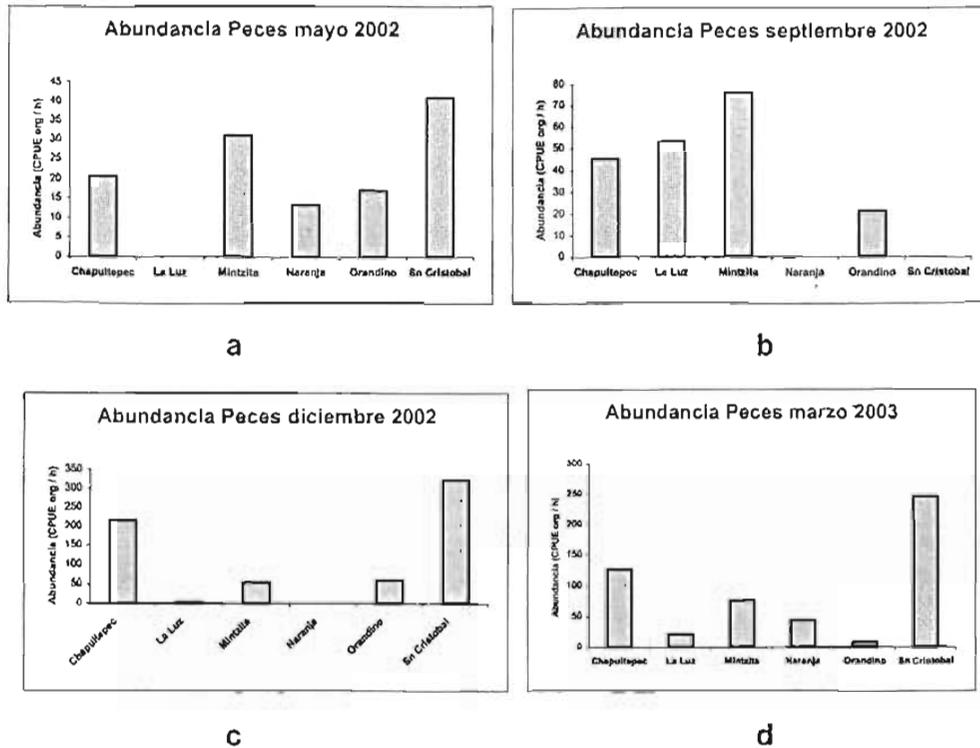


Figura 12. Valores de abundancia de peces por lago (CPUE). a) Salida 1, b) Salida 2, c) Salida 3 y d) Salida 4.

Para tres de los seis manantiales se presentó un incremento de abundancia durante el tercer muestreo (Diciembre 2002). Para los otros se presentó una disminución. En la cuarta salida (Marzo 2003) Se observó el comportamiento inverso, en los tres primeros una disminución y en los otros un aumento.

Riqueza de especies e Índice de diversidad

En el manantial La Luz se capturó el mayor número de especies durante la segunda salida y en Naranja el menor número en la tercera salida con cero especies. En general el numero de especies de peces fue alrededor de cinco (Figura 13).

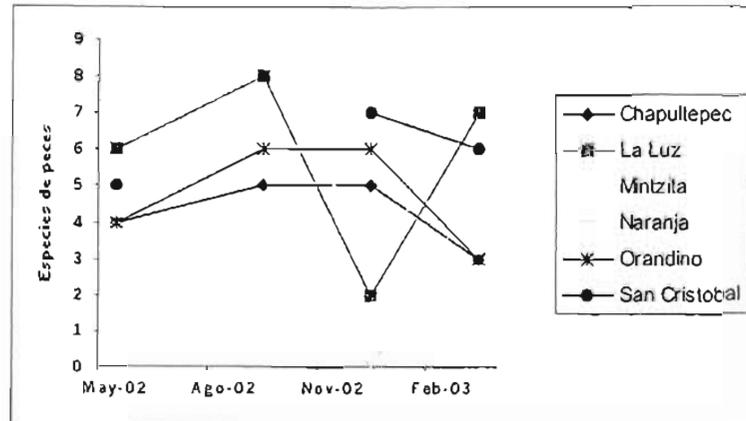


Figura 13. Número de especies de peces por salida en cada manantial.

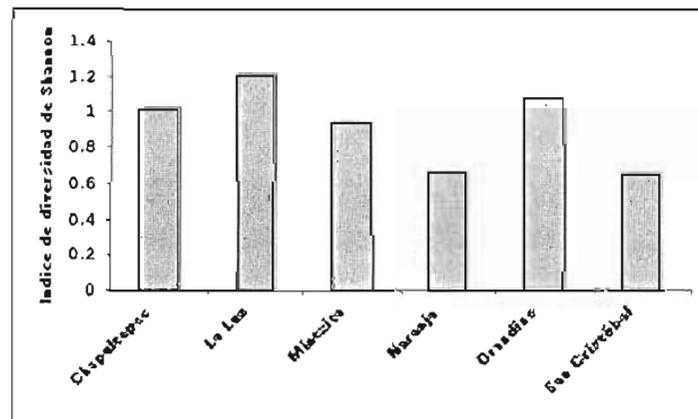


Figura 14. Valores promedio de Índice de diversidad de Shannon total por lago.

El índice de diversidad fue mayor en La Luz y Orandino y en Naranja y San Cristóbal se presentaron los menores (Figura 14).

En la segunda salida se encontró el mayor índice de diversidad en el manantial La Luz. El menor índice de diversidad corresponde a el manantial San Cristóbal durante la tercera salida (Figura 15).

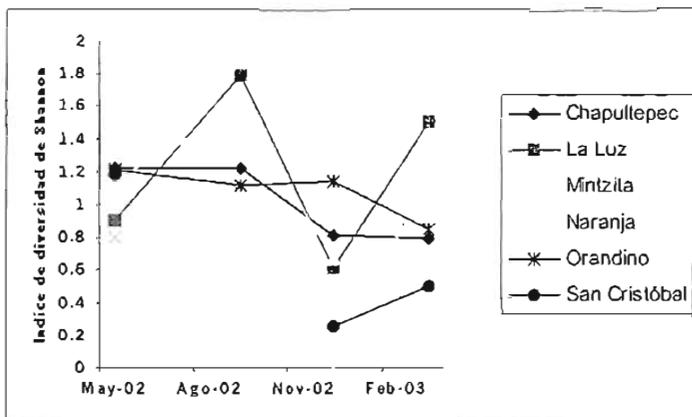


Figura 15. Índices de diversidad por salida por lago.

Captura en sitios con vegetación y sin vegetación

En zonas con vegetación, se encontró una mayor cantidad de peces (Figura 16).

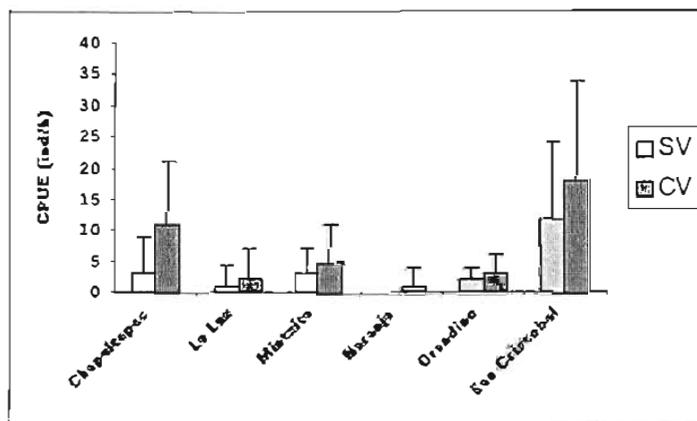


Figura 16. CPUE (Ind./h) peces encontrados en sitios con vegetación y sin vegetación por lago.

Tallas promedio de peces por lago

La talla promedio máxima de peces encontrada en los manantiales es de alrededor de 7 cm, esto refleja que las especies capturadas son de tallas relativamente pequeñas. El manantial donde se encontraron los peces más grandes fue San Cristóbal seguido muy cerca por La Luz. En el manantial La Mintzita se encontraron las tallas promedio más pequeñas (Figura 17).

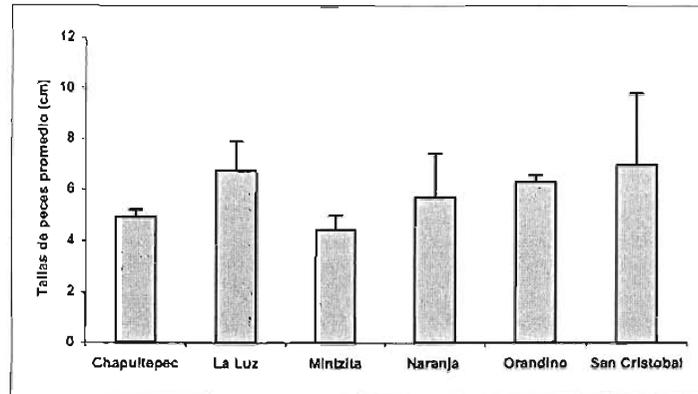


Figura 17. Valores promedio (cm) de tallas de peces por lago.

En las tallas promedio de los peces capturados por salida durante la primera fue cuando se encontró la mayor talla en el manantial San Cristóbal. En general estas fueron disminuyendo a lo largo del estudio y en el manantial La Mintzita se encontraron los peces de talla menor durante tres de las salidas, excepto en la segunda salida donde es igual que en Chapultepec.

Tamaño de boca de los peces

El tamaño de la boca de los peces es directamente proporcional al tamaño del pez. Las diferencias entre las especies implican que hay algunas de tallas pequeñas con bocas grandes y viceversa. En el manantial La Luz se encontraron peces con las bocas más grandes, aunque no los peces de tallas mayores. Los peces de boca más pequeña se encontraron en el manantial La Mintzita donde también se encontraron los peces más pequeños (Figura 18).

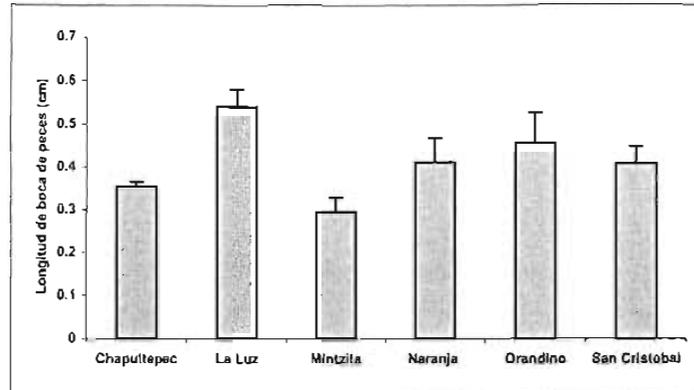


Figura 18. Tamaño promedio de las bocas de los peces (cm) capturados por lago.

En el manantial La Luz se encontraron los peces de boca más grande durante todas las salidas, asimismo en el manantial la Mintzita se encontraron los peces de bocas más pequeñas durante todas las salida. Las bocas de los peces capturados fluctuaron entre 0.2 y 0.6 cm.

Descripción de zooplancton

Especies identificadas

De los organismos zooplancónicos encontrados durante el estudio se identificaron algunas especies de rotíferos: *Aplanchna girodi*, *Brachionus calyciflorus*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Keratella sp.*, *Lecane bula*, *Lecane decipens*, *Lecane ludwigii*, *Lecane obtusa*, *Lecane signifera* y *Poliarthra sp.*

Tallas

Además de rotíferos se encontraron cladóceros y copépodos, en la siguiente tabla se indican las tallas mínima máxima y promedio por grupo, como se puede observar la talla mínima es de 0.06mm y la máxima de 0.62mm que corresponden a rotíferos y copépodos respectivamente. También se puede ver que los nauplios y cladóceros más pequeños son incluso menores que los rotíferos de mayor talla. Cabe aclarar que los copépodos se separaron en adultos y nauplios, debido a que estos últimos son tan pequeños como algunos rotíferos (Tabla 6).



Tabla 6. Tallas mínimas, promedio y máximas de los diferentes grupos de zooplancton encontrados.

	Rotíferos	Cladóceros	Nauplios	Copépodos
Mínima	0.06	0.23	0.16	0.34
Promedio	0.13	0.3	0.18	0.51
Máxima	0.33	0.42	0.22	0.62

Abundancias

El mayor valor de abundancia de zooplancton se presentó en mayo de 2002 en el manantial Naranja de Tapia. Aunque se trata de un caso extraordinario de 19992 org / L. Durante la salida realizado en marzo de 2003 se presentó en el mismo manantial una abundancia de 4995 org / L. Ambos valores fueron eliminados para poder observar con mayor detalle los demás casos. En los demás sistemas los valores de abundancia fueron en general bajos menores de 1600 org / L. (Figura 19).

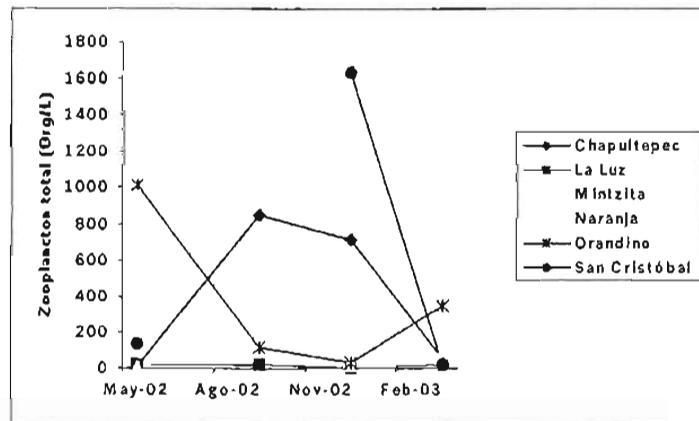


Figura 19. Abundancia total de zooplancton por salida en cada lago.

Al analizar los valores de abundancia de zooplancton por grupos y por salida se tiene que en el manantial de Naranja de Tapia se encontró la mayor abundancia de cladóceros. En la primera salida se encontró en el mismo manantial la mayor abundancia de rotíferos. En el caso de los copépodos la mayor abundancia se encontró durante la segunda salida en el manantial Chapultepec (Tabla 7).



Tabla 7. Valores de densidad de zooplancton (org / L) por grupos, encontrados en los manantiales por salida. S.D.= sin datos.

CLADOCEROS (org / L)				
	Mayo 02	Septiembre 02	Diciembre 02	Marzo 03
Chapultepec	0	0	18	6
La Luz	0	0	0	1
Mintzita	0	0	5	5
Naranja de Tapia	30	S.D.	59	124
Orandino	1	0	2	10
San Cristóbal	0	S.D.	3	1
COPEPODOS (org / L)				
	Mayo 02	Septiembre 02	Diciembre 02	Marzo 03
Chapultepec	6	600	38	13
La Luz	4	18	1	3
Mintzita	4	212	5	76
Naranja de Tapia	181	S.D.	166	476
Orandino	188	12	5	5
San Cristóbal	19	S.D.	382	6
ROTÍFEROS (org / L)				
	Mayo 02	Septiembre 02	Diciembre 02	Marzo 03
Chapultepec	0	246	654	36
La Luz	18	0	0	13
Mintzita	0	20	7	1
Naranja de Tapia	19781	S.D.	831	4395
Orandino	830	106	27	326
San Cristóbal	118	S.D.	1247	16

Respecto a la abundancia total de zooplancton promedio por lago y se encontró en Naranja de Tapia el mayor valor. En los demás los valores son semejantes y relativamente bajos (Figura 20).

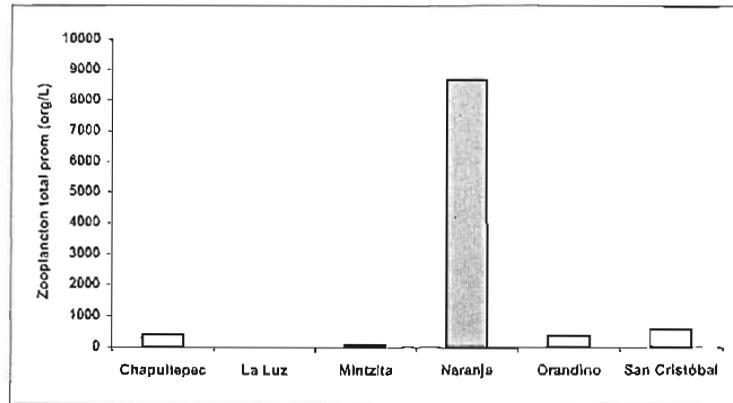
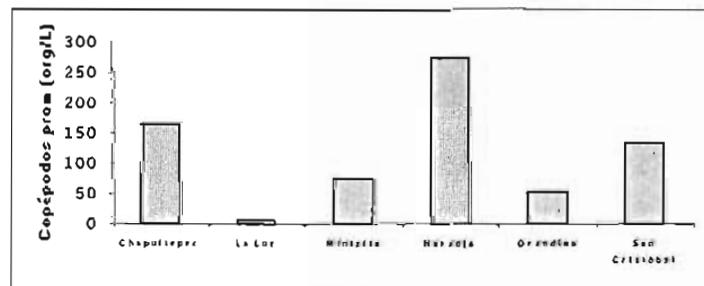


Figura 20. Valores de abundancia total de zooplancton en cada lago.

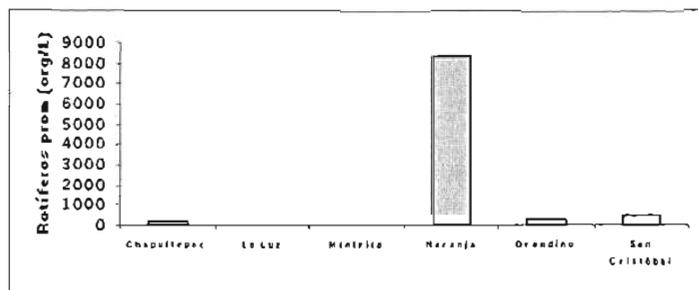
En el análisis de abundancias promedio por grupo de zooplancton, se encontró que en Naranja de Tapia está la mayor abundancia promedio para todos los grupos (Figuras 21 a, 21 b y 21 c). En el caso de cladóceros y rotíferos el manantial Naranja de Tapia presentó valores muy superiores a los de los demás manantiales, pero en el caso de los copépodos las abundancias fueron menos contrastantes.



a



b

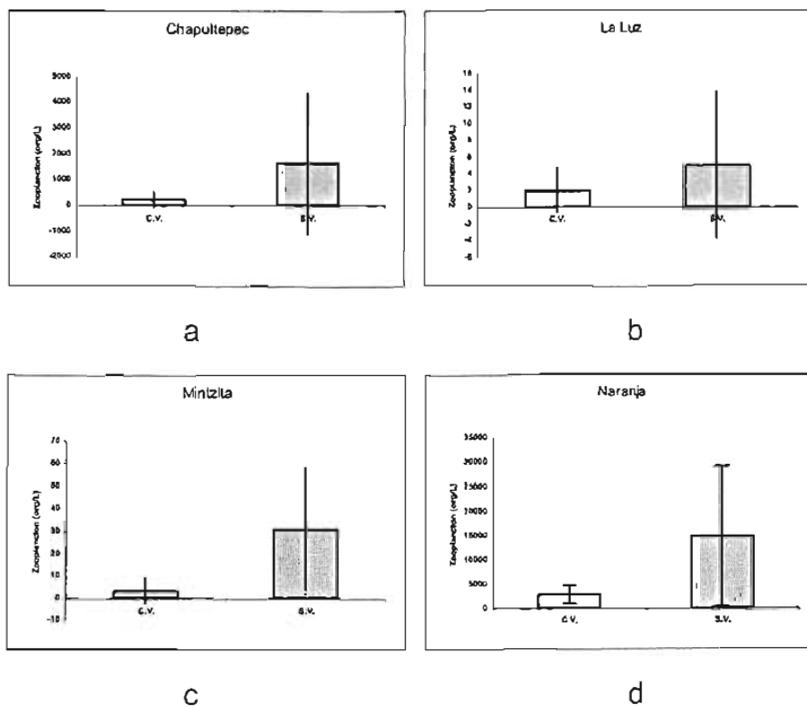


C

Figura 21. Valores promedio de abundancia de a) Cladóceros, b) Copépodos y c) Rotíferos en cada lago.

Zonas con y sin vegetación

Solamente en el manantial Orandino se encontró mayor abundancia de zooplancton en sitios con vegetación que en sitios sin vegetación. Sin embargo debido a la variabilidad de los datos no existe diferencia significativa entre los sitios (Figura 22a al 22f).



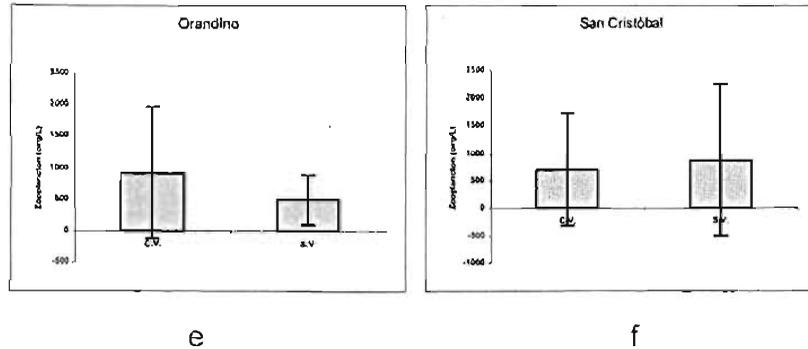


Figura 22. Organismos zooplanctónicos encontrados en sitios con vegetación (C.V.) y sin vegetación (S.V.) en cada lago.

Relación zooplancton vs. Peces zooplanctívoros

Proporción de zooplancton encontrada en los contenidos estomacales de los peces.

Si se considera el total de peces revisados, el contenido estomacal más frecuente en las especies de peces encontradas es la materia orgánica no identificable, insectos y restos vegetales en orden descendente; el porcentaje de zooplancton encontrado es de aproximadamente el 3.3 % considerando cladóceros y copépodos (Tabla 8).

Tabla 8. Proporción de categorías de alimento encontradas en los contenidos estomacales de los peces muestreados.

Contenido estomacal	Todos los peces	Peces zooplanctívoros	Peces con zooplancton en el tracto digestivo
Algas	1.89	0.99	3.33
Anfipodos	0.62	0.98	0
Cladóceros	1.63	2.79	7.88
Copépodos	1.69	3.64	9.76
Insectos	23.74	26.44	45.59
MONI	54.79	53.71	25.91
Sedimentos	2.71	2.96	5.41
Vegetales	9.45	8.50	2.13

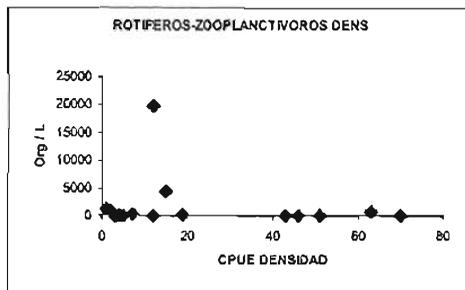


El análisis estadístico realizado mostró que no existe diferencia significativa entre los datos de zooplancton tomados en sitios con vegetación y sin vegetación ($p > 0.05$).

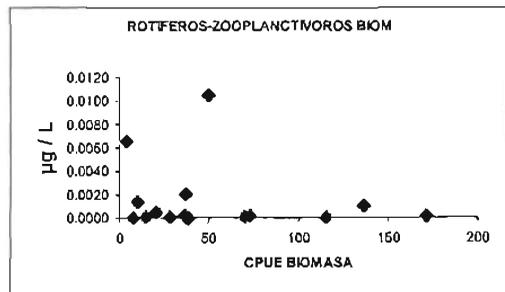
En la figura 23 se representa la relación entre zooplancton y peces zooplanctívoros separadas por salida. Los resultados obtenidos muestran, en todos los casos, que la relación no se ajusta de manera significativa a algún modelo ecológicamente interpretable.

También se realizaron pruebas para buscar alguna relación entre las especies de peces con tamaño de boca pequeña y el zooplancton, y como en los casos anteriores la relación no se ajusta de manera significativa a algún modelo conocido.

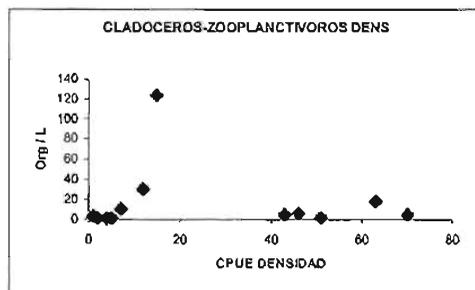
Relaciones densidad y biomasa.



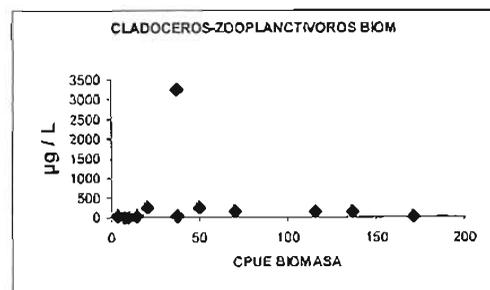
a). Densidad rotíferos



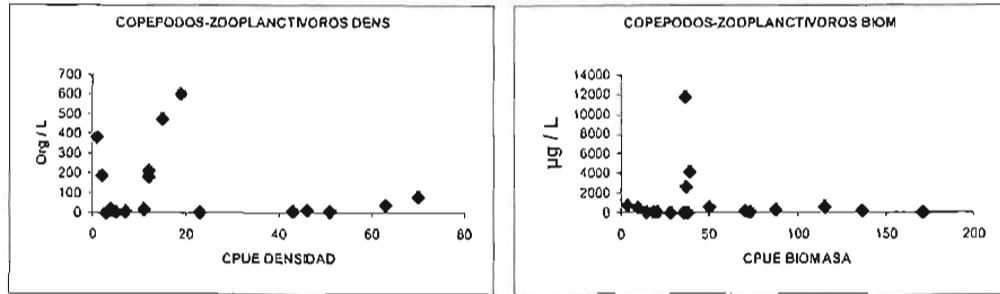
b). Biomasa rotíferos



c). Densidad cladóceros



d). Biomasa cladóceros



e). Densidad copéodos

f). Biomasa copéodos

Figura 23. Relación entre cada grupo de zooplancton y peces zooplanctívoros.

No se encontraron tendencias que explicaran algún tipo de relación entre la densidad y abundancia de peces con respecto a las del zooplancton (Figura 25 incisos a - f). Los valores de correlación fueron muy bajos, siendo el más alto de 0.512 . En casi todos los manantiales hubo bajas densidades y biomásas de zooplancton.

Frecuencias de tallas y tallas promedio de zooplancton encontradas en los embalses.

El intervalo de talla donde se encuentra la mayor cantidad de organismos zooplanctónicos es de 0.05 a 0.09 mm (Figura 24). Después de este intervalo la frecuencia disminuye hasta que en el intervalo 0.2 - 0.59 mm es prácticamente cero. Sin embargo, se presentan algunos copéodos en el último intervalo (0.6 – 0.65).

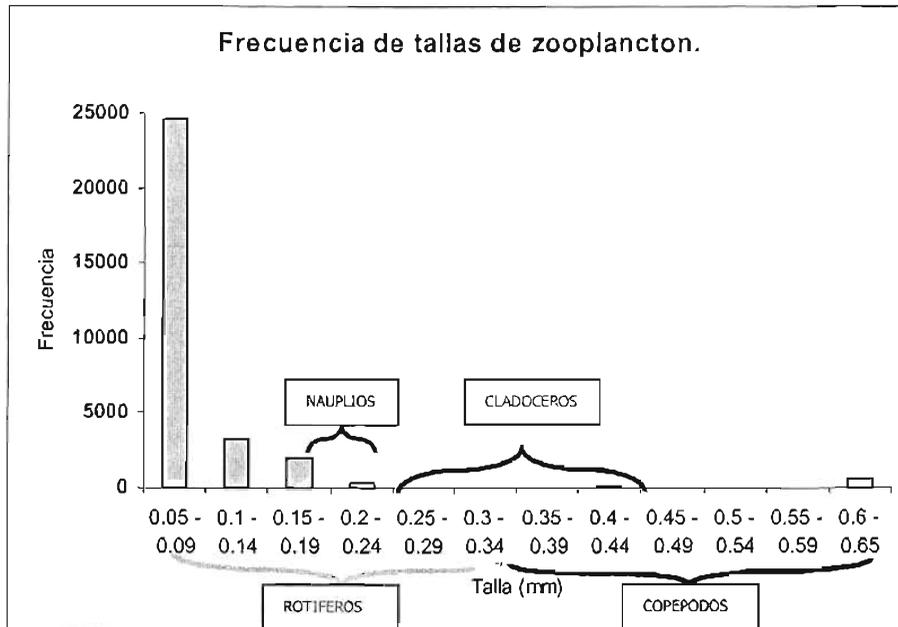


Figura 24. Histograma de frecuencias en intervalos de tallas de organismos zooplanctónicos en los lagos estudiados, con la llave se representan los intervalos de talla por grupo.

Al comparar la frecuencia de tallas de zooplancton con los intervalos de talla promedio de cada grupo de organismos zooplanctónicos, se puede observar que el grupo más frecuente fue el de los rotíferos (tallas de 0.06 a 0.33 mm), seguido por el de nauplios (0.23 a 0.42 mm). Por su parte, los cladóceros prácticamente no aparecieron en los muestreos y finalmente los copépodos aparecieron de manera esporádica.



DISCUSIÓN

Clasificación de los cuerpos de agua estudiados.

Los cuerpos de agua estudiados se encuentran ubicados dentro de la franja tropical, entre el ecuador y el trópico de cáncer (alrededor de los 19 ° latitud norte), por lo que se considerarían como tropicales. Sin embargo, los sistemas están a una altitud arriba de los 2000 m.s.n.m. y de acuerdo con Lewis (1983), este factor es muy importante para la clasificación térmica de un lago. A una mayor altitud la temperatura ambiente tiende a disminuir por que la capa atmosférica es más delgada lo que provoca que el calor se escape con mayor facilidad que estando en el nivel del mar. Con base en este razonamiento, este autor considera que a 20° de latitud se debe corregir en 0.34° por cada 100 m de elevación. De acuerdo con este factor de corrección los manantiales en estudio los clasificaría como subtropicales, puesto que estarían en una latitud correspondiente a los 26° latitud norte.

Esta corrección se tiene más sentido si se compara la temperatura media del agua de estos manantiales (cerca de 20⁰ C) con aquellos que se encuentran a la misma latitud pero a nivel del mar. Por ejemplo en el lago de Catemaco que se encuentra a 18° 21' de latitud y a 332 m.s.n.m, las temperaturas son en promedio de 26° C (Torres – Orozco y Zanatta, 1998).

Además de la latitud otro factor a considerar en la clasificación térmica de los lagos es la profundidad del lago (Lewis, 1983). La importancia de la profundidad radica en su relación directa con la estabilidad de la termoclina. Esto es, lagos más profundos tienen termoclinas más estables, ya que el volumen de agua es mayor, por lo que es más difícil romper la estratificación. Por ejemplo el lago de Alchichica se encuentra aproximadamente en la misma latitud de los manantiales estudiados (19° latitud norte), pero su profundidad es de aproximadamente 65 m; por lo que este lagos está clasificado como monomítico cálido, es decir presenta una mezcla al año durante la época fría (Alcocer *et al.*, 2000). Aparentemente la diferencia que determina el régimen de



circulación entre el lago de Alchichica y los manantiales de Michoacán es la profundidad.

Considerando la latitud, altitud y profundidad en los cuerpos acuáticos del presente estudio, estos se clasifican como polimícticos cálidos continuos, lo que significa que al menos se presenta una mezcla al día. Por lo que se esperaría que las variables físicas y químicas fueran homogéneas en la columna de agua. Este comportamiento se hace evidente al observar que la mayoría de los parámetros físicos y químicos medios medidos en los manantiales estudiados son poco variables.

Un último factor es la radiación solar. Los sistemas acuáticos que se encuentran en regiones tropicales y altas altitudes tienen peculiaridades a considerar. Por un lado, al encontrarse en latitudes tropicales, el gradiente climático latitudinal está relacionado principalmente con la radiación solar. Los gradientes latitudinales de radiación son el resultado de la curvatura y la inclinación del planeta. En las tablas meteorológicas están calculados los factores que indican una disminución progresiva de la radiación solar anual total del ecuador hacia altas latitudes. La radiación en los trópicos es mas constante comparada con la que se recibe en los polos.

Las cantidad de radiación incide de manera directa en la fotosíntesis, también induce gradientes en la temperatura del agua y en la estratificación y mezcla de los lagos (Lewis, 1996). De esta manera, los manantiales estudiados a pesar de considerarse como subtropicales por la corrección de latitud sugerida por Lewis (1983) reciben una cantidad de radiación correspondiente a lagos de zona tropical. Por lo que su capacidad fotosintetizadora sería la de un lago tropical por la incidencia de luz, sin alcanzar temperaturas propias de lagos tropicales debido a la altitud.

Zooplancton

Dentro de los géneros encontrados en los manantiales se observaron algunos reportados como típicos de ecosistemas acuáticos tropicales, tales como: *Keratella*, *Brachionus*, *Polyarthra*. (Fernando, 1980). En los lagos tropicales es



raro encontrar taxa correspondientes a organismos zooplanctónicos de tallas grandes (Fernando, 1980), como *Daphnia*, que representan mucha de la biomasa del zooplancton en los lagos templados, y que raramente esta representada en lagos tropicales. En estos ambientes las especies presentes de *Daphnia* suelen ser de tamaño pequeño (Fernando, 1980). En concordancia con estos trabajos, en los manantiales estudiados no se encontró ninguna especie del género *Daphnia*.

La relación depredador (zooplancton) presa (fitoplancton) es uno de los factores que puede ayudar a comprender las razones de las bajas densidades de peces. Por un lado, si la productividad primaria es baja, los recursos no serían suficientes para el zooplancton, manteniéndolos en bajas densidades. Otra forma de explicar estas bajas concentraciones es con base en modelos básicos de Lotka-Volterra. Aplicados a la relación fitoplancton zooplancton, estos modelos pueden generar una bi-estabilidad en el sistema. Es decir se puede encontrar, mucho fitoplancton y poco zooplancton o bien poco fitoplancton y mucho zooplancton (Scheffer, 1998). Esto debido al desfase que existe en las fluctuaciones poblacionales de depredadores y presas.

Otra posible explicación de que en los manantiales predominen los grupos de tallas pequeñas (principalmente nauplios y rotíferos) puede deberse a la presión de depredación por zooplanctívoros. Por ejemplo, en ausencia de un pez depredador organismos del género *Diaphanosoma* y *Ceriodaphnia*, pueden contar con una talla significativamente mayor que cuando está presente el pez (Vanni, 1986).

Además, *Diaphanosoma* puede ser levemente menos abundante en presencia de peces que en su ausencia, mientras que *Bosmina* llega a ser más abundante en presencia de peces que en su ausencia. De acuerdo con estos criterios se puede suponer que en general en los manantiales en estudio existe una fuerte presión de depredación sobre las poblaciones de zooplancton.



Otra causa de las bajas densidades de zooplancton puede ser la baja visibilidad de algunos de los manantiales debido a la gran cantidad de sólidos en suspensión presentes, principalmente arcillas . En lagos arcillotróficos, a pesar de haber una concentración de nutrientes tal que se pueda considerar al sistema como eutrófico, la fotosíntesis se ve limitada por la disminución en la penetración de luz debido a la cantidad de sólidos suspendidos que la reflejan, dispersan, refractan, etc. Lo cual provoca que las poblaciones planctónicas se vean limitadas en su desarrollo. En un experimento realizado en el Lago de Chapala se encontró que el fitoplancton mostró una inhibición de su crecimiento con el incremento en la concentración de sedimentos. Así la turbidez inorgánica modifica el flujo de carbono reduciendo la producción de partículas autotróficas (Dávalos-Lind, 1996).

Relación zooplancton peces.

En cuanto a la relación zooplancton peces se observó que independientemente de la densidad de peces, la densidad de zooplancton es baja, es decir que a altas densidades de peces la densidad de zooplancton es baja y a bajas densidades de peces también hay una baja densidad de zooplancton. Lo anterior sugiere que una baja densidad de peces puede mantener deprimidas las poblaciones de zooplancton o bien que éste es depredado por otro tipo de organismos como por ejemplo algunos invertebrados.

Como se mencionó anteriormente dentro de los factores relacionados al depredador se encuentra el tamaño de boca de los peces, este es uno de los factores más importantes ya que de éste depende la longitud de la presa que consumirá, es decir hay una depredación selectiva dependiendo del tamaño de su boca.

Los patrones de selección de la presa por los peces zooplanctívoros han sido interpretados de varias maneras. Generalmente, la capacidad de consumir una presa determinada depende del tamaño de la boca de los peces (Zaret, 1980). Así el tamaño de boca puede jugar un papel muy importante en la captura de



las presas, de tal forma que los peces consumen diferentes grupos de organismos conforme van creciendo y su boca aumenta de tamaño (Sierra, 1994).

Cabe mencionar que no se observó ningún indicio de rotíferos dentro de los contenidos estomacales de los peces analizados. Así, se manejó la hipótesis de que probablemente eran completamente digeridos y por eso no se encontraban en los tractos digestivos por ser de cuerpos blandos. Para comprobar lo anterior se procedió a buscar estructuras duras en las muestras de contenido estomacal, como indicio de que los peces se alimentaron de rotíferos. Al no encontrar las evidencias se descartó que su alimentación consistiera de rotíferos, y se apoyó la teoría del forrajeo óptimo (Emlen, 1966 y MacArthur y Pianka, 1966). Según ésta teoría resulta más redituable consumir un organismo de talla grande que varios de talla pequeña, sobre todo si el esfuerzo que se hace para conseguir a los de talla pequeña es mayor. Así, se obtiene una ganancia máxima con un costo mínimo.

Otro aspecto a considerar es que la mayoría de los peces que se encuentran en los manantiales en estudio son Godeidos, que es una familia de organismos vivíparos (Webb, 1998). Los peces vivíparos nacen con tallas grandes (la talla promedio es de cerca de 9 mm), el tamaño de la boca es también grande (cerca de 0,12 mm), por lo que tienen posibilidades de incluir una variedad más amplia de presas en su dieta. La relación directa entre el tamaño del cuerpo y el tamaño de la boca observado en *Allotoca dugesi* (Goodeido vivíparo) sugiere el consumo de presas más grandes con el aumento de la edad. (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2002). Tal cambio ontogénico en la selección de presas no ocurre a la misma edad en todas las especies de peces. De aquí se asume la preferencia por el zooplancton de tallas grandes por parte de los Godeidos y que los peces prefieran no alimentarse de rotíferos por ser organismos muy pequeños.

Los resultados entonces sugieren que el zooplancton se encuentra en muy bajas densidades y cuando llega a aparecer es consumido inmediatamente por



los peces y de esta forma mantienen deprimida la población de zooplancton, sobre todo el de tallas que corresponden a los cladóceros. Esto se puede observar en la figura 26, donde se ve una baja densidad de cladóceros y copépodos ya que son su alimento preferencial, pero la densidad es tan baja que las poblaciones no se recuperan fácilmente.

Las densidades de zooplancton en los manantiales fue baja por lo que el alimento para los peces zooplanctívoros es limitado, sin embargo al observar los datos obtenidos en los contenidos estomacales de los peces (Tabla 8), se puede observar que la mayor proporción de alimento reconocible encontrada fue la de insectos con un 45.59 %, seguido por copépodos y luego por cladóceros.

Es probable que el zooplancton no solamente sea depredado por peces, sino que también por parte de algunos invertebrados. De acuerdo con una investigación realizada en dos embalses tropicales, un factor que pudo incidir en la densidad de zooplancton, es la depredación por peces e invertebrados (González *et al.*, 2000). En este estudio se encontraron larvas del díptero *Chaoborus* en ambos cuerpos de agua, y se consideró que ésta pudo afectar las densidades de zooplancton por su capacidad de capturar microcrustáceos planctónicos y rotíferos en grandes cantidades (Infante, 1988 y 1992). Por lo que la depredación continua mantiene las tallas pequeñas y la baja biomasa del zooplancton (Fernando, 1994). En lagos y reservorios tropicales especialmente someros y bajo condiciones de eutrofización, los efectos de regulación de la interacción peces / zooplancton sobre el fitoplancton aparentemente es menos significativa que en zonas templadas, aunque la baja abundancia de zooplancton de tallas grandes como *Daphnia* en muchos lagos y reservorios tropicales es indicador de una fuerte depredación por peces (Fernando, 1994).

No se descarta la posibilidad de que dentro de los insectos presentes en los contenidos estomacales de los peces se haya presentado el Díptero *Chaoborus*. En el caso de que *Chaoborus* estuviera dentro de los cuerpos



acuáticos estudiados (lo que es muy probable), así como otros grupos de insectos e invertebrados zooplanctívoros, tendría más sentido el hecho de haber obtenido bajas densidades del zooplancton, ya que esto implicaría que se encuentra sometido a la presión de dicho grupo además de la ejercida por los peces. También tendría mayor sentido la débil relación observada entre peces zooplanctívoros y el zooplancton.

De esta forma la interacción entre peces, insectos y zooplancton sería mucho más compleja.

Por lo tanto, en lagos tropicales, la relación entre peces zooplanctívoros y zooplancton es diferente que en lagos templados (Lewis, 1983). Los resultados sugieren que las especies de zooplancton en lagos subtropicales difieren sobre todo en talla, debido a que éstas son de géneros de talla menor y además están sometidas a mayor presión por depredación (Fernando 1994). La baja densidad de zooplancton encontrada en la mayoría de los manantiales es un factor que determina de manera importante la débil relación con los peces zooplanctívoros. De esta baja densidad se deriva la importancia que adquiere la presencia de larvas de insectos al ser el alimento alternativo para dichos peces. De esta manera, el uso de zooplancton como alternativa de biomanipulación en ecosistemas como los estudiados puede no ser tan efectiva como en otros sistemas. Sin embargo, sería necesario analizar más a fondo el papel que juegan las larvas de insecto dentro de las interacciones de la cascada trófica en este tipo de ecosistemas.



CONCLUSIONES

El diseño de muestreo y los resultados encontrados en la presente investigación no permitieron confirmar la existencia de una relación estadísticamente significativa entre las comunidades de peces y de zooplancton.

Las densidades y biomásas de zooplancton permanecieron bajas independientemente de la densidad, biomasa, talla y composición de peces de los cuerpos acuáticos estudiados.

Los resultados del análisis de contenido estomacal de los peces evidencian una relación trófica con el zooplancton, sin embargo la presencia constante y numerosa de otras fuentes alimenticias (insectos) sugiere que los peces consideran fuentes alternativas de alimento, lo cual pudiera ser la explicación a la falta de correlación estadística entre peces y zooplancton.

LITERATURA CITADA

Alcocer, J., A. Lugo, E. Escobar, M. R. Sánchez y G. Vilaclara. 2002. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, Mexico. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27(5):3166-3169.

Arredondo-Figueroa, J. L. y J. L. García-Calderón. 1982. La conducta física, química y rendimiento pesquero de un estanque temporal utilizado para la piscicultura extensiva en el Estado de Morelos, México. *Revista Latinoamericana de Acuicultura*, 12: 1-28.

Barbur, C. D. 1973. A biogeographical history of *Chirostoma* (Pisces Atherinidae): A species flock from the Mexican Plateau. *COPEIA* 1973:533-556.

Benndorf, J., H. Kneschke, K. Kossatz y E. Penz. 1984. Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes. In *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 69: 407-428.

Benndorf, J. 1988. Objectives and unsolved problems in ecotechnology and biomanipulation: A preface. *Limnologica*, 19: 5-8.

Benndorf, J., H. Schulz, A. Benndorf, R. Unger, E. Penz, H. Kneschke, K. Kossatz, R. Dumke, U. Hornig, R. Kruspe y S. Reichel. 1988. Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stock: Long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. East Germany. *Limnologica*, 19: 97-110.

Benndorf, J. 1990. Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia*, 200-201:187-203.

- Bergquist, A. M., S. R. Carpenter y J. C. Latino.** 1985. Shifts in phytoplankton size structure and community composition during grazing by contrasting zooplankton assemblages. *Limnology and Oceanography*, 30: 1037-1045.
- Brooks, J. L. y S. I. Dodson.** 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.
- Burns, C.W.** 1968. The relationship between body size of filtering cladocera and the maximum particle ingested. *Limnology and Oceanography*, 13: 675-678.
- Carpenter. S. R., J. F. Kitchell y J. R. Hodgson.** 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35: 634-639.
- Carpenter. S. R. y J. F. Kitchell.** 1987. The temporal scale of variance in limnetic primary production. *The American Naturalist*, 129: 417-433.
- Carpenter. S. R. y J. F. Kitchell.** 1996. *The trophic cascade in lakes.* Cambridge University Press. New York. 385 p.
- Charles, W., A. Kerfoot y J. Andrews.** 1987. *Predation. direct and indirect impacts on aquatic communities.* University Press of New England, Hanover and London, USA. 386 p.
- Dávalos-Lind, L.** 1996. Phytoplankton and bacterioplankton stress by sediment-borne pollutants. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 5: 99-105.
- De Bernardi, R.** 1981. Biotic interactions in freshwater and effects on community structure. *Boll. Zool.*, 48:353-371.
- De Bernardi, R. y G. Guissani.** 1990. Are blue – green algae a suitable food for zooplankton?. An overview. *Hydrobiology*, 200-201: 29 – 41.



De Melo, R., R. France y D. J. McQueen. 1992. Biomanipulation: hit or Myth.. *Limnology and Oceanography*, 37: 192-207.

Domínguez, D. O. 2004. Biogeografía histórica de la subfamilia Goodeinae (Cyprinodontiformes: Goodeidae) en la mesa central de México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 143 p.

Domínguez-Domínguez, O., S. Nandini y S. S. S. Sarma. 2002. Larval feeding behaviour of the endangered fish golden bubblebee goodeid, *Allotoca dugesi*, implications for conservation of an endangered species. *Fisheries Management and Ecology*. 9: 1-17.

Downing, J. A. y F. H. Rigler. 1984. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. Blackwell Scientific Publications. Great Britain. Second edition. 501 p.

Duncan, A. 1984. Assessment of factors influencing the composition, body size and turnover rate of zooplankton in Parakrauma Samudra, an irrigation reservoir in Sri Lanka. *Hidrobiología* 113: 201-215.

Echelle, A. A. y Echelle, A. F. 1984. Evolutionari generics of a "species flock". Aterinid fishes on the Mesa Central of Mexico. In: Echelle, A. A., and I. Kornfield, *Evolution of Fish Species Flocks*, University of Main at Orono Press. 93-110.

Edmonson, W. T., y Litt, A. H. 1982. *Daphnia* in Lake Washington. *Limnology and Oceanography*. 27:272-293.

Emlen, J. M. 1966. The role of time and energy in food preference. *The American Naturalists*. 100(916).



Fernando, CH. 1980. The species and size composition of tropical freshwater zooplankton with special reference to the oriental region (South East Asia) *Int. Revue ges. Hydrobiología*, 76: 149-167.

Fernando, CH. 1994. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. *Hidrobiología*, 272: 105-123.

González. E. J., M. Ortaz, M. L. Matos, C. Peñaherrera y V. Carrillo. 2000. Zooplankton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. *INCI*. 27(10).

Hackanson, L., 1981. A manual of lake morphometry. Springer – Verlag. Berlin. 77 pag.

Hall, D. J., S. T. Threlkeld, C. W. Burns y P. H. Crowley. 1976. The size efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Annu. Review of Ecology and Systematic*, 7: 177-208.

Hambright, K. D. 1994. Can zooplanktivorous fish really affect lake thermal dynamics?. *Archivfor. Hydrobiologie*, 130: 429-438.

Hrbáček, J., M. Dvorakova, V. Korinek y L. Prochaskova. 1961. Demostration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 14: 192-195.

INEGI. 1990. Carta estatal de vegetación, uso actual del suelo, fenómenos climatológicos, topográfica, hidrología superficial y suelos. Escala 1:500,000. SPP. INEGI.

Infante, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. Serie de Biología Monografía No. 33. Secretaría General de la Organización de los Estados

Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D. C. 126 p.

Infante, A. 1992 Annual variations in abundance of zooplankton in Lake Valencia (Venezuela). Arch. Hydrobiol. 93: 194-208.

Jeppesen, E., M. Sondergaard, E. Mortensen, P. Kristensen, B. Riemann, H.J. Jensen, J.P. Muller, O. Sortkjaer, J.P. Jensen, K. Christoffersen, S. Bosselmann y E. Dall. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes I: cross-analysis of three Danish case-studies. Hydrobiologia 200/201: 205-218.

Kasprzak, P., J. Benndorf, R. Koschel y F. Recknagel. 1988. Applicability of the food-web manipulation in the restoration program of a hypertrophic starfield lake: Model studies for Lake Haussee (Feldberg, GRD). Limnológicas, 19: 87-95.

Kerfoot, W.C. and A. Sih. (eds.). 1987. Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities. Univ. Press of New England, Hanover, NH.

Koste, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mineleupas. Ein Bestimmungswerk berg. Von max Voigt. Überordnung Monogononta. Vol. 1-2 673 p. + 234 pl.

Lewis, W. M. Jr., 1979. Zooplankton community Analysis. Springer – Verlag, New York. 163 pag.

Lewis, W. M. Jr., 1983. A revised classification of lakes based on mixing. Canad. Jour. Fish. Aquatic Science, 40: 1779-1787.



Lewis, W. M. Jr., 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. F. Schiemer y K.T. Boland (eds). SPB Academic Publishing bv. Amsterdam, The Netherlands. Perspectives in Tropical Limnology, 43-64.

Linderman, R. L. 1942. The trophic dynamic aspect of ecology. Ecology, 23: 399-418.

Lyche, A. 1989. Plankton community response to reduction of planktivorous fish populations. A review of eleven case studies. Aqua Fennica, 19: 59-66.

MacArthur, R. H. Y E. R. Pianka. 1966. On optimal use of a patchy environment. The American Naturalists. 100(916).

McCauley, E. y F. Briand. 1979. Zooplankton grazing and phytoplankton species richness field test of the predation hypothesis. Limnology and oceanography. 24: 243-252.

McCauley, E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: A manual on methods for the Assessment of secondary productivity in fresh waters, (ed. J. A. Downing and F. H. Rigler), 17:228-265. Oxford. Blackwell.

Medina, N. M. 1993. Ictiofauna de la subcuenca del río Angulo cuenca Lerma-Chapala, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. UMSNH. México. 146 p.

Meijer, M. L., E. Jeppesen, E. Van Donk y B. Moss. 1994. Long-term responses to fish-stock reduction in small shallow lakes: interpretation of five-years results of four biomanipulation cases in The Netherlands and Denmark. Hydrobiologia, 276: 457-466.

Mestre, J. E. 2002. La Cuenca Lerma-Chapala. En: Lagos y Presas de México. De la Lanza, G. Y J. L. García-Calderón (Comps.). AGT Editor, S. A. 680 pag.



Miller, R. R. y Smith, M. L. 1986. Origin and geography of the fishes of Central México; en: Hocutt, C. H., Wiley-Intersciences publication. 487-519.

Mittelbach, G. G., A. M. Turner, D. J. Hall, Retting, J. E. y C. W. Osenberg. 1995. Perturbation and resilience: A long-term, whole-lake study of predator extinction and reintroduction. *Ecology*, 76: 2347-2360.

Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164:262-270.

Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100: 65-75.

Peters, R. H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press. New York, New York. USA.

Porter, K. G. 1976. Enhancement of algal growth and productivity by grazing zooplankton. *Ecology*. 71: 44-56.

Porter, K. G. 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. *American Scientist*. 65: 159-170.

Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman y Hall London. 357 pag.

Schindler, D. W. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters, *Limnology and Oceanography*, 23: 478-486.

Schoenberg, S. A. y Carlson, R. E. 1984. direct and indirect effects of zooplankton grazing on phytoplankton in a hypereutrophic lake. *Oikos*. 42:291-302.



Shapiro, J., V. La Marra, y M. Lynch. 1975. Biomanipulation: An ecosystem approach to lake restoration. In P.L. Brezonik and J.L. Fox, eds., Water Quality Management through Biological Control, Gainesville, FL: Dept. of Env. Eng. Sciences, Univ. Florida. 85-96.

Shapiro, J., B. Forsberg, V. Lamarra, M. Lynch, E. Smelzer y G. Soto. 1982. Experiments and experiences in biomanipulation. Studies of biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. Interim Rep. No. 19, Limnol. Res. Cent. Univ. Minnesota. Minneapolis, Minnesota: 249 p.

Shapiro, J. y D. I. Wright. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. Freshwater boil., 14: 371-381.

Shapiro, J. 1990. Biomanipulation: the next phase – making it stable. Hydrobiologia 200/201: 13-27. R.D. Gulati, E. H. R. R. Lammens. M-L Meijer y E. Van Donk (eds). Biomanipulation – Tool for Water Management.

Sierra, L. M. 1994. Relaciones tróficas de los juveniles de cinco especies de Pargo (Pises: Lutjanidae) en Cuba. <http://www.ots.duke.edu/tropibiojnl/claris/44-3Y45-1/SIERRA.HTM>.

Sommer, U. 1989. Plankton ecology: succession in plankton communities. Springer-Verlag, New York, 605 p.

Sondergaard, M., E. Jeppesen y S. Berg. 1997. Pike (*Esox Lucius*) Stocking as a biomanipulation tool, 2. Effects on lower trophic levels in Lake Lyng. Denmark. Hydrobiologia, 342-343: 319-325.

Tonn, W. M. y J. J. Magnuson. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin Lakes. Ecology 63:1149-1166.



- Torres – Orozco B., R. E. y Sandra A. Zanatta.** 1998. Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 46(2): 285 – 296.
- Van Donk, E., M. P. Grimm, R. D. Gulati y J. G. P. Klein Bretelar.** 1990. Whole-lake food-web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia*, 200-201: 275-290.
- Vanni, M. J.** 1986. Fish predation and zooplankton demography: indirect effects. *Ecology*, 67: 337-54.
- Webb, S. A.** 1998. A phylogenetic analysis of Goodeidae (Teleostei: Cyprinodontiformes). Doctoral Thesis, Ann Arbor. MI: University of Michigan, 182 p.
- Werner, E. E.** 1986. Species interactions in freshwaters communities. In *Community ecology*. Edited by J. Diamond and T. J. Case. Harper and Row. New York, 315 p.
- Williamson, C. E.** 1987. Predator-prey interactions between omnivorous diaptomid copepods and rotifers: The role of prey morphology and behaviour. *Limnol. Oceanogr.* 32:167-177.
- Zaret, T. M.,** 1980 *Predation and freshwater communities*. Yale University Press. New Haven, CT, USA, 187 pp.



ANEXO 1

Hábitos alimenticios de los peces de acuerdo al contenido estomacal encontrado.

	Algas	Anfípodos	Cladóceros	Copépodos	Insectos	MONI	Sedimentos	Vegetales	Hábitos alimenticios.
<i>A. diazi</i>			10,43	10,43	60,83	10,83		7,50	Insectívoro, zooplanctófago.
<i>A. robustus</i>					64,25	35,75			Insectívoro.
<i>A. zacapoensis</i>					100,00				Insectívoro.
<i>Ch. encaustus</i>	8,89	0,43		2,25	2,43	73,13	11,39	1,50	Herbívoro.
<i>Ch. humboltianum</i>			25	32	38,00	5,00			Insectívoro, zooplanctófago.
<i>Ch. pardalis</i>						60,00	10,00	30,00	Herbívoro.
<i>G atripinis</i>			0,5	0	4,44	70,12	5,84	19,11	Herbívoro.
<i>P. Infans</i>					6,67	92,78	0,37	0,19	Insectívoro.
<i>S. lermæ</i>	6,29	0,31			4,49	71,29		17,61	Herbívoro.
	33,3								
<i>S. multipunctata</i>	7	2,50				55,00	9,13		Herbívoro.
<i>X. helleri</i>					16,75	83,25			Insectívoro.
<i>X. maculatus</i>	0,20				0,35	97,70	1,45	0,30	Bentívoro?.
<i>X. variata</i>	2,75	1,67			48,55	40,12	0,25	6,67	Insectívoro.
<i>Y. alta</i>					23,00	74,67		2,33	Insectívoro.
<i>Z. quitzeoensis</i>		2,50	1,45	3,33	60,08	30,77		1,88	Insectívoro.

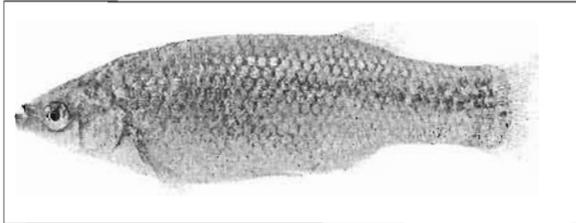
En el cuadro se presentan los resultados de los contenidos estomacales encontrados en los peces analizados. Para decidir sus hábitos alimenticios se consideraron los dos alimentos que se encontraron en mayor porcentaje, descartando la materia orgánica no identificable (MONI).

ANEXO 2

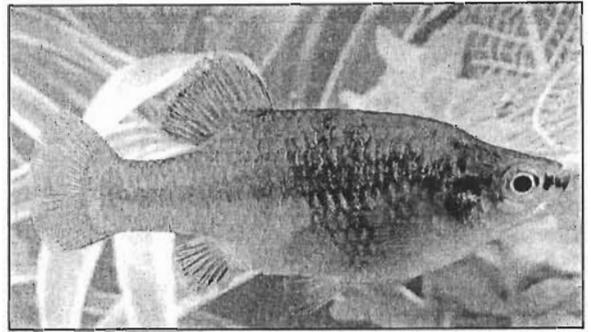
Especies de peces encontradas

(Fotos. Teodicdo Camargo Guerra. Lab. Ecología y Restauración ambiental, IBUNAM)

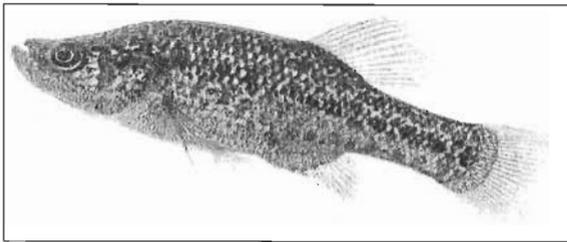
Godeidos



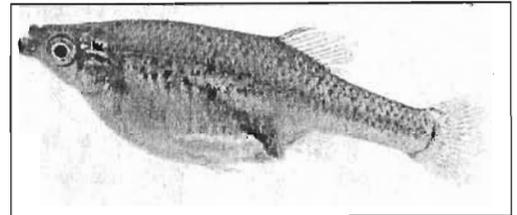
Goodea atripinnis



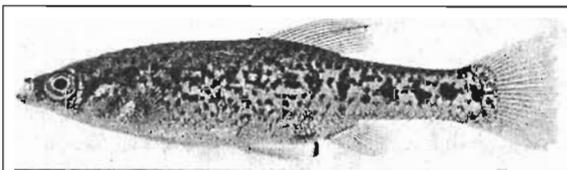
Zoogoneticus quitzeoensis



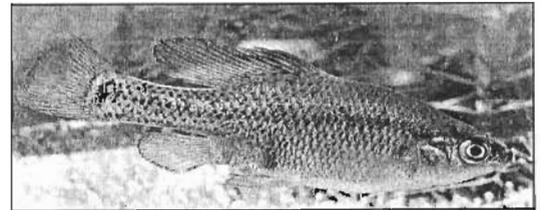
Allophorus robustus



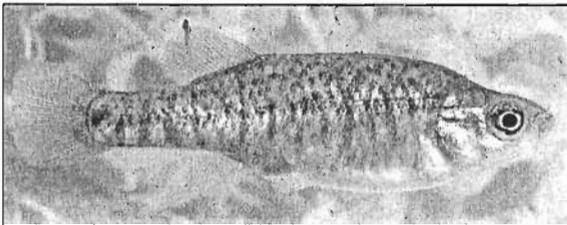
Skiffia lermæ



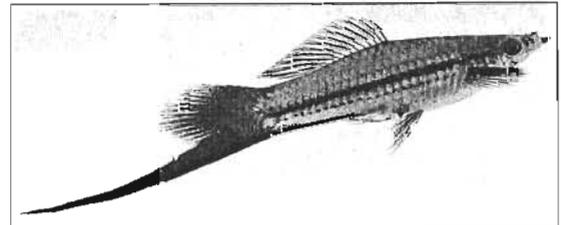
Chapalichthys encaustus



Skiffia multipunctata

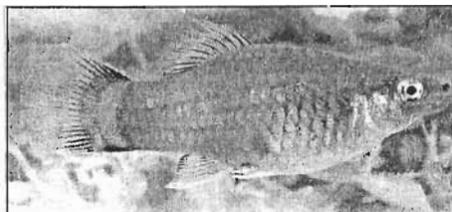


Allotoca diazi



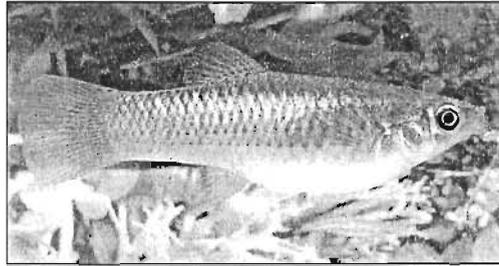
Xiphophorus helleri

Xiphophorus maculatus



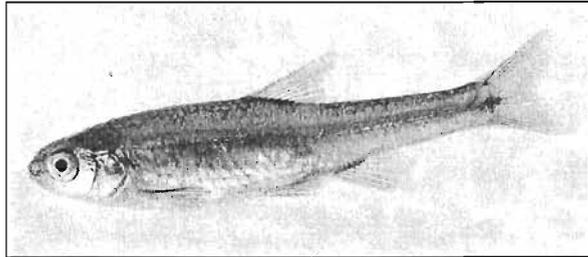


Poecilidos



Poecilia mexicana

Ciprinidos

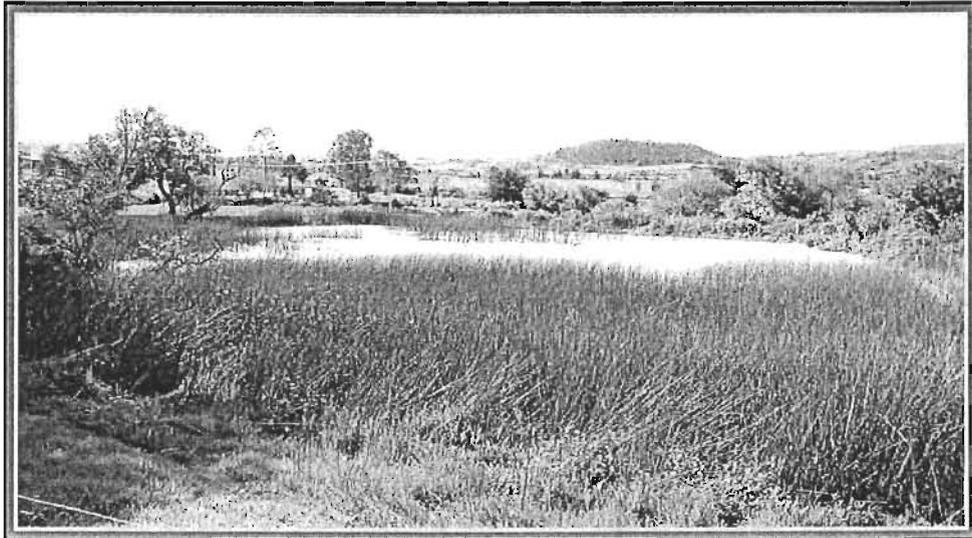


Notropis calientis

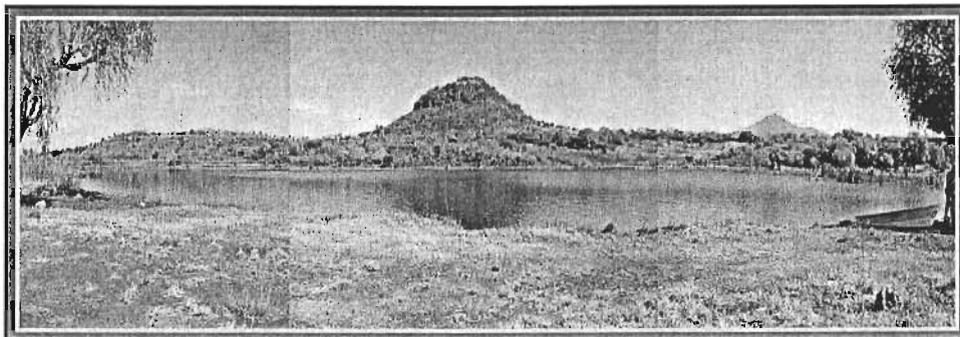
ANEXO 3

Lagos estudiados.

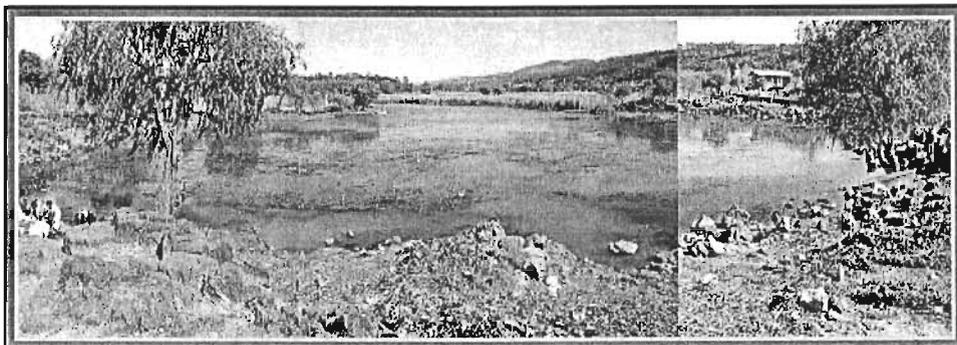
(Fotos. Teodiceldo Camargo Guerra. Lab. Ecología y Restauración ambiental, IBUNAM)



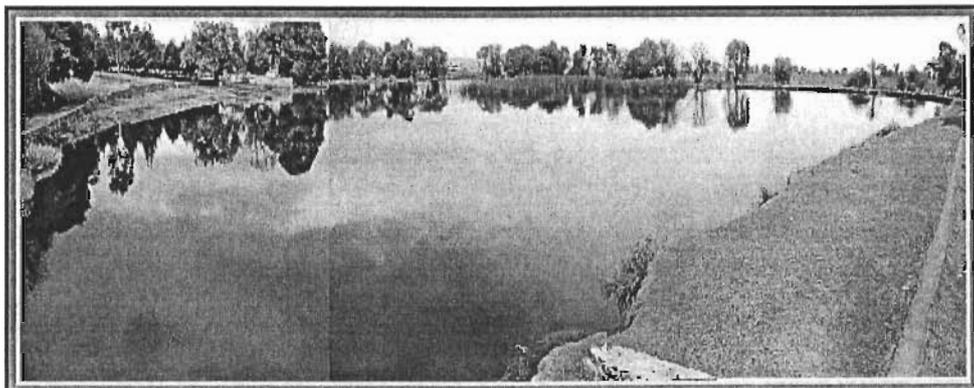
Chapultepec



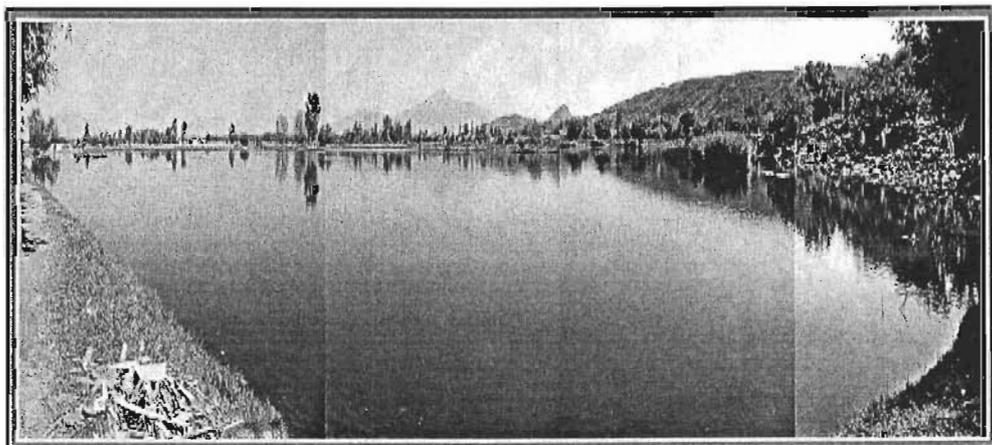
La Luz



La Mintzita



Naranja de Tapia



Orandino



San Cristóbal



ANEXO 4

Planos de los manantiales

