

00344 H



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**“MANEJO AMBIENTAL DE LA CADENA TRÓFICA POR
MEDIO DE ESPECIES NATIVAS DE
LA CUENCA DE MÉXICO EN EL LAGO HUAYAMILPAS,
COYOACAN, D.F.”**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS**

(BIOLOGÍA DE SISTEMAS Y RECURSOS ACUÁTICOS)

P R E S E N T A:

BIOL. MIGUEL ÁNGEL SALCEDO MEZA

DIRECTOR DE TESIS: M. en C. JOSÉ LUIS GARCÍA CALDERÓN

MÉXICO, D.F.

2002

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



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.

Al manantial y arroyos de mi vida:

Mis Padres y Hermanos

A los cauces de mi existencia académica:

José Luis García Calderón y Guadalupe de la Lanza Espino

A mi río de amor:

Lidia del Rosario

AGRADECIMIENTOS

A las instituciones y hombres que unidos le dieron vitalidad a este proyecto: la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa de la División de Ciencias de la Salud y en particular al laboratorio de Limnología y Geología donde confluyen los maestros Antonio Z. Márquez García, Alberto Pérez Rojas y Roberto Torres-Orozco, departiendo y enseñando a los alumnos Leonardo, Marcos, Patricia, Sonia, Georgina, Berenice, Carolina, Jazmín, Antonio, Héctor e Ismael.

A la Universidad Autónoma de México que por medio de sus Facultades e Institutos de investigación, permitieron explorar sus bibliotecas, aulas, laboratorio, buques y lo maspreciado, sus profesores e investigadores, cuan lista tan larga es, como las estrellas en el Golfo de México.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, añorada por sus arcos, que por medio de la Facultad de Biología creyó en mí y me apoyó para la formación inicial y ahora en esta etapa académica.

La Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, que finalmente me recibió, en sus humedales, permitiendo el desarrollo, aplicación y aprendizaje de un bagaje de conocimientos y experiencias, que me hicieron crecer.

A mis alumnos, compañeros y amigos que si los subrayo pecaría de omisión, por ello los llevo en mi mente y corazón.

CONTENIDO	I
RESUMEN	VI
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	4
- General	
- Particulares	
ANTECEDENTES	5
- Historia del Lago Huayamilpas	
- Introducción de especies exóticas	
- La biomanipulación como restauración	
ÁREA DE ESTUDIO	8
- Localización	
- Clima	
- Suelo	
- Vegetación terrestre	
- Origen y geología	
- Morfometría y batimetría	
- Sedimentos	
- Suministro de agua y balance hidrológico	
- Parámetros físicos, químicos y comunidades lacustres	
MATERIALES Y MÉTODOS	17
- Etapa de referencia (ER)	
Identificación de peces y criterios de selección para la introducción de <i>Chirostoma humboldtianum</i>	
Muestreo de los grupos	
Indicadores de la calidad del agua	

- Etapa de pesca selectiva intensiva (EPS). Manipulación I

Criterios de la pesca selectiva intensiva y artes de pesca
Cálculo de la carga

- Etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (EIPB). Manipulación II

Criterios de la introducción de *Ch. humboldtianum* (Pescado Blanco)

Colecta, transporte y liberación del Pescado Blanco

Descripción del modelo

Selección de grupos por evaluar

Alimentación del modelo:

Peces:

Biomasa (B)

Relación producción/biomasa (P/B)

Relación consumo/biomasa (Q/B)

Composición de la dieta

Eficiencia ecotrófica (EE)

Grupos funcionales:

Biomasa (B)

Relación producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa (Q/B)

Eficiencia ecotrófica (EE)

Balanceo del modelo

Parametrización del modelo

Limitaciones del modelo

Factibilidad y eficiencia de la manipulación

RESULTADOS

30

- Etapa de referencia (ER)

Identificación de peces y criterios de selección para la introducción de *Ch. humboldtianum*

Parámetros de la trama trófica. Alimentación del modelo

Descripción de los parámetros

Contenidos digestivos y estructura de la trama trófica

Parámetros de la trama trófica con el modelo balanceado

Eficiencia ecotrófica

Tasa de consumo de biomasa y flujos de energía

Niveles tróficos

Eficiencia de transferencia de energía

Pirámide de biomasa

Indicadores de la calidad del agua

- Etapa de pesca selectiva intensiva (EPS). Manipulación I

Pesca selectiva intensiva

Cálculo de la carga

Parámetros de la trama trófica. Alimentación del modelo

Descripción de los parámetros

Contenidos digestivos y estructura de la trama trófica

Parámetros de la trama trófica con el modelo balanceado

Eficiencia ecotrófica

Tasa de consumo de biomasa y flujos de energía

Niveles tróficos

Eficiencia de transferencia de energía

Pirámide de biomasa

Indicadores de la calidad del agua

- Etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (EIPB). Manipulación II

Pesca selectiva de ciprínidos, colecta, transporte y liberación del Pescado Blanco

Sanidad acuícola

Parámetros de la trama trófica. Alimentación del modelo

Descripción de los parámetros

Contenidos digestivos y estructura de la trama trófica

Parámetros de la trama trófica con el modelo balanceado

Eficiencia ecotrófica

Tasa de consumo de biomasa y flujos de energía

Niveles tróficos

Eficiencia de transferencia de energía

Pirámide de biomasa

Indicadores de la calidad del agua



DISCUSIÓN

56

- Introducción del Pescado Blanco y pesca selectiva
- Alimentación del modelo
- Manejo ambiental de la trama trófica
- Restablecimiento de la calidad del agua

CONCLUSIONES

66

LITERATURA CITADA

67

CUADROS

1	Morfometría	11
2	Características generales del área de estudio	16
3	Fuentes de los parámetros del modelo Ecopath	29
4	Tallas y pesos de los peces muestreados en la etapa de referencia (ER) Agosto de 1997	30
5	Parametrización del modelo Ecopath	33
6	Matriz de presa/depredador	33
7	Tasa de consumo, flujo al detrito y nivel trófico	35
8	Tasa de consumo del detrito	35
9	Tasa de consumo de los productores primarios	35
10	Distribución de los grupos y los flujos relativos en los niveles tróficos discretos	37
11	Eficiencia de transferencia % de energía en los niveles tróficos discretos	37
12	Biomasa por nivel trófico	37
13	Tallas y pesos de los peces muestreados y manejados en la etapa pesca selectiva intensiva (EPS) Septiembre de 1997 a Abril de 1998	41
15	Tallas y pesos de los peces muestreados y manejados en la etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (EIPB) Abril a Octubre de 1998	49

FIGURAS

1	Diagrama de la hipótesis de las interacciones tróficas en cascada	3
2	Localización	9
3	Morfometría y batimetría	12
4a	Curva hipsográfica	13
4b	Curva de la relación profundidad/volumen	13
5	Diagrama de la manipulación	19
6	Diagrama de la alimentación y elaboración del modelo trófico	23
7	Diagrama de flujo de las interacciones tróficas y el flujo de energía (ER)	38
8	Diagrama de la pirámide de biomasa (ER)	39
9	Visibilidad del disco de Secchi	40
10	Diagrama de flujo de las interacciones tróficas y el flujo de energía (EPS)	46
11	Diagrama de la pirámide de biomasa (EPS)	47
12	Diagrama de flujo de las interacciones tróficas y el flujo de energía (EIPB)	53
13	Diagrama de la pirámide de biomasa (EIPB)	55

RESUMEN

En el Lago Huayamilpas, de aproximadamente una hectárea, uno de los escasos ambientes de una cuenca, que otrora, excedió las 100,000 ha inundadas. Se registró el 18 de mayo de 1995 una mortandad de *Cyprinus carpio* y *Carassius auratus* mayor a los 4,000 Kgs. Esta contingencia se relacionó con una anoxia asociada a su vez con una disminución mayor al 60% del volumen; proceso acentuado por la hipertrofia del lago. Como parte de un conjunto de medidas para atenuar el deterioro ambiental, fue programado un manejo basado en las interacciones tróficas en cascada, que consideró la biomanipulación de peces exóticos y nativos, para mejorar la calidad del agua. El proyecto fue estructurado en tres etapas, en la primera, fue recabada información de la estructura trófica del lago o etapa de referencia (ER), mientras que las dos siguientes fueron de manipulación: la de pesca selectiva intensiva de los ciprínidos (EPS) y la de introducción y establecimiento inicial del Pescado Blanco, *Chirostoma humboldtianum* (EIPB). Después de 40 años de desaparecida del D. F., *Ch. humboldtianum*, se reintrodujo para su conservación. Los hábitos alimenticios de *C. carpio* correspondieron con la detritivoría y zoobentivoría; *H. bimaculata*, principalmente fue zoobentívoro, al igual que *Ch. jordani*, que además redujo la zooplanktivoría y tuvo la mayor variedad en las fuentes de alimentación y a *C. auratus* la detritivoría; le concernió a *Ch. humboldtianum*, la piscivoría. En cada etapa fue alimentado un modelo trófico con el programa ECOPATH III. En la ER, se encontró que el pez bentívoro (*Cyprinus carpio*) fue el de mayor biomasa (20.3 g m^{-2}). Asimismo, *Ch. jordani*, que no tenía un depredador natural, ramoneaba el zooplancton. Igualmente, se advirtió en el modelo, una estructura de la trama alimentaria, sostenida por los flujos del detrito; originados en el fitoplancton, por el escaso pastoreo del zooplancton y al que se sumaban fuentes externas de materia orgánica; entonces el estado trófico, correspondía con la hipertrofia. Al finalizar la manipulación, el modelo trófico señaló una eficiencia ecotrófica (EE) o proporción de la producción utilizada por la depredación del fitoplancton, correspondiente con una alta producción primaria con tendencia a la disminución (50.0%), a causa de una mayor herbivoría del zooplancton (24.5%). Se reforzó este mecanismo mediante el aumento de la EE de *Ch. jordani*, por la piscivoría de *Ch. humboldtianum*. El detrito aumentó la EE (25.0%) y disminuyeron los flujos (43.4%); procesos ocasionados por la disminución de la biomasa de *C. carpio* a 2.2 g m^{-2} (89.0%) y consecuentemente, su consumo detrital (89.2%) e indirectamente por la reducción de las excretas y los efectos de la remoción del fango. El consumo general del detrito se incrementó (59.4%); ya que el zoobentos aumentó su consumo (17.1%) y *C. carpio* redujo la depredación de éste grupo funcional (67.7%), en consecuencia disminuyó la acumulación detrital. Los niveles tróficos fraccionales (nt) se reajustaron hasta situarse *Ch. humboldtianum* en la cima de la pirámide (nt: 3.6), que permitió la transferencia de energía al nt: II de 4.5 al 5.8% y de éste al III de 0.0 a 3.3%. La pirámide de biomasa, contó con un eslabón más (de 3 a 4) y con una base productora reducida en un (42.2%). Entonces el manejo ambiental de la trama propició, una estructura trófica más eficiente en la distribución de la masa y energía del ecosistema, que sustentó el inicio del establecimiento de las interacciones tróficas en cascada, reflejada en la mejoría de los indicadores de la calidad del agua: se incrementó la VDS, de 0.2 a 0.4 m y el Pt de 0.23 a 0.15 mg l^{-1} , atenuándose la producción primaria; pero aún en el estado hipertrófico, con tendencia a la disminución paulatina. La manipulación de los peces en pequeños lagos y embalses se propone como una estrategia de manejo, a través, de la ampliación de las interacciones tróficas y los flujos de energía.

Palabras clave: Carpas, eutrofización, interacciones tróficas en cascada, manipulación, microembalses, modelos tróficos, Pescado Blanco, tramas tróficas.

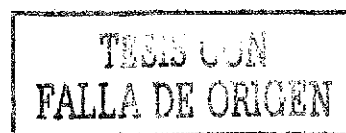
INTRODUCCIÓN

De la diversidad de lagos y embalses, los asociados con las áreas urbano-industriales son los más sometidos a elevadas perturbaciones ambientales (Alcocer y Lugo, 1995), las cuales se acentúan por la desecación de los mantos acuíferos; asimismo, en éstos ingresan con facilidad aguas residuales que aceleran la eutrofización. Por otro lado, la introducción de peces exóticos, también contribuye a su deterioro por la pérdida o desplazamiento de las especies nativas (Arredondo-Figueroa, 1983). De ahí la importancia de multiplicar los esfuerzos de investigación y manejo de las especies silvestres como una medida de atenuación del impacto ambiental y de la restauración de los ecosistemas (SEPESCA, 1987).

El lago urbano Huayamilpas, ubicado en el extremo noroeste del Pedregal de San Ángel, se surte de las afloraciones de agua procedentes de la sierra del Ajusco. Con el crecimiento de la mancha urbana, el afloramiento, quedó incluido dentro de la colonia del mismo nombre del lago. En este cuerpo de agua, con amplias fluctuaciones del volumen se recibe una descarga de aguas residuales domésticas, capta terrígenos por lixiviación, precipitación e intemperismo. En tales circunstancias se registró en mayo de 1995, una mortandad por anoxia de *Cyprinus carpio* (Carpa común) y *Carassius auratus* (Carpa dorada). La disminución del nivel del agua produjo el abatimiento brusco del oxígeno disuelto. No obstante persistió parte de la población de ciprínidos, junto con la de *Chirostoma jordani* especie nativa y la transfaunada, *Heterandria bimaculata*; que formaban parte de la trama trófica dominada, aún, por los peces bentívoros exóticos (Arellano-Méndez *et al.*, 1998) Después de la mortandad se decidió desarrollar un proyecto de control de la eutrofización, así como de la recomposición de las especies de peces sobre todo con base en especies nativas

Para lograr tales propósitos, se consideró la aplicación de la técnica de las interacciones tróficas en cascada; ésta se fundamenta en el incremento de la biomasa piscívora, con la finalidad de disminuir la biomasa de los peces zooplánctivos, por lo que aumenta la biomasa y la herbivoría del zoopláncton, además de la reducción de la biomasa del fitopláncton (Carpenter *et al.*, 1985; 1987; 1992) como se aprecia en la figura 1.

Al realizar una revisión documental de las interacciones tróficas entre los aterínidos *Ch. jordani* (charal) y *Ch. humboldtianum* (Pescado Blanco); se evidencia que estas especies se alimentan de zoopláncton y zoobentos, pero la última, en tallas mayores depreda aterínidos, así como otras especies de peces pequeños, crustáceos y del zoobentos (Rosas, 1976a; b; Navarrete y Chazaro, 1993; Navarrete *et al.*, 1996; Moreno, 1997); la carpa en contraste es omnívora, con la tendencia a la bentivoría (Arredondo-Figueroa y Juárez (1986); Bardach *et al.* (1986) y Ramírez *et al.* (1988), Rosas (1976a); Zambrano *et al.* (1999). En el ambiente lacustre del valle de México, los aterínidos



existieron, como parte de la estructura de la comunidad acuática, (Barbour, 1973a; b) y subsistieron hasta el año de 1958 (ENCBIPN, 1997), cuando se le registró por última vez a la especie *Ch. humboldtianum*

En esa misma década y hasta la fecha se fomentó la distribución de la carpa común (*C. carpio*), no sólo en la Cuenca de México; si no en todo el país (Arredondo y Juárez, 1986). Por la posición trófica de la carpa común, ésta ha contribuido al deterioro ambiental de numerosos cuerpos de agua: produce cambios en las comunidades de macrofitas enraizadas y en las de los invertebrados epibentónicos; remueve el sedimento y el detrito, provocando una tendencia a elevar y mantener niveles altos de sólidos suspendidos; los procesos digestivos transforman el material particulado del sedimento ingerido en nutrientes solubles, los que al incorporarse a la columna de agua provocan una mayor eutrofización (Shapiro *et al.*, 1975; La Marra, 1975 en Cooke *et al.*, 1993; Milstein, 1992; Kestemont, 1995; Zambrano *et al.*, 1999).

De manera más amplia, en numerosos estudios se ha manipulado la trama alimentaria, como una medida de manejo de la calidad de agua (Shapiro y Wright, 1984; McQueen *et al.*, 1986; Benndorf, 1990; Gophen, 1990; Shapiro, 1990). Usualmente los resultados de las manipulaciones se han expresado en el aumento o disminución de la visibilidad del disco de Secchi, cambios en los niveles de nutrientes y variaciones de la biomasa de los productores o consumidores (Shapiro y Wright, 1984; McQueen *et al.*, 1986; McQueen 1998; Scavia *et al.*, 1986; Benndorf, 1990).

Para evaluar los propósitos planteados sobre todo en la factibilidad y eficiencia de la manipulación del sistema, a través de las interacciones tróficas de los componentes de sistema, el flujo de energía y la eficiencia de transferencia de energía entre los niveles tróficos, antes y durante el manejo, se decidió emplear como una herramienta el modelo trófico, Ecopath (Christensen y Pauly, 1992a; b; Moreau *et al.*, 1993a; b), que permite explorar alternativas de manejo. El sistema ECOPATH III, combina un enfoque (Polovina, 1984), para la estimación de la biomasa y el consumo alimenticio de varias especies o grupos de especies de un ecosistema acuático; con un punto de vista propuesto por Ulanowicz (1986), con la finalidad de analizar el flujo entre los elementos del ecosistema (Christensen y Pauly, 1992b). El modelado del ecosistema consiste en el uso de un grupo de ecuaciones lineales simultáneas, una para cada grupo (i) en el sistema:

producción por (i) - depredación total sobre (i) - pérdidas diferentes a la depredación de (i) - exportación de (i) = 0

La información generada por el modelo, se refiere a la ubicación de los niveles tróficos, ECOPATH III, incluye una rutina que agrega al sistema entero en niveles tróficos discretos, *sensu* Lindeman (1942), los niveles fraccionarios (Ulanowicz, 1986), la eficiencia de transferencia y la energía que permanece en un nivel trófico (Christensen y Pauly, 1993b).

En el Lago Huaymilpas, durante la etapa de diagnóstico, el modelo trófico señaló, que la estructura de la trama, se sostenía por los flujos del detrito; alimentado por agentes internos (fitoplancton) y externos (vertidos domésticos), que se reflejó en un nivel de visibilidad del disco de Secchi y del fósforo total, correspondientes con la hipertrofia. Los peces bentívoros/bioturbadores presentaron la mayor biomasa y como existían restricciones administrativas para eliminarlos con medidas drásticas, como el empleo de rotenona (Shapiro y Wright, 1984), a la carpa se le pescó selectivamente. Asimismo se consideró la introducción de *Ch. humboldtianum*, para regular la población de charal (*Ch. jordaní*) el que se encontraba sin depredador y pastoreaba al zooplancton.

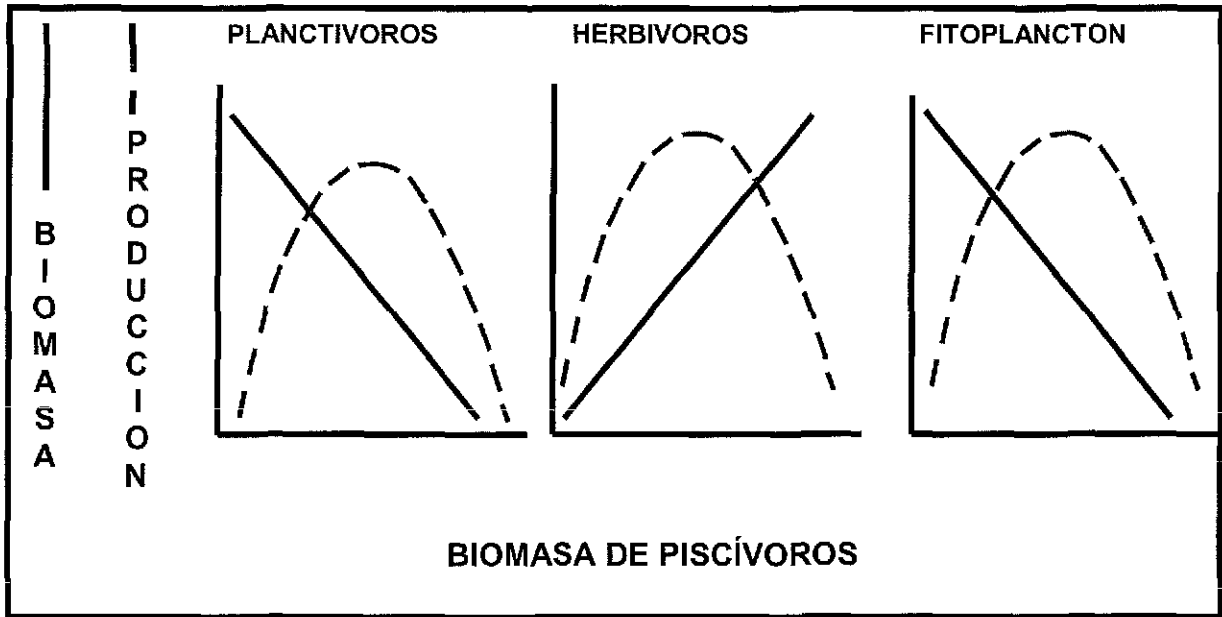


Figura 1. El incremento de la biomasa de los piscívoros, promueve un decremento en la biomasa de los planctívoros, incrementa la biomasa de los herbívoros y decrece la biomasa del fitoplancton. La línea continua representa la biomasa de los piscívoros y la discontinua la producción de los vertebrados zooplanctívoros, herbívoros y fitoplancton (Carpenter, 1985).

OBJETIVOS

- Generales

Evaluar la estructura trófica y los cambios generados por la pesca selectiva de los ciprínidos y la introducción de *Chirostoma humboldtianum*, bajo la hipótesis de las interacciones tróficas en cascada, con la aplicación del modelo trófico ECOPATH III en el Lago Huayamilpas.

- Particulares

1. Analizar la eficiencia ecotrófica, el consumo de biomasa y los flujos de energía.
2. Evaluar los niveles tróficos
3. Cuantificar la eficiencia de transferencia de energía entre los niveles tróficos y la pirámide de biomasa.
4. Estimar la eficiencia de la manipulación, con base en la variación de los parámetros de la trama alimentaria
5. Valorar los cambios en la calidad del agua durante el reemplazo de los ciprínidos con *Ch. humboldtianum*.

ANTECEDENTES

- Historia del Lago Huayamilpas

El Lago Huayamilpas, de aproximadamente una hectárea, está situado en el cinturón de manantiales resultantes, de la filtración de las aguas pluviales de la sierra del Ajusco y alimentaban el gran caudal, formando el frente de agua dulce, permitiendo la presencia de chinampas en Chalco, Xochimilco e Iztapalapa y además surtía el gran acueducto, el cual llegaba a la antigua ciudad de México-Tenochtitlán, que partía del actual Churubusco. En ese tiempo y hasta hace pocos decenios, Huayamilpas constituía un área de afloramiento de agua, abundantes hacia principios de siglo XX entre Mixcoac y Xochimilco; actualmente esta línea de afloramientos alimenta parte de la red de agua potable de la Cd. De México. Este cuerpo de agua ha permanecido aislado de los relictos lacustres, reservorios reguladores de las demasías de lluvias y del drenaje; aunque este lago urbano, rodeado por la mancha urbana que ha invadido los pedregales, presenta el proceso de eutrofización por influencia doméstica (Márquez *et al.*, 1996).

De la comunidad ictica del antiguo complejo lacustre de la Cuenca de México, en la que Martín del Campo (1955) registró tres familias con 10 especies, de la primera ó Atherinidae: *Ch. jordani* y *Ch. humboldtianum*; de la Cyprinidae: *Algansea tincella*, *Evarra eigenmanni*, *E. tlahuacensis* y *Azteculata vittata* y de la Goodeidae: *Girardinichthys innominatus*, *Neophorus diazi diazi* y *Skiffia lermæ variegata*, sólo *Chirostoma jordani* se encuentra en el Lago Huayamilpas junto con los ciprínidos exóticos: *Cyprinus carpio* y *Carassius auratus* (Márquez *et al.*, 1995; Arellano-Méndez *et al.*, 1998). Aunque en la Cuenca de México han sobrevivido algunas especies nativas del antiguo complejo lacustre que han permanecido en algunas localidades relictas y en otros lagos urbanos como especies remanentes (Soto-Galera *et al.*, 1991), conviviendo actualmente con las exóticas. Un ejemplo lo constituye el Lago de Chapultepec, cuya fauna acuática ha sido reportada por Alcocer *et al.* (1993) donde se encuentra el charal *Ch. jordani* y la chehua *Girardinichthys viviparus*.

- Introducción de especies exóticas

Respecto al impacto de la introducción de especies exóticas, desde hace más de medio siglo se han advertido los riesgos y consecuencias que se pueden resumir en: 1) generan una disminución en las poblaciones, producto de la invasión y perturbación física del ambiente. Asimismo, por la reducción de las áreas de desove y por la depredación de las frezas, juveniles y adultos, 2) disminuyen el alimento disponible para las diferentes etapas del desarrollo y 3) el subsiguiente desplazamiento del nivel trófico, por la competencia del alimento (Ancona *et al.*, 1940; De Buen, 1941; Lara, 1980; Arredondo-Figueroa, 1983).

Una de las especies exóticas de mayor antigüedad y de mas amplia distribución en México es la carpa y las investigaciones al respecto indican que éstas favorecen la eutrofización, (Kestemont, 1995). En este mismo sentido, Zambrano *et al.* (1999), evaluaron los impactos directos e indirectos en un microembalse experimental en el centro de México, concluyeron que las carpas generan un impacto que deteriora el ecosistema y entre los efectos descritos fueron los directos: como el enriquecimiento de las aguas, mayor aún, que el propio aporte de las tierras de cultivo circundantes al estanque, además incrementan los sólidos suspendidos; por el ramoneo posiblemente, se de la pérdida de macrofitas arraigadas, e impactan indirectamente la abundancia de los invertebrados epibentónicos e intuitivamente la pérdida de la biodiversidad.

De los trabajos mas tempranos donde evaluaron los efectos de los peces planctívoros y bentívoros sobre la fauna bentónica, el zooplancton, el fitoplancton y la química del agua, destaca el de Anderson *et al.* (1978), en Suecia, quienes trabajaron en dos lagos eutróficos, donde emplearon encierros; en el primer lago, con poblaciones de peces muy elevadas, que disminuyeron la densidad de la fauna bentónica y la de los cladóceros planctónicos, asimismo se redujo la visibilidad del disco de Secchi (VDS), elevaron la clorofila *a*, los florecimientos de algas verde-azules y el pH. Los encierros del segundo lago, sin peces, aumentó la abundancia del bentos y de cladóceros planctónicos grandes, así mismo se abatió la biomasa del fitoplancton; bajó el pH y se incrementó la VDS. Los cambios en los encierros con peces, presentaron un proceso de eutrofización; mientras que, en los que permanecieron sin peces, se categorizaron como oligotróficos.

- La biomanipulación como restauración

Durante la década de los 90 se realizaron numerosas experiencias de manipulación, Boers *et al.* (1991) evaluaron los cambios en el ciclo del fósforo a la par de un florecimiento de cianofitas; removieron los peces planctívoros y bentívoros con la finalidad de reducir el fitoplancton. De igual forma Carpenter *et al.* (1992) estimaron los parámetros del ciclo del fósforo, en configuraciones tróficas de un lago; la primera dominada por peces piscívoros, con un nivel trófico más que la estructurada como un policultivo y los resultados fueron consistente con la hipótesis de la cascada trófica, donde el sistema dominado por los piscívoros presentó la mayor biomasa herbívora y la menor biomasa algal que en el dominado por los planctívoros y concluyeron que el manejo de los peces, los cambios en la estructura trófica, derivadas de la cascada trófica, pueden apreciarse como modificaciones en el ciclo del fósforo.

McQueen (1998), revisó la eficiencia de la biomanipulación, la cual es fuertemente dependiente del ambiente acuático, sin embargo, los estudios a largo plazo inicialmente son muy exitosos con la adición de peces piscívoros en lagos someros y estanques; no obstante para incrementar el éxito se requiere del mantenimiento: la presencia de macrofitas, la disminución de las fuentes de

nutrientes, la implementación de un programa de conservación y de una evaluación costo/beneficio de la biomanipulación.

Para la caracterización de la estructura trófica de un ambiente, hay dos conceptos clave para la representación trófica: el primero es el nivel trófico o agregación de miembros que reciben materia y energía del mismo número integral de poblaciones emisoras; el número de éstas, o nivel, ordena los compartimentos tróficos. La segunda consideración es de naturaleza topológica o de forma: cada nivel recibirá flujos sólo del nivel subsiguiente. Dicha cadena simple, pero no la más sencilla, es la configuración fundamental posible de un ecosistema y es de forma "canónica": las porciones de todos los flujos son iguales al número de etapas de cualquier aporte externo, para así agregarlos y preservar las dos leyes de la termodinámica. Los compartimentos agregados son "tróficos" por que están ordenados acordes con el número de transferencias de un aporte externo, sin embargo, no representan una cadena secuencial de flujos energéticos en el sentido estricto. Sin embargo, las transferencias entre compartimentos de los vecinos cercanos en la cadena siguen presentes (Ulanowicz y Kemp, 1979).

Una de las aplicaciones del anterior esquema conceptual es el modelo trófico ECOPATH, como una herramienta de diagnóstico, la que, aunque con limitaciones, ha probado su eficiencia para la toma de decisiones del manejo de la trama trófica, desde sistemas marinos, hasta estanques de acuícolas de agua dulce, pasando por sistemas lacustres (Machena *et al.*, 1993, Walline *et al.*, 1993)

En México se han realizado pocas investigaciones, en aguas epicontinentales, referentes a la estructura y dinámica de los ecosistemas, sin embargo en el embalse Valle de Bravo, estado de México, Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza (1999), evaluaron el manejo de los peces y la mejoría de la calidad del agua; por lo que recomendaron el incremento de la pesca de *Micropterus salmoides* para reducir la depredación de *Ch. humboldtianum*, la trituración y cosecha de las macrofitas, para evitar la acumulación detrital en el fondo del lago.

Respecto a la eficiencia de las transferencias de energía, Lindeman (1942); Adams *et al.* (1983); Christensen y Pauly (1993b), obtuvieron que varían alrededor del 10%, en los ecosistemas lacustres por lo que 1/10 de la energía que entra a un nivel trófico, es transferida al siguiente nivel y la eficiencia decrece gradualmente en los niveles tróficos superiores.

AREA DE ESTUDIO

- Localización

El Lago de Huayamilpas (Marquéz *et al.*, 1996) está situado al noreste de la región volcánica del Pedregal de San Ángel con una latitud norte de 19° 19' 24.9", longitud oeste de 99° 08' 56.04", situado a una altitud de 2 290 msnm. Se encuentra en la Delegación Coyoacán en el parque Ecológico, Deportivo y Recreativo Huayamilpas (Figura 2); es un lago urbano de pequeñas dimensiones con 13 880 m² clasificado como microembalse, de acuerdo con Bernacsek (1984).

- Clima

Para la zona de estudio, la temperatura del aire máxima del año, se presenta en mayo, la mínima en enero y la media es de 21 °C. La temporada lluviosa va de junio a octubre y la seca de noviembre a mayo, recibiendo entre 500 y 800 mm de precipitación anual; la evaporación anual es de 1900 mm. Los vientos dominantes son del NNW, los mas fuertes provienen del NE. Las granizadas son frecuentes y a menudo se observan rocío y escarcha. El clima es el templado subhúmedo, con lluvias en verano, de acuerdo con la clasificación de Köppen, (Rzedowsky, 1954; Bolongaro-Crevena, 1996).

- Suelo

Los suelos naturales, son de origen eólico y orgánico; acumulados entre las grietas y fisuras de la lava, no se distinguen horizontes edafológicos típicos. Estos suelos son arenosos, moderadamente ácidos, *con abundante materia orgánica, potasio y calcio, nitrógeno y fósforo en niveles bajos* (Rzedowsky, 1954). No obstante, la mayoría del suelo es inducido.

- Vegetación terrestre

Los reportes de vegetación terrestre natural más cercanos al área de estudio son los del Pedregal de San Ángel, éstos fueron realizados por Rzedowsky (1954), Rzedowsky y de Rzedowsky (1979), el cual indica, que en esta zona se encuentran aproximadamente 350 especies en 61 familias de fanerógamas. Acanthaceae, Amaranthaceae, Amaryllidaceae, Anacardiceae, Bromeliaceae, Cactaceae, Chenopodiaceae, Commelinaceae, Convolvulaceae, Cruciferae, Cyperaceae, Euphorbiaceae, Gramineae, Labiatae, Leguminosae, Liliaceae, Malvaceae, Papaveraceae, Plantaginaceae, Plumbaginaceae, Polygonaceae, Solanaceae, entre otras.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

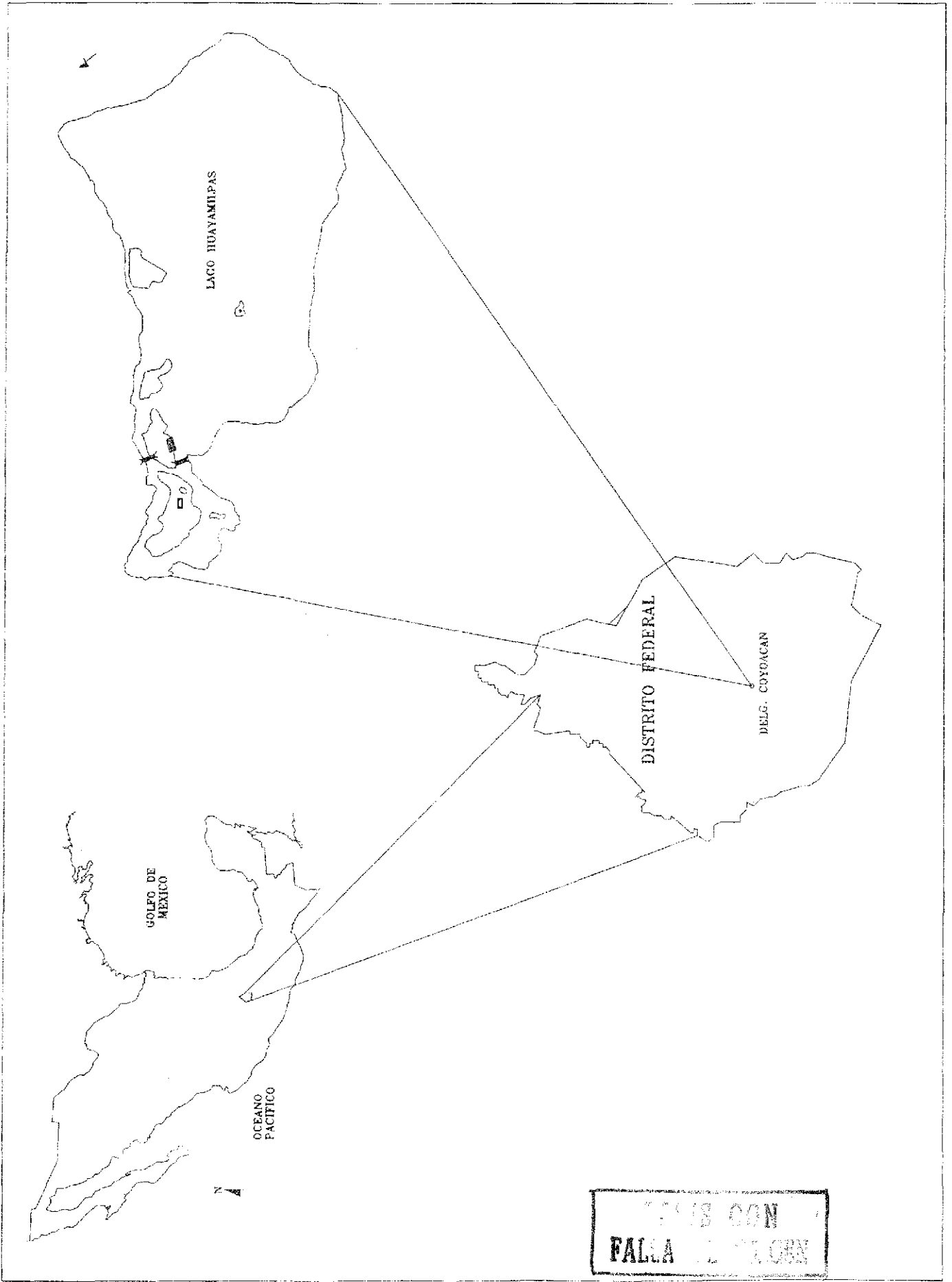


Figure 2. Localización

- Origen y geología

Las lavas del Pedregal de San Ángel se considera que fueron extravasadas por el Xitle; aunque es poco probable que un cono de 250 m de diámetro, haya eyectado el enorme volumen de lava para cubrir 72 km², formando el Pedregal. De otro modo, es más factible que las efusiones se originaran a lo largo de una zona de fracturas paralela a los conos volcánicos del Xitle/Cuatzontle/Oloica y el Cerro La Magdalena (Enciso, 1979).

El espesor de la lava basáltica del Pedregal de San Ángel alcanzó en las canteras 10 m o más, cuyo material extraído, lo han utilizado para elaborar asfalto. Precisamente con esta actividad, la antigua cantera de Huayamilpas logró esta profundidad y alcanzó la cota superior del manto freático e inundó la excavación, fenómeno típico de un acuífero de basalto. Los flancos del vaso noroeste y suroeste están formados por los bordes de dicha cantera basáltica; terminándose de formar con la construcción de un bordo de arena, en el norte. En el área de estudio, la base de los derrames de basalto no aflora. El vaso original fue vertedero de cascajo, sepultado en su mayoría por el azolve natural que llega a ser de 0.4 m de espesor.

- Morfometría y batimetría

La forma y la dimensión del cuerpo de agua en el máximo embalse alcanza una profundidad máxima de 3.8 m, en el oriente. Otras áreas profundas se localizan al sur y suroeste, éstas relacionadas con la excavación del cantil rocoso que generó una pendiente abrupta. Cercano a la zona central se encuentra un bajo en forma de isla y existen otros dos más como penínsulas en la ribera norte. El resto del plato lacustre es plano, que se encuentra interrumpido por materiales anómalos como el cascajo (Cuadro 1 y figura 3).

La traza es ligeramente elíptica, con un estrangulamiento en la parte noroeste debido a la construcción de un dique de arena; éste separó el cuerpo lacustre principal de pequeñas fosas ubicadas en el derrame de lava. El eje principal es en dirección noreste/suroeste y en la hipsográfica se aprecia que el área mínima o 6000 m², correspondió con 1.5 m de profundidad (Figura 4a) y en la curva de profundidad/volumen muestra que el 50% del volumen de agua está contenido en el primer metro de profundidad (Figura 4b).

Cuadro 1. Morfometría.

Longitud máxima	(l)	235 m
Anchura máxima	(b)	117.5 m
Perímetro	(L)	620 m
Área superficial	(A ₀)	13 880 m ²
Área mínima	(A _{min})	6000 m ²
Profundidad máxima	(Z _m)	3.8 m
Profundidad media	(Z)	1.78 m
Volumen máximo	(V _{max})	23 736 m ³

- Sedimentos

Los sedimentos predominantes son lodos arenosos distribuidos de las riberas al centro, en más de la mitad del cuerpo acuático, los lodosos están en el este, en la zona de mayor profundidad y las arenas lodosas se presentan en la ribera este/sureste. La composición de los sedimentos están conformados de minerales, resultado del intemperismo de los basaltos y de los aportes de materiales biogénicos. La dinámica de los sedimentos esta caracterizada por la disminución del tamaño, que varía desde gruesos en la ribera, a finos en las zonas más profundas.

- Suministro de agua y balance hidrológico

La fuente principal de alimentación de agua es el afloramiento del nivel freático en la zona rocosa de la ribera sur, proveniente de la región del Ajusco y del volcán Xitle. Además en época de lluvias, emanan tres manantiales en la ribera oeste cuyo aporte varía. También recibe un suministro de aproximadamente 1 l/min, bombeado de un manantial localizado a cuatro cuadras al norte del parque. El balance hidrológico presenta dos periodos: 1) estiaje de enero a abril, cuando el lago pierde el 80% del volumen por evaporación e infiltración y 2) el de precipitación de junio a septiembre y logra el máximo en éste último mes, a partir de este punto, desciende el nivel.

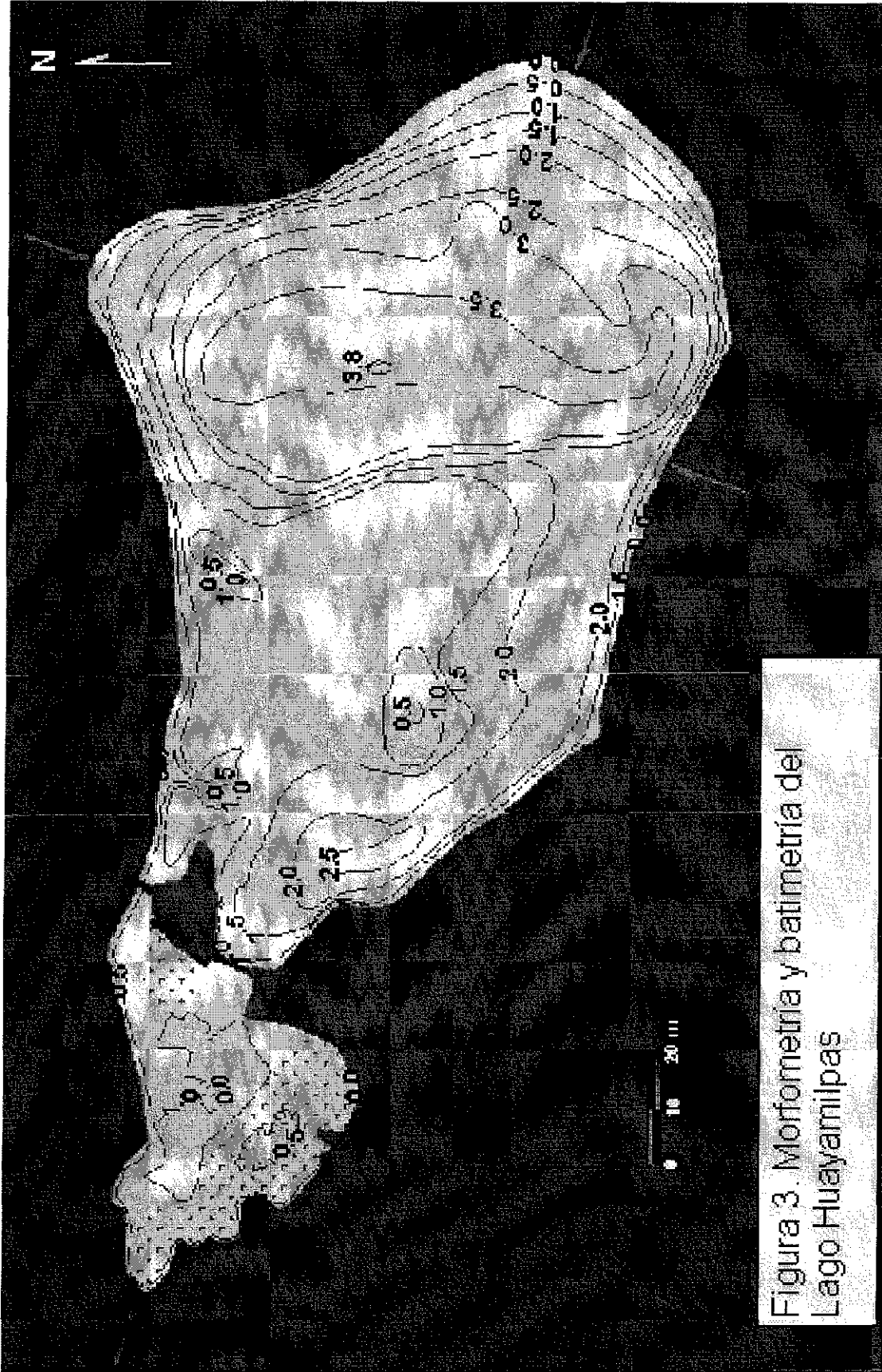
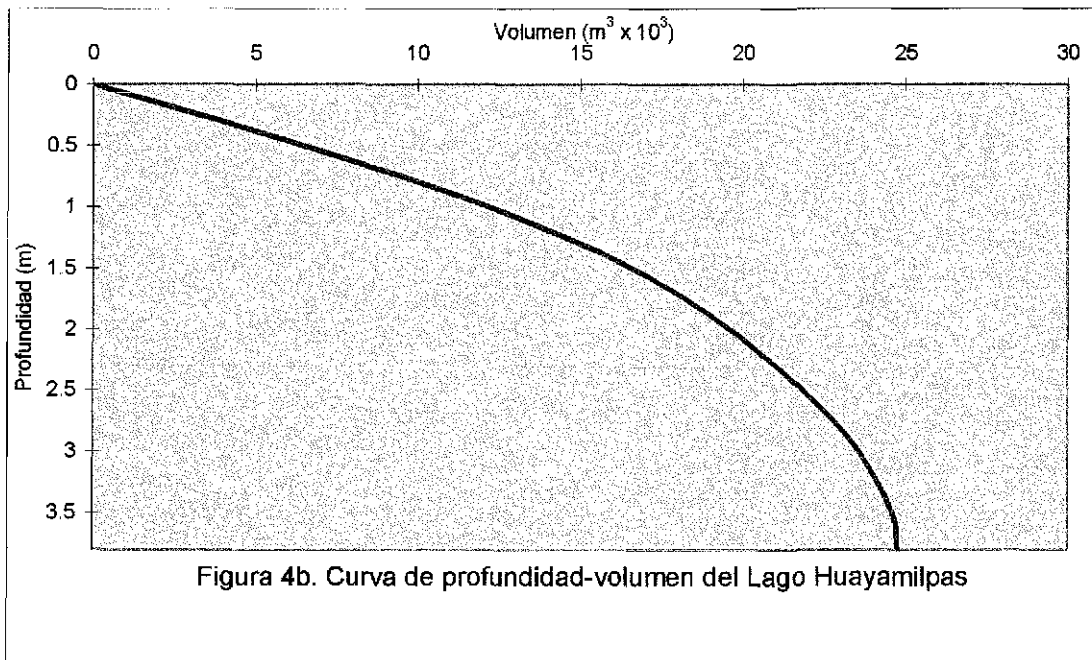
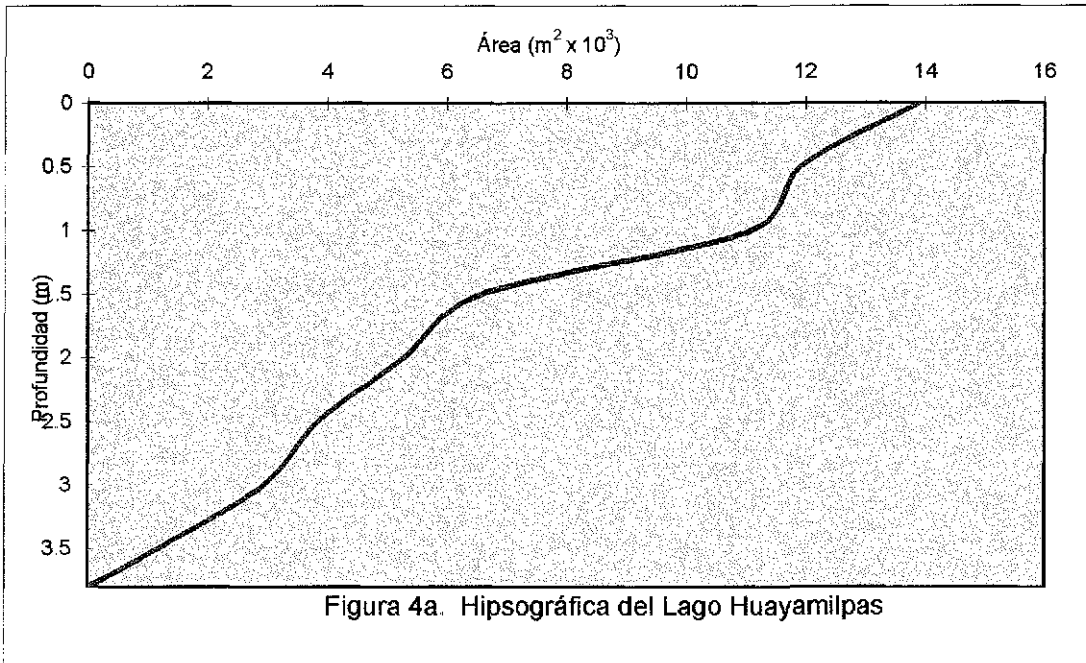


Figura 3. Morfometría y batimetría del Lago Huayamilpas

INstituto de
 P.A.L.A. y
 ORIGIN
 M. C. T. E.



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

- Parámetros físicos, químicos y comunidades lacustres

En el período de 1995 a 1997, fueron evaluados los parámetros físicos, químicos y biológicos (Cuadro 2): el pH en el estiaje, osciló de 8.9 a 9.8, y en con lluvias; del 1995 alcanzó 11.3 en septiembre. La visibilidad del disco de Secchi (VDS), osciló de a 0.3 m en lluvias a 0.1 m, en estiaje (relacionado con el nivel promedio de la turbiedad biótica o clorofila *a* de $238.8 \mu\text{g l}^{-1}$, porque se trata de un lago urbano a diferencia de los cuerpos de agua del Altiplano. En cuanto a la temperatura del agua, fluctuó de 14.0°C en enero, a 23.0°C en mayo y el promedio anual 21.2°C .

Los niveles del oxígeno disuelto en el fondo del lago durante 1995 fueron de 0.1mg l^{-1} y en la superficie 15mg l^{-1} ; no obstante, el período de 1996 a 1997, niveles entre 3 y 16mg l^{-1} . En 1997 el mínimo fue de 7.2mg l^{-1} en octubre y el máximo 19mg l^{-1} en julio, el promedio correspondió con 12.2mg l^{-1} . En el fondo se contó de 3.7mg l^{-1} , en septiembre a 7.7mg l^{-1} en diciembre.

El amonio de 1995 a 1996, varió de 0.2mg l^{-1} en marzo a 1.2mg l^{-1} en octubre y el promedio fue de 0.5mg l^{-1} ; el nitrógeno total se encontró en el intervalo de 1 a 100mg l^{-1} y el nivel del fósforo total, de mayo a julio del 1997, presentó en promedio 0.23mg l^{-1} . La materia orgánica del sedimento, contó con con 5.5%, como el mayor contenido, en mayo, junio y de septiembre de 1995 a junio de 1996; el promedio, fue de 4.0%.

Los florecimientos algales en 1995, registraron $1\,757\,200 \text{cél ml}^{-1}$ y dominaron las cianofitas y clorofitas. En junio, julio y septiembre de 1997, prevalecieron los grupos anteriores y las diatomeas: las especies más abundantes en junio fueron *Ulothrix tenerima*, *Oscillatoria formosa*, *Spirulina platensis*, *Microcystis flos-aquae*, *Scenedesmus* spp., *Fragilaria* sp., *Navicula* sp. En julio: *Scenedesmus* spp., *Fragilaria* sp., *Microcystis flos-aquae* y *M. aeruginosa*, *Ulothrix tenerima* y *Cyclotella meneghiniana*. En septiembre: *Ulothrix tenerima*, *Cyclotella meneghiniana* y *Scenedesmus* spp. Asimismo, la clorofila *a*, fluctuó en 1997, de $37.4 \mu\text{g l}^{-1}$ en septiembre a $416.0 \mu\text{g l}^{-1}$ en mayo, con un promedio de $238.8 \mu\text{g l}^{-1}$.

Los grupos dominantes del zooplancton en junio del 1997 fueron los rotíferos y copépodos; en cuanto a los primeros, las especies más abundantes eran *Brachionus havanaensis* y *Brachionus* sp., *Polyarthra euryptera*, *Keratella cochlearis* y *K. lorica*. En julio, prevalecieron *P. euryptera*, *Brachionus* spp. y respecto a los segundos: nauplios, ciclopodos y calanoides, ostracodos. En septiembre dominaron los cladóceros *Bosmina longirostris*, *Eubosmina tubicen*, *Eubosmina longispina*, nauplios de copépodos y el rotífero *P. euryptera*. Las principales familias del zoobentos fueron: Belostomatidae, Corixidae, Tipulidae, Chironomidae, Oligochaetae y grupos de moluscos, ostrácodos, anélidos y dípteros (larvas y pupas).

Los vertebrados acuáticos, del lago en general son especies nativas de esta región, pero en calidad de relictos: *Ambystoma* sp o ajolote; *Chirostoma jordani* el charal y *Heterandria bimaculata* (Huatapote), pez trasfaunado; el invertebrado nativo *Cambarellus montezumae* o acocil. Asimismo, los peces exóticos como *Cyprinus carpio* (carpa común) y *Carassius auratus* o carpa dorada.

La vegetación acuática y ribereña, estuvo representada principalmente por: la forma arbórea *Eucalyptus globosus*; las anfibias *Plantago major*, *Phytolaca icusandra* y *Leonotus sp*, y las herbáceas *Eupatorium pycnocephalum*, *Sonchus oleraceus*, *Tagetes tenuifolia*, *Ipomea coccinea*, *Argemone ochroleuca*, *Reseda luteola*, *Bouvardia ternifolia* y *Typha angustifolia*, hidrófita enraizada emergente (Guzmán, 1997).

Difirió espacial y temporalmente el oxígeno disuelto, los niveles contrastantes se les asocia con ambientes hipertróficos caracterizados con gran cantidad de materia orgánica, elevadas tasas de consumo y variaciones de temperatura del agua. Asimismo, juega un papel preponderante la disminución del volumen de agua, por la concentración de los compuestos inorgánicos (nitrogenados y fosfatados), reflejándose en sus concentraciones; por otro lado, los organismos, durante este período, se agregaron y demandaron el oxígeno del ambiente reducido en espacio, al igual, aportaron excreciones al ambiente con el consiguiente estrés ambiental y el riesgo de mortalidades masivas. De otro modo, la materia orgánica se asoció a la precipitación del fitoplancton y al aporte de materiales vegetales de la vegetación circundante; por lo que el conjunto de estos procesos, desencadenó la anoxia y la mortandad de los peces, durante mayo de 1995, asimismo, después de la mortandad de peces y su retiro, los resultados del diagnóstico de la anoxia y el ambiental del Lago Huayamilpas, (Marquéz *et al.* 1995; 1996) señalaron un medio que permitía la vida acuática, pero con un estado hipertrófico (Carlson, 1977), agudizado por la localización del lago dentro de una zona urbana.

Cuadro 2. Características generales del área de estudio (1995/1997).

Clima y geomorfología	Parámetros físicos y químicos	Comunidades
Temperatura del aire 21 °C.	pH 8.9 / 11.3	Fitoplancton Cianofitas, clorofitas y diatomeas: <i>Ulothrix tenerima</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Scenedesmus</i> spp., <i>Pediastrum</i> spp., <i>Fragilaria</i> sp., <i>Spirulina platensis</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i>
Precipitación 500 / 800 mm	Visibilidad del disco de Secchi 0.1 a 0.3 m	
Evaporación 1900 mm		
Geología Cuenca en rocas basálticas.	Temperatura del agua Valor mínimo 14.0 °C, máximo 23.0 °C. y medio 21.2 °C	Clorofila a Valor mínimo 37.4 µg l ⁻¹ , máximo 416.0 µg l ⁻¹ y medio 238.8 µg l ⁻¹
Morfometría Forma: elíptica Eje mayor 235 m y menor 117.5 m Área mínima 6 000 m ² y máxima 13 880 m ² Volumen mínimo 3 324 m ³ y máximo 23 736 m ³	Oxígeno disuelto 0.1/19.0 mg l ⁻¹	Zooplancton Rotíferos y Copépodos: <i>Brachionus havanaensis</i> , <i>Polyarthra euryptera</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , Ciclopoideos y Calanoides. <i>Bosmina longirostris</i> , <i>Eubosmina tubicen</i> , <i>E. longispina</i>
Batimetría Profundidad máxima 3.8 m y media 1.78 m	Amonio (NH ₄) 0.2 / 1.2 mg l ⁻¹ Nitrógeno total 1.0 / 100.0 mg l ⁻¹ Fósforo total 0.23 mg l ⁻¹	Zoobentos Belostomatidos, corixidos, tipulidos, quironómidos, oligoquetos, Moluscos, ostracodos, anélidos, larvas y pupas de dípteros, <i>Cambarellus montezumae</i>
Sedimento Predominante: Lodo arenoso.	Materia orgánica Valor máximo: 5.5% y medio: 4.0%	Vertebrados <i>Ambystoma</i> sp : Ajolote <i>Chiostoma jordani</i> : Charal <i>Heterandria bimaculata</i> : Huatapote <i>Cyprinus carpio</i> : Carpa común <i>Carassius auratus</i> : Carpa dorada

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo bajo las recomendaciones de Olem y Flock (1990); Scheffer (1990); Wedepohl *et al.* (1990) y Moreau *et al.* (1993a, b), de tal forma que se trabajó en tres etapas: la primera o de referencia (ER), la segunda etapa donde se desarrolló la pesca selectiva intensiva de los ciprínidos (EPS) o Manipulación I y la etapa en la cual se llevó a cabo la pesca selectiva de las carpas e introducción del Pescado Blanco (EIPB) o Manipulación II.

- Etapa de referencia (ER)

Identificación de peces y criterio de selección para la introducción de *Ch. humboldtianum*

La identificación de las especies de peces se desarrolló en la Sección de Ictiología y Ecología de Aguas Dulces del Laboratorio de Cordados del Departamento de Zoología de la ENCBIPN y en la Colección Ictiológica del Instituto de Biología de la UNAM. El criterio de selección del pez a introducir fue con base al hábito alimenticio del tipo depredador tope, de acuerdo con Rosas (1976b). Las actividades programadas en esta etapa se presentan en la figura 5.

Muestreo de los grupos

Las muestras de los organismos fueron obtenidas con redes tipo atarraya de 8 m de diámetro y 2 ¼ pulgadas de luz de malla y con un chinchorro de 25 m de largo, 1.5 m de caída con 1 cm de luz de malla. De los peces muestreados fue medida la longitud total y estándar, altura máxima, peso, altura caudal, área caudal y el índice de actividad del pez, asimismo, la biomasa procedimientos acordes con Fagade y Olaniyan (1972); Lagler (1975); Chazaro *et al.* (1989).

Mediante el conocimiento de las relaciones tróficas de las especies/grupos, fue posible el conocimiento de la estructura de la trama trófica (Suárez-Morales, 1998), para esto se analizó la información de la composición de la dieta de los grupos (Adams *et al.*, 1983); así de forma alternativa, fueron descritos los parámetros tróficos, fuera del modelo ECOPATH III.

De acuerdo con Palomares y Pauly (1989), los datos registrados de la ictiofauna y de los grupos funcionales fueron empleados para calcular los parámetros para alimentar el modelo Ecopath III, que generó la información de la estructura trófica como la: eficiencia ecotrófica, la tasa del consumo de la biomasa y los flujos de energía, los niveles tróficos, la eficiencia de transferencia de energía y la pirámide de biomasa. Los métodos se describen en el apartado de alimentación del modelo.

Indicadores de la calidad del agua

Mediante el índice trófico de Carlson (1977) fue calculada la carga interna del fósforo total, se evaluó la visibilidad del disco de Secchi (VDS) y la clorofila *a* de acuerdo con APHA (1992), parámetros utilizados como indicadores de la calidad del agua.

- Etapa de pesca selectiva intensiva (EPS). Manipulación I

Criterios de la pesca selectiva intensiva y artes de pesca

Para la etapa de pesca selectiva intensiva (EPS), los criterios que se proyectaron fueron: el acondicionamiento del ambiente para la introducción del Pescado Blanco y la mejoría de la calidad del agua mediante el aumento de la VDS, la reducción del fósforo y la clorofila *a* (Shapiro *et al.*, 1975; McQueen *et al.*, 1986; Benndorf, 1990; Tátrai *et al.*, 1990). Entonces, se llevó la captura de los ciprínidos *C. carpio* y *C. auratus*. Esta actividad fue realizada con redes tipo atarraya de 8 m de diámetro y 2 ¾ pulgadas de luz de malla y con un chinchorro de 25 m de largo, 1.5 m de caída con 1 cm de luz de malla. Estas labores se realizaron durante septiembre de 1997 a abril de 1998, entre mayo y abril no se registraron crías o juveniles de los ciprínidos.

Cálculo de la carga

Después de la pesca selectiva intensiva, se evaluó la biomasa de la especie *Ch. jordani*, proceso realizado conforme Sparre y Venema (1991), para esto se consideró el área mínima registrada en el lago. En la introducción de los peces piscívoros, se evitó la sobrecarga, mediante el cálculo de la relación F/C, donde: 1) F fue la biomasa de los peces consumidores del zooplancton y 2) ó C la biomasa de los piscívoros, en concordancia con el concepto de poblaciones desbalanceadas o aquellas que al introducirse a un cuerpo de agua y después de cosechas anuales sucesivas, no originan una cohorte sustituta de la población inicial (Swingle, 1950; Carpenter *et al.*, 1985; Benndorf, 1990). Como sucede con el Pescado Blanco, de la especie *Chirostoma estor*, puesto que tiene una tasa de crecimiento y sobrevivencia baja (Rosas, 1994).

Materiales y métodos. Diagrama de la manipulación

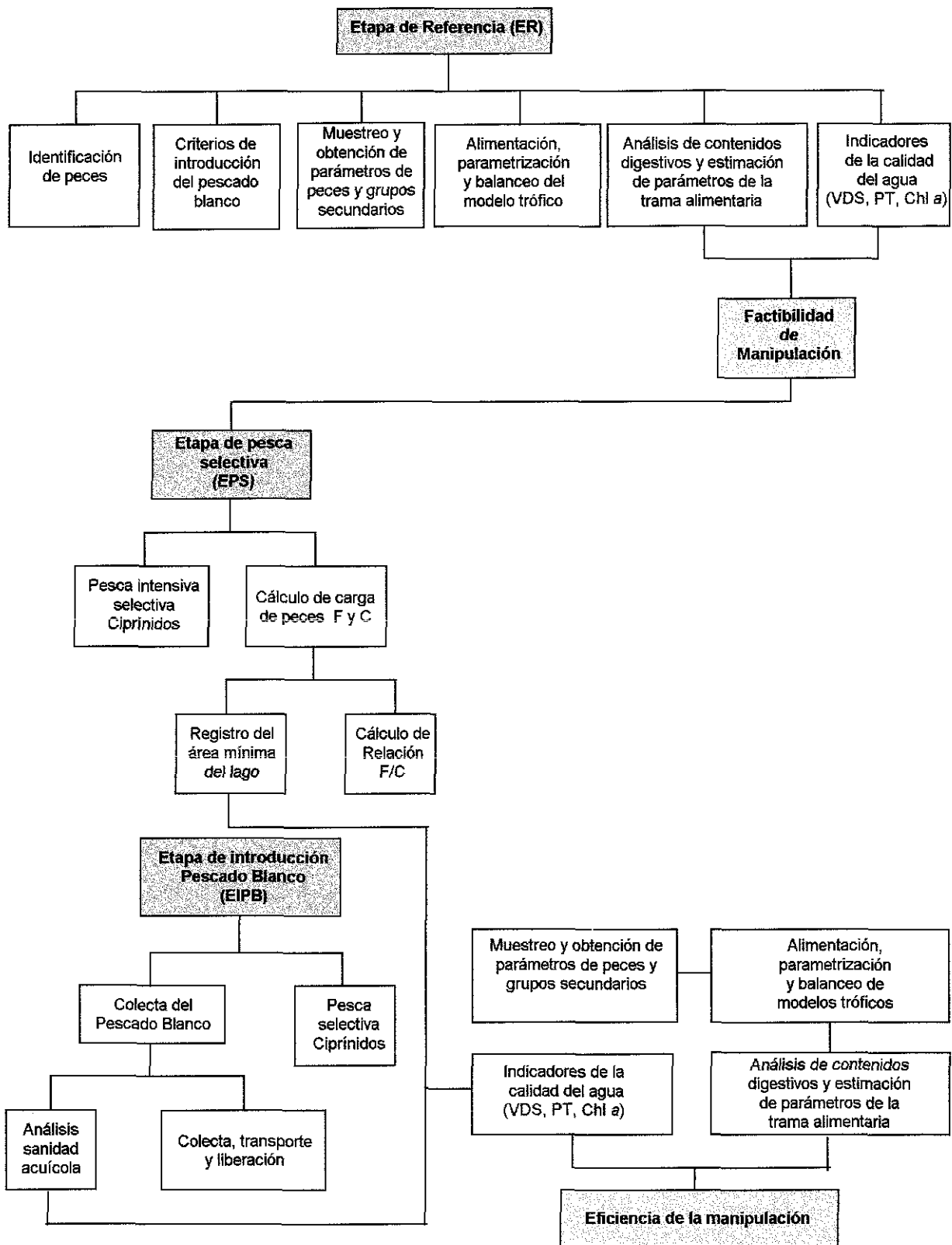


Figura 5. Diagrama de la manipulación.

- Etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (EIPB). Manipulación II

Criterios de la introducción de *Ch. humboldtianum* (Pescado Blanco)

En la tercera etapa (EIPB), se tomaron en cuenta la recuperación de las especies silvestres (SEPESCA, 1987), la modificación de la calidad del agua a través de la biomanipulación (Shapiro *et al.*, 1975; McQueen *et al.*, 1986; Benndorf, 1990; Tátrai *et al.*, 1990) con la introducción de peces piscívoros, mediante la hipótesis de las interacciones tróficas en cascada (Carpenter *et al.*, 1985; 1987; 1992). Por lo tanto, se realizó la introducción de la población del Pescado Blanco de la especie *Ch. humboldtianum*, pez nativo de la Cuenca de México y piscívoro, al menos en la etapa adulta; a su vez, se prosiguió con la pesca selectiva de los ciprínidos exóticos.

Colecta, transporte y liberación del Pescado Blanco

La actividad de colecta del Pescado Blanco, se realizó en la “Laguna” de Zacapu, Mich, durante abril y junio de 1998, para ello, se utilizó un chinchorro de 80 m de longitud, 4 m de altura, y 1 cm de luz de malla; después de contar los peces colectados fueron puestos en agua libre de sólidos y algas filamentosas del mismo lago y se les adicionó sal; enseguida se colocaron 20 organismos en bolsas dobles de color negro con agua y se burbujeó oxígeno, las cuales fueron atadas con ligas de cámara de llanta. Las bolsas fueron colocadas en la caja de una camioneta, sobre una cama de aserrín y cubiertas con el mismo material y hielo.

En el lago Huayamilpas, los organismos fueron aclimatados, en las mismas bolsas, a la temperatura del agua del sistema, con adición, paulatina de agua del lago hasta lograr homogeneizar la temperatura de los dos medios (Hollschmit, 1988); entonces los peces fueron liberados. Al mismo tiempo, se tomaron muestras para realizar el análisis de sanidad acuícola, (Salgado y Osorio 1987; SEPESCA 1987; Rosas 1994). La evaluación del establecimiento de los peces transferidos se efectuó de abril a octubre de 1998.

Descripción del modelo

Los requisitos y el procedimiento para la alimentación del modelo fueron tomados en cuenta de acuerdo con Christensen y Pauly (1992a; b) y que se aprecian en la figura 6. Para la realización de una evaluación integral, se aplicó esta metodología en las tres etapas; consecuentemente, conforme se aplicó la manipulación, se analizó la estructura trófica mediante los mismos parámetros de la trama señalados anteriormente. A su vez, fue aplicado el análisis de los indicadores de la calidad del agua con la finalidad de detectar la mejoría con relación a la

sustitución de los peces. La diferencia principal entre las tres etapas, fue que en la segunda y la tercera, los peces fueron muestreados y manejados.

Acorde con la descripción de Christensen y Pauly (1992a; b), el modelo trófico de balance de masas en ECOPATH, esta definido por la ecuación maestra que se aplica para cada compartimento o grupo funcional donde se asume que el sistema a modelar es estacionario y se considera que las entradas son iguales a las salidas es decir:

$$Q = P + R + E \quad \text{ecuación (1)}$$

Donde:

- Q: Consumo,
- P: Producción,
- R: Respiración
- E: Excreción.

De esta ecuación, la respiración puede ser estimada, una vez que los otros flujos han sido cuantificados. La parte de producción de la ecuación 1 está explícitamente modelada en el modelo ECOPATH. Básicamente, la propuesta es modelar un ecosistema usando un grupo de ecuaciones lineares simultaneas (una para cada grupo i en el sistema), es decir:

$$\text{Producción por } (i) - \text{depredación total sobre } (i) - \text{pérdidas diferentes a la depredación de } (i) - \text{exportaciones de } (i) = 0$$

$$\text{para toda } i, \quad \text{ecuación (2)}$$

Donde:

i : es un grupo funcional del ecosistema en cuestión, en un período dado, donde la biomasa permanece estable al principio y final de un tiempo dado, ya que éste parámetro define la condición de equilibrio del sistema cuando la biomasa promedio de cada especie no sufre cambios drásticos (Polovina, 1985).

La ecuación (2) puede expresarse como:

$$P_i - M2_i - P_i (1 - EE_i) - EX_i = 0 \quad \text{ecuación (3)}$$

Donde:

- P_i : es la producción de (i),
 $M2_i$: la mortalidad total por depredación de (i),
 EE_i : la eficiencia ecotrófica de (i) o la proporción de producción que es utilizada por la depredación o las capturas pesqueras (Ricker, 1969).
 $P_i (1 - EE_i)$: es la mortalidad natural,
 EX_i : son las exportaciones de (i).

La ecuación (3) puede ser reexpresada para obtener la ecuación maestra del modelo ECOPATH:

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i - \sum B_j \cdot (Q/B)_j \cdot CD_{ij} - EX_i = 0 \quad \text{ecuación (4)}$$

Donde:

- B_i : la biomasa de la presa (i),
 P/B_i : es la relación producción/biomasa, que en sistemas no explotados es igual a la mortalidad natural,
 EE_i : eficiencia ecotrófica,
 B_j : biomasa del depredador (j),
 Q/B_j : relación consumo/biomasa del depredador (j),
 CD_{ij} : fracción de la presa i en la dieta del depredador (j),
 EX_i : exportación y se incluyen las capturas comerciales (j).

Para cada grupo se contó al menos con tres de los parámetros (B, P/B, Q/B, EE) y el modelo calculó la cuarta variable con base al concepto de balance de masas y se obtuvo la información de la composición de la dieta de los peces del sistema.

Selección de grupos por evaluar

La selección consistió de 8 grupos o compartimentos para cada etapa, donde se incluyeron cinco especies de peces: *C. carpio* (carpa común), *C. auratus* (carpa dorada), *Ch. jordani* (charal), *H. bimaculata* (guatopote) y *Ch. humboldtianum* (Pescado Blanco), además de los grupos funcionales como el zoobentos (larvas y pupas de dípteros, ostracodos, anfípodos), zooplancton, fitoplancton y el detrito. Los peces fueron seleccionados de las muestras tomadas en el sistema y los otros grupos, por formar parte de la composición de la dieta de los peces. Cabe hacer notar que los 8 grupos se mantuvieron presentes en ER y EPS, mientras en la EIPB no se registró *C. auratus*, pero se contó con *Ch. humboldtianum*.

Materiales y métodos

Diagrama de la alimentación y elaboración de los modelos tróficos

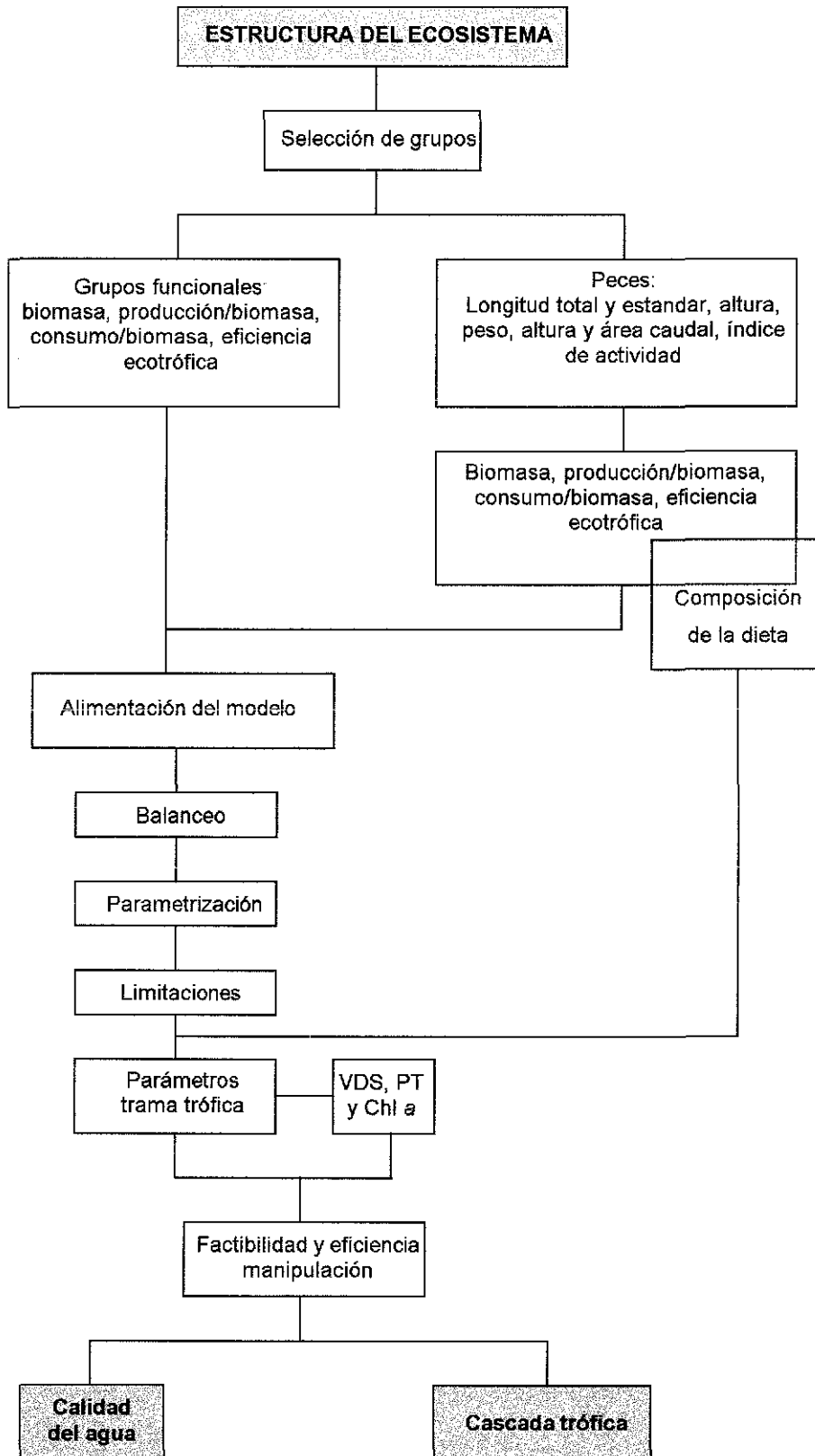


Figura 6 Diagrama de la alimentación y elaboración de los modelos tróficos.

Alimentación del modelo

La obtención de datos para la alimentación del modelo ECOPATH III, fue de acuerdo con los requisitos descritos por Christensen y Pauly (1992b y 1993a); Pauly *et al.* (1993 y 1996). Se presenta de manera ilustrativa, en el cuadro 3, las fuentes de los parámetros del modelo ECOPATH III. Para la mayoría de los grupos, los datos fueron obtenidos de evaluaciones *in situ* del lago; en otros casos, los datos fueron tomados de la literatura o estudios de otros ecosistemas similares y a continuación se describen:

Peces:

Biomasa (B)

Se calculó la biomasa de las poblaciones de peces y los grupos funcionales: respecto a los primeros, fue evaluada mediante el concepto de área de barrido o del área efectiva del arte de pesca y los valores de biomasa se estandarizaron en g m^{-2} . (Sparre y Venema, 1991), asimismo, se calculó el promedio para cada etapa.

Relación producción/biomasa (P/B)

Para el cálculo del tamaño de la muestra se realizó un muestreo preliminar y se empleó la siguiente fórmula:

$$n = \frac{Z_{\alpha}^2 \sigma_x^2}{e^2}$$

Donde:

n = : número de individuos por muestra

$Z_{\alpha 95\%}$: intervalo de confianza.

σ_x^2 : varianza poblacional y

e : error máximo permisible, igual a 1 cm para individuos de tallas grandes y de 0.5 cm para las especies de talla pequeña (Snedecor y Cochran, 1984).

La longitud total que se evaluó en el campo, para los peces de mayor talla fue obtenida con un ictiómetro de graduación mínima de 1 mm; mientras que los organismos de tallas menores se conservaron en hielo, para trasladarlos al laboratorio donde fueron congelados y realizar las mediciones mediante un vernier con una graduación de 1 mm (Chazaro *et al.*, 1989). El tamaño de la muestra calculado fue de 16.0 organismos por muestreo, como el valor mínimo para su evaluación.

La tasa de proporción de la producción/biomasa (P/B) de los peces, se evaluó considerando el sistema en equilibrio, para las especies ícticas en condiciones de nula explotación pesquera comercial, la relación P/B es equivalente a la tasa instantánea de mortalidad natural o M (Allen, 1971). Los valores, se obtuvieron conforme la ecuación de la mortalidad natural de Pauly (1984) para lo cual, fue utilizado el programa para computadora FISAT diseñado por Gayanilo y Pauly (1997):

$$M = L_{\infty}^{-0.279} * K^{0.65} * T^{\circ 0.463}$$

Donde:

- M = : mortalidad natural
- L_{∞} : longitud infinita asintótica de la ecuación de von Bertalanffy
- K : constante de crecimiento para cada especie y
- T° : la temperatura media anualizada del agua.

La longitud infinita asintótica fue suplida por la longitud máxima de las especies, de cada etapa de manejo (Moe, 1967). La constante de crecimiento se obtuvo de la literatura (Chazaro *et al.*, 1989; García-Galán, 1993; Palomares *et al.*, 1993a; Zamudio *et al.*, 1997). La temperatura del agua correspondió con el promedio obtenido en el del lago para cada etapa de manejo.

Relación consumo/biomasa (Q/B)

La estimación de la tasa de consumo por unidad de la biomasa de los peces (Q/B), fue referida al número de veces que una población consume su propio peso por año. Fue evaluada mediante ecuaciones empíricas, a partir de algunas características morfométricas de los organismos (Palomares y Pauly, 1989; Pauly 1989; Jarre *et al.*, 1991).

$$\ln (Q/B) = -0.178 - 0.202 \ln W_{\infty} + 0.612 \ln T^{\circ} + 0.516 \log_{10} A + 1.26 F$$

Donde:

- $\ln (Q/B)$ =: logaritmo natural del consumo con relación a la biomasa de los peces.
- W_{∞} : peso máximo asintótico, obtenido de la curva de crecimiento de von Bertalanffy, que fue suplido por el peso máximo de las especies de cada etapa de manejo (Moe, 1967).
- T° : temperatura media del agua en $^{\circ}\text{C}$ (Polovina, 1984)

- A: índice del nivel medio de actividad del pez, igual a la proporción del aspecto de la aleta caudal, que se encuentra relacionado con desarrollo del músculo rojo y branquias e índices de actividad metabólica (Bone 1978; Pauly 1979). El valor se obtuvo de la relación: h^2/s , donde h = a la altura y s = a la superficie de la aleta caudal. En peces de menor tamaño se empleó el método de la cuadrícula propuesto por Cole (1983) y para los organismos de mayor tamaño por planimetría.
- F: tipo de consumo: 0 para carnívoros, 1 para herbívoros y 0.5 para omnívoros. Estas últimas dos relaciones fueron consultadas de Jarre *et al.* (1991).

Composición de la dieta

Se pretendió la colecta de al menos 30 peces de cada especie para cada etapa de evaluación (Snedecor y Cochran, 1984). Las dietas de los peces se obtuvieron a través del análisis de los tractos digestivos. En el campo se disectaron las especies de mayor talla y se obtuvieron los tractos, los cuales fueron almacenados en frascos de plástico conservados en hielo y congelados en el laboratorio. Las especies de menor talla, se mantuvieron con hielo desde el campo y en el laboratorio se congelaron, para su posterior análisis (Gordon, 1977; Foltz y Norden, 1977).

En el laboratorio, previa descongelación de las muestras se obtuvieron los tractos digestivos, con la ayuda de un estuche de disección y el empleo de cajas de Petri, con, una báscula analítica BOSCH, modelo S2000 con una precisión de ± 0.0001 g, se continuó con el registro del peso total del contenido digestivo. Continuó la observación y separación de los diferentes grupos funcionales mediante el uso de agujas de disección y un microscopio estereoscópico donde se utilizó papel secante para remover la mucosidad y la humedad; de tal forma que se registró para cada grupo funcional, la proporción porcentual del peso fresco total de los contenidos estimados por cada depredador, los resultados fueron expresados para cada etapa de evaluación del sistema (Gibbons y Gee, 1972; Berg, 1979; Cortés *et al.*, 1979; Hyslop, 1980; Macdonald y Green, 1983).

Eficiencia ecotrófica (EE)

Para la proporción de la producción utilizada por la depredación, en el caso de los peces, se contó con los cuatro parámetros anteriormente señalados y el modelo calculó la eficiencia ecotrófica (EE), con base en el concepto de balance de masas. Los valores representan numéricamente, una proporción, respecto a la unidad de la biomasa total consumida, muerta o capturada.



Grupos funcionales:

Biomasa (B)

Los grupos funcionales, que regularmente aparecieron en los contenidos digestivos, se agruparon en grandes grupos (fitoplancton, zoobentos, zooplancton y el detrito), para los dos primeros se obtuvo la biomasa para cada etapa: la biomasa del fitoplancton, fue evaluada mediante el método de Clorofila *a* (APHA, 1992) y el índice de estado trófico (Carlson, 1977). Las concentraciones de clorofila *a* fueron convertidas a peso fresco según Buijse *et al.* (1993) y estandarizadas en g m^{-2} (Lind, 1979). La biomasa del zoobentos, fue obtenida para ER y EPS, determinada según Vegas (1980) y fueron normalizadas en g m^{-2} .

En la evaluación de la biomasa del detrito en el sedimento, González (2002) utilizó la técnica de materia orgánica por oxidación con dicromato de potasio según Gaudette y Flight (1974) y empleó, trampas de sedimentación, acorde con Hakanson y Jansso (1983) y experimentos de degradabilidad de la materia vegetal de acuerdo con Rodríguez (1989), con esta información, fue transformada a peso fresco (Opitz, 1991) y estandarizadas en g m^{-2} . Estas evaluaciones se obtuvieron en promedio para cada etapa.

Relación producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa (Q/B)

La (P/B) y (Q/B) de los grupos funcionales: zooplancton y fitoplancton, se obtuvieron de la bibliografía y se tomó en cuenta que el valor de la relación es una función del tamaño corporal de los grupos. El valor del zooplancton, fue acorde con los grupos dominantes en el sistema; además para el fitoplancton, se consideró también, que el valor correspondiera de un ambiente con una latitud similar a la del área de estudio en cuestión. En cuanto a la (Q/B), fue considerado que el zooplancton, comúnmente, presenta un valor conservativo; en tanto para el zoobentos, fue seleccionado el valor por el grupo dominante en Lago Huayamilpas (Kajak, 1970; en Banse y Mosher, 1980; Jonasson, 1972 en Banse y Mosher, 1980; Hopson, 1982 en Kolding; Payne, 1986 en Kolding; Källquist *et al.*, 1988 en Kolding, 1993; De Los Reyes, 1993; Olvera *et al.*, 1993).

Eficiencia ecotrófica (EE)

Para las tres etapas, fueron asignados los valores de eficiencia ecotrófica (EE), para el zooplancton y en EIPB, sólo, para el zoobentos (Pauly *et al.*, 1996). Cuando se contó con datos de las otras cuatro variables de los grupos para la construcción del modelo, el programa estimó el valor de la (EE).

Balanceo del modelo

El balanceo fue bajo el criterio de valores de $EE \leq 1$. En realidad valores de EE mayores a la unidad (> 1), no son posibles, es decir, la depredación o las capturas no pueden sobrepasar la producción. Para el balanceo, se aseguró que el consumo por los depredadores fuera sostenido por la producción, por lo tanto, se realizaron ajustes en la matriz inicial de las dietas sólo en la EPS para las especies *C. carpio* y *Ch. jordani*, en donde fue disminuida la proporción del zoobentos.

Parametrización del modelo

Una vez que el modelo fue balanceado, se realizó la parametrización, de donde se generó el análisis de la trama trófica; mediante los conceptos teóricos de Odum (1969); Ulanowicz (1986) y se obtuvieron, los niveles tróficos fraccionales y la eficiencia de la transferencia de energía.

Limitaciones del modelo

Una de las principales limitaciones del modelo es que sólo describe el “estado estable” en un período dado, dependiendo de la escala de medición de las variables. En realidad este estado no existe durante un periodo extenso, puesto que el sistema es dinámico; para la disminución de esta incertidumbre fueron elaborados sendos modelos para cada etapa de evaluación. Adicionalmente, por falta de información de las diferentes etapas ontogénicas de los peces, no se incluyeron como grupos discretos en el modelo. Asimismo, producto de la agregación, no se tomó en cuenta los diferentes organismos del zoobentos y zooplancton. Los parámetros e información de las dietas fueron obtenidos en gran parte durante las etapas y sólo pocos datos se tomaron de la literatura.

Factibilidad y eficiencia de la manipulación

Se discutió la factibilidad y la eficiencia de la manipulación, por medio de los cambios en los valores de los atributos de la estructura y dinámica trófica entre las tres etapas (Scheffer, 1990; Moreau *et al.*, 1993a; b).

Cuadro 3. Fuentes de los parámetros del modelo Ecopath para el Lago Huayamilpas.

GRUPO	BIOMASA	P/B	Q/B	EE
<i>C. carpio</i>	Área de barrido y muestras del lago	Muestras del lago con base en Ecuación de Pauly (1984)	Muestras del lago con base en Ecuación de Palomares y Pauly (1989)	Calculada por el programa
<i>C. auratus</i>	"	"	"	"
<i>Ch. jordani</i>	"	"	"	"
<i>H. bimaculata</i>	"	"	"	"
<i>Ch. humboldtianum</i>	"	"	"	"
Zooplancton	Calculada por el programa	Kajak (1970) en Banse y Mosher (1980)	Hopson (1982), en Kolding (1993); Payne (1986) en Kolding (1993). y Källquist <i>et al.</i> (1988), en Kolding (1993).	Asignada para el grupo
Zoobentos	Muestras del lago (1)	Jonasson (1972) In Banse y Mosher (1980)	De Los Reyes (1993)	Asignada para el grupo(2)
Fitoplancton	Muestras del lago	Olvera <i>et al.</i> , 1993	-	Calculada por el programa
Detrito	Muestras del lago, laboratorio y trampas de sedimentación	-	-	"

(1) En EIPB la biomasa fue calculada por el programa.

(2) En EIPB la EE fue asignada para el grupo.

P/B: Relación Producción/Biomasa

Q/B: Relación Consumo/Biomasa

EE: Eficiencia Ecotrófica

RESULTADOS

- Etapa de referencia (ER)

Identificación de peces y criterios de selección para la introducción de *Chirostoma humboldtianum*

Las especies de peces del Lago Huayamilpas, representaron una mezcla de especies exóticas y nativas: *Cyprinus carpio* (Linnaeus), *Carassius auratus* (Linnaeus), *Chirostoma jordani* Woolman, única especie nativa que coexistió con *Ch. humboldtianum*. Además, se registró una especie transfaunada de la Vertiente del Golfo de México: *Heterandria bimaculata* (Heckel), acorde con Espinoza *et al.* (1993). Las tallas y pesos de las poblaciones de peces evaluadas en este periodo, se presentan en el cuadro 4:

Cuadro 4 Tallas y peso de los peces muestreados en la etapa de referencia (ER). Agosto de 1997.

	Long.tot cm	Long.pat. cm	Altura cm	Peso g	A caudal cm	Ar. caudal cm ²	Ind act. pez
<i>C carpio</i>							
Min	33.5	25.6	12.2	840.0	11.0	11.1	1.6
Max	54.0	41.5	18.0	3200.0	22.7	177.1	16.0
Prom	44.3	33.9	15.3	2028.7	16.5	102.3	2.8
μ	5.0	3.8	1.7	620.9	2.7	28.0	1.5
n_m	31	n_{cd}	31				
Suma				62890.0			
<i>C auratus</i>							
Min	21.5	16.3	6.8	200.0	7.0	24.2	2.0
Max	32.0	23.6	11.0	750.0	15.9	92.8	3.4
Prom	25.2	19.0	8.4	369.2	11.5	48.3	2.8
μ	2.8	2.1	1.3	171.6	2.9	20.6	0.5
n_m	13	n_{cd}	13				
Suma				4800.0			
<i>Ch jordani</i>							
Min	4.4	3.7	0.5	0.4	1.0	0.6	0.8
Max	8.7	7.8	1.3	3.6	2.3	1.6	5.1
Prom	7.0	5.91	1.0	2.1	1.6	1.2	2.3
μ	0.6	0.6	0.1	0.5	0.3	0.2	1.0
n_m	67	n_{cd}	50				
<i>H bimaculata</i>							
Min	3.5	3.0	0.7	0.4	0.5	0.1	0.7
Max	6.5	5.4	4.4	1.9	2.5	10.5	3.9
Prom	5.0	4.6	1.7	1.3	1.3	1.4	1.9
μ	2.1	1.0	1.7	0.6	0.4	1.4	0.8
n_m	32	n_{cd}	32				

Min: Valor mínimo

Max: Valor máximo

Prom: Valor promedio

μ : Desviación estándar

n_m : Número de peces medidos y pesados

n_{cd} : Número de análisis de contenidos digestivos

A. caudal: Altura caudal

Ar. caudal: Área caudal

Ind act pez: Índice de actividad del pez

Parámetros de la trama trófica. Alimentación del modelo

Los parámetros obtenidos en las evaluaciones de campo y de la literatura, empleados para la descripción de la estructura de la comunidad de referencia (ER), con los que fue alimentado el modelo trófico ECOPAT III, se presentan en el cuadro 5. Las unidades de las biomásas son en gramos de peso húmedo por metro cuadrado g m^{-2} y las relaciones P/B y Q/B son tasas anuales y la composición de las dietas son una proporción porcentual del peso total de cada presa en la dieta de cada depredador y se muestran en la matriz del cuadro 6.

Descripción de los parámetros

La biomasa mínima (B) del grupo de los peces correspondió para la especie *H. bimaculata* con 0.011 g m^{-2} y la máxima para el pez *C. carpio* (20.322 g m^{-2}). El fitoplancton presentó un nivel equivalente con 160.200 g m^{-2} , mientras que el detrito 163.075 g m^{-2} . Se apreció que las (B) fueron mayores varias veces, que las de la comunidad íctica; encontrándose el sistema con grandes desbalances en las proporciones de los productores y consumidores.

Para la mortalidad natural de los peces (M), equivalente con la relación P/B, se obtuvo la menor evaluación con 0.29 (*H. bimaculata*) y la mayor con 0.85 (*Ch jordani*). Las tasas de (P/B) de los invertebrados y la del fitoplancton (189.67), por su reducido tamaño corporal, fueron mucho mayores que las de la comunidad íctica. El consumo mínimo (Q/B), lo presentó *C. carpio* con 3.10 y *Ch. jordani* el máximo (11.99). De los grupos funcionales, el zoobentos (15.70) tuvo la inferior (Q/B) y la tasa del zooplancton herbívoro que fue asignada, es regularmente conservativa para el grupo y correspondió con la superior (200.0). La eficiencia ecotrófica (EE) del zooplancton herbívoro se obtuvo de la literatura y correspondió con 0.500, los valores del resto de los grupos, se obtuvieron después del balanceo del modelo (Cuadro 6).

Contenidos digestivos y estructura de la trama trófica

Los contenidos digestivos de cada grupo funcional fueron registrados, como una proporción porcentual del peso fresco total de los contenidos estimados para cada depredador. De acuerdo con las tasas de consumo de los depredadores (de menor a mayor), se presentan las composiciones de las dietas: al grupo del zooplancton herbívoro, se le asignó, sólo el pastoreo del fitoplancton (1.0); asimismo, el zoobentos, consumió únicamente el detrito (1.0).

Mientras tanto, en la comunidad íctica, resultó primero la carpa dorada (*C. auratus*), cuya dieta constituyó sólo del zoobentos (1.0); en segundo la especie *C. carpio* utilizó el detrito (0.952) y secundariamente el zoobentos (0.048); tercero, *H. bimaculata*, ramoneó el detrito (0.552), pastoreó el zoobentos (0.389) y al zooplancton herbívoro con 0.059 y en cuarto, el pez *Ch. jordani*, utilizó el zooplancton herbívoro (0.650), el fitoplancton con 0.331, el detrito (0.011) y el zoobentos con 0.008 (Cuadro 7).

Durante la etapa de referencia los niveles tróficos (nt) fueron asignados por el origen de los aportes de materia y las preferencias de consumo de las presas o artículos alimenticios: el detrito contó con el nt:I; ya que fue pastoreado preferentemente por el zoobentos, la carpa común, *H. bimaculata* y *Ch. jordani*, especie que consumió también el zoobentos (nt:I), además del fitoplancton y principalmente el zooplancton (nivel alimenticio II). Este grupo a su vez fue pastoreado, con una menor participación, por *H. bimaculata*; asimismo ramoneó al fitoplancton. La carpa dorada, consumió sólo zoobentos. Entonces el pez *C. carpio*, fue ubicado en el nt:II; las especies *H. bimaculata* y *Ch. jordani* fueron situados entre el nivel trófico II y III, debido a la diversificación de su dieta. El ciprinido *C. auratus*, le correspondió el nt:III.

Con base en estos resultados, se apreciaron las rutas de energía en la trama alimenticia de referencia: los peces no consumidos por depredadores y los bentívoros contribuyeron al mayor consumo del detrito. De otra forma, se supuso un gran aporte del fitoplancton hacia el detrito, no obstante, el pastoreo realizado por el zooplancton herbívoro, presa principal del pez *Ch. jordani*.

Parámetros de la trama trófica con el modelo balanceado

A continuación se presentan los parámetros finales, derivados del modelo balanceado, para ampliar la descripción de la estructura de la comunidad de referencia (Cuadro 5 y 6).

Eficiencia ecotrófica

Todas las especies de peces resultaron con una eficiencia ecotrófica (EE) de 0.0. El zooplancton resultó con una EE de 0.500, ya que aportó alimento principalmente a *Ch. jordani*; no obstante el zoobentos presentó una EE de 0.822 resultado del consumo realizado por *C. auratus* y *H. bimaculata*; en cuanto al fitoplancton, la EE fue de 0.002 y la del detrito 0.003.

Cuadro 5. Parametrización del modelo Ecopath. Los números entre paréntesis corresponden con los parámetros calculados por el modelo. La biomasa (B) es en $g\ m^{-2}$; P/B y Q/B son por año.

Grupo	Etapa	Biomasa $g\ m^{-2}$						Q/B						EE					
		ER	EPS	EIPB	ER	EPS	EIPB	ER	EPS	EIPB	ER	EPS	EIPB	ER	EPS	EIPB	ER	EPS	EIPB
1. <i>C. carpio</i>		20.322	12.789	2.249	0.56	0.52	0.59	3.10	2.79	3.30	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)
2. <i>H. bimaculata</i>		0.011	0.001	0.006	0.29	0.32	0.26	11.55	11.07	9.73	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)
3. <i>Ch. jordani</i>		0.289	1.370	1.447	0.85	0.82	0.85	11.99	11.44	14.15	(0.000)	(0.000)	(0.112)	(0.893)	(0.893)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)
4. <i>C. aureatus</i>		0.714	0.499	-	0.75	0.76	-	2.31	3.58	-	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)
4.1 <i>Ch. humboldtianum</i>		-	-	0.182	-	-	0.48	-	-	5.53	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)	(0.000)
5. Zooplankton herbívoro.		(0.262)	(0.835)	(0.347)	17.24	17.24	17.24	200.00	200.00	200.00	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500	0.500
6. Zoobentos		2.654	2.654	(15.476)	2.03	2.03	2.03	15.70	15.70	15.70	(0.882)	(0.882)	(0.996)	(0.996)	(0.996)	(0.996)	(0.996)	(0.996)	(0.996)
7. Fitoplancton		160.200	114.570	92.513	189.67	189.67	189.67	-	-	-	(0.002)	(0.002)	(0.008)	(0.008)	(0.008)	(0.008)	(0.008)	(0.008)	(0.008)
8. Detrito		163.075	211.074	200.200	-	-	-	-	-	-	(0.003)	(0.003)	(0.004)	(0.004)	(0.004)	(0.004)	(0.004)	(0.004)	(0.014)

ER: Etapa referencia (agosto-1997).

EPS: Etapa de pesca selectiva intensiva (septiembre-1997/abril-1998).

EIPB: Etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (abril-1998/octubre-1998).

Cuadro 6. Matriz de presa/depredador. Se muestra la proporción porcentual del peso total de cada presa en la dieta total de cada depredador. Los números entre paréntesis corresponden con los parámetros recalculados por el modelo.

Presa	Depredador																		
	1 ER	1 EPS	1 EIPB	2 ER	2 EPS	2 EIPB	3 ER	3 EPS	3 EIPB	4 ER	4 EPS	4 EIPB	5 ER	5 EPS	5 EIPB	6 ER	6 EPS	6 EIPB	
1. <i>C. carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2. <i>H. bimaculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3. <i>Ch. jordani</i>	-	-	-	-	-	-	-	0.008	0.019	-	-	0.705	-	-	-	-	-	-	-
4. <i>C. aureatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4.1 <i>Ch. humboldtianum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5. Zooplankton herbívoro	-	-	-	0.059	-	-	0.650	0.459	0.146	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6. Zoobentos	0.048	0.410	0.132	0.389	0.310	0.813	0.008	0.527	0.702	1.000	0.079	0.295	-	-	-	-	-	-	-
7. Fitoplancton	-	-	-	-	0.660	0.007	0.331	(0.310)	0.122	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-
8. Detrito	0.952	0.590	0.868	0.552	0.030	0.180	0.011	0.005	0.011	-	0.921	-	-	-	-	1	1	1	1
Suma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

ER: Etapa referencia (agosto-1997).

EPS: Etapa de pesca selectiva intensiva (septiembre-1997/abril-1998).

EIPB: Etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (abril-1998/octubre-1998).

Tasa de consumo de biomasa y flujos de energía

La tasa del consumo total de biomasa fue de $162.43 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; la especie *C. carpio* presentó la mayor tasa con $63.05 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, el grupo que ocupó el segundo lugar del consumo fue el zooplancton herbívoro con una estimación de $52.45 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$. En tercera posición se encontró el zoobentos, con una tasa de $1.67 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$. Los peces *Ch. jordani* ($3.47 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), *C. auratus* ($1.65 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) y *H. bimaculata* ($0.13 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), que representaron una baja contribución del consumo total (Cuadro 7).

El consumo del detrito total fue igual a $101.27 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; la especie *C. carpio* se ubicó en el primer lugar con $60.00 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; en segunda posición el grupo del zoobentos, el cual presentó un nivel de $41.70 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ y *H. bimaculata* con un consumo mínimo de $0.10 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$. El total del consumo de los productores primarios era equivalente a $53.50 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ y del cual, el zooplancton herbívoro, consumió $52.40 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ y *Ch. jordani*, tan sólo, $1.10 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (Cuadro 8 y 9).

Comparativamente, el grupo del fitoplancton presentó el mayor flujo de energía hacia el detrito. Asimismo, el detrito transfirió 1.9 veces más flujos, que los que provinieron de los productores primarios; las interacciones tróficas y el flujo de energía entre los grupos durante cada etapa se ilustran en el diagrama de flujo (Figura 7).

Niveles tróficos

El modelo trófico Ecopath, establece niveles tróficos fraccionales a los grupos (nt). Los niveles alimenticios son fraccionales porque los organismos consumen alimento de diversos niveles de alimentación y no de uno solo, por ejemplo, no son únicamente vegetarianos o exclusivamente carnívoros (Levine, 1980).

Para esta etapa de evaluación, la especie *C. auratus* se colocó en el nivel trófico superior ó 3.00, la dieta de esta especie consistió principalmente de zoobentos; a continuación se ubicó *Ch. jordani* con un nivel de alimentación que correspondió con 2.65 ya que consumió, en orden de importancia: zooplancton herbívoro, fitoplancton, detrito y zoobentos; enseguida se presentó el pez *H. bimaculata*

Cuadro 7. Tasa de consumo, flujo al detrito y nivel trófico de cada grupo en los modelos.

Parámetro	Tasa de consumo ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$)			Flujos al detrito ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$)			Niveles tróficos			
	Etapa	ER	EPS	EIPB	ER	EPS	EIPB	ER	EPS	EIPB
<i>Ch. humboldtianum</i>		-	-	1.01	-	-	0.289	-	-	3.62
<i>Ch. jordani</i>		3.47	15.69	20.49	0.939	4.135	4.229	2.65	2.78	2.88
<i>H. bimaculata</i>		0.13	0.01	0.06	0.029	0.003	0.013	2.44	2.31	2.81
<i>C. auratus</i>		1.65	1.79	-	0.865	0.737	-	3.00	2.07	-
<i>C. carpio</i>		63.05	35.75	7.43	23.992	13.799	2.813	2.00	2.01	2.13
Zooplancton herb.		52.45	167.04	69.40	12.749	40.608	16.872	2.00	2.00	2.00
Zoobentos		41.67	41.67	242.97	8.968	8.356	64.302	2.00	2.00	2.00
Fitoplancton		-	-	-	30331.591	21561.953	17475.038	1.00	1.00	1.00
Detrito		-	-	-	-	-	-	1.00	1.00	1.00
Total		162.43	261.95	341.36						

Cuadro 8. Tasa de consumo del detrito ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$).

Grupo	Etapa		Etapa	
	ER	EPS	ER	EIPB
<i>C. carpio</i>	60.00	35.40		6.50
Zoobentos	41.70	41.70		243.00
<i>C. auratus</i>	-	1.60		-
<i>Ch. jordani</i>	-	2.00		0.20
<i>H. bimaculata</i>	0.10	-		-
Total	101.27	80.70		249.70

Cuadro 9. Tasa de consumo de los productores primarios ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$).

Grupo	Etapa		Etapa	
	ER	EPS	ER	EIPB
Zooplancton	52.40	167.00		69.40
<i>Ch. jordani</i>	1.10	1.50		2.50
Total	53.50	168.5		71.90

ER Etapa referencia (agosto-1997).

EPS: Etapa de pesca selectiva intensiva (septiembre-1997/abril-1998).

EIPB: Etapa introducción y establecimiento inicial del Pescado Blanco (abril-1998/octubre-1998).

Las unidades están dadas en gramos por metro cuadrado por año ($\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$)

con un nivel trófico equivalente con 2.44, pues se alimentó preferentemente del detrito y del zoobentos y complementó la dieta con zooplancton. La especie *C. carpio* se situó en el nt 2.00, porque pastoreó primariamente el detrito y consumió secundariamente el zoobentos. En cuanto a los invertebrados, el zooplancton ocupó el nivel trófico 2.00, ya que ramoneó el fitoplancton, dicho grupo, a la vez, fue consumido por *Ch. jordani* y en menor grado por *H. bimaculata*.

El grupo del zoobentos se estableció en el nt 2.00, ya que consumió detrito y a la par, proporcionó alimento en diferentes proporciones, a las cuatro especies de peces. El fitoplancton presentó un nivel alimenticio equivalente con 1.00, el cual, fue ramoneado por el zooplancton herbívoro y en menor proporción por *Ch. jordani*. Por último, el detrito tuvo un nt de 1.00 y al mismo tiempo, fue consumido por las especies de peces: *C. carpio*, *H. bimaculata* y *Ch. jordani* (Cuadro 7).

Eficiencia de transferencia de energía

El ecosistema se agregó en cuatro niveles tróficos discretos, de acuerdo con Lindeman (1942) y con base en las investigaciones desarrolladas por Ulanowicz (1995); por lo que en esta etapa, la distribución de los grupos en cada nivel antes mencionado se muestra en el cuadro 10. Entonces, los flujos relativos al nivel trófico discreto I, fueron atribuidos en su totalidad a los productores primarios y al detrito, cuyas cantidades fueron equivalentes con 1.00.

En el nivel de alimentación II, se asignaron los flujos al zooplancton, zoobentos, asimismo a la especie *C. auratus* con valores de 1.00 correspondientemente; además participaron *C. carpio* que aportó 0.95, la especie *H. bimaculata*, que colaboró con una proporción de 0.55 y por último *Ch. jordani*, contribuyó con una fracción de los flujos igual a 0.34. Mientras tanto, en el nivel trófico III, la especie *C. auratus* participó con una cantidad equivalente con 1.00; el pez *Ch. jordani* con 0.66, *H. bimaculata* resultó con 0.45 y la carpa común (*C. carpio*) presentó en suma 0.05, todas estas especies fueron las responsables de los flujos de energía en la pirámide de alimentación.

De esta manera, la eficiencia de transferencia (ET) de energía ó proporción de energía que entra en un nivel y que es transferida al siguiente debido al consumo, correspondió con 4.5% del nivel trófico I al nivel II y una nula transferencia de energía de éste al nivel III (Cuadro 11).

Pirámide de biomasa

Esta pirámide fue representada con una base amplia, de baja altura y con tres niveles de alimentación, el nivel I contó con 160.20 g·m⁻², el nivel II se igualó con 22.36 g·m⁻² y por último el nivel III presentó 1.88 g·m⁻² (Cuadro 12 y figura 8).

Cuadro 10. Distribución de los grupos y las proporciones porcentuales de los flujos relativos en los niveles tróficos discretos.

Etapa	ER				EPS				EIPB				
	I	II	III	Total	I	II	III	Total	I	II	III	IV	Total
Grupo	Nivel												
<i>C. carpio</i>	-	0.95	0.05	1.0	-	0.99	0.01	1.0	-	0.87	0.13	-	1.0
<i>H. bimaculata</i>	-	0.55	0.45	1.0	-	0.69	0.31	1.0	-	0.19	0.81	-	1.0
<i>Ch. jordani</i>	-	0.34	0.66	1.0	-	0.22	0.78	1.0	-	0.14	0.86	-	1.0
<i>C. auratus</i>	-	-	1.0	1.0	-	0.92	0.08	1.0	-	-	-	-	1.0
<i>Ch. humboldtianum</i>	-	-	-	1.0	-	-	-	1.0	-	-	0.39	0.61	1.0
Zooplankton herb.	-	1.0	-	1.0	-	1.0	-	1.0	-	1.0	-	-	1.0
Zoobentos	-	1.0	-	1.0	-	1.0	-	1.0	-	1.0	-	-	1.0
Fitoplancton	1.0	-	-	1.0	1.0	-	-	1.0	1.0	-	-	-	1.0
Detrito	1.0	-	-	1.0	1.0	-	-	1.0	1.0	-	-	-	1.0

Cuadro 11. Eficiencia de transferencia de energía porcentual (ET %) en los niveles tróficos discretos.

Nivel Trófico	Etapa	ER	EPS	EIPB
II		4.5	5.0	5.8
III		0.0	0.0	3.3
IV		-	-	0.0

Cuadro 12. Biomasa ($g\ m^{-2}$) por nivel trófico.

Nivel Trófico	Etapa	ER	EPS	EIPB
V		-	-	0.0
IV		0.0	0.0	0.11
III		1.88	1.23	1.62
II		22.36	16.91	17.97
I		160.20	114.57	92.51

ER: Etapa referencia (agosto-1997).

EPS: Etapa de pesca selectiva intensiva (septiembre-1997/abril-1998).

EIPB: Etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (abril-1998/octubre-1998)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

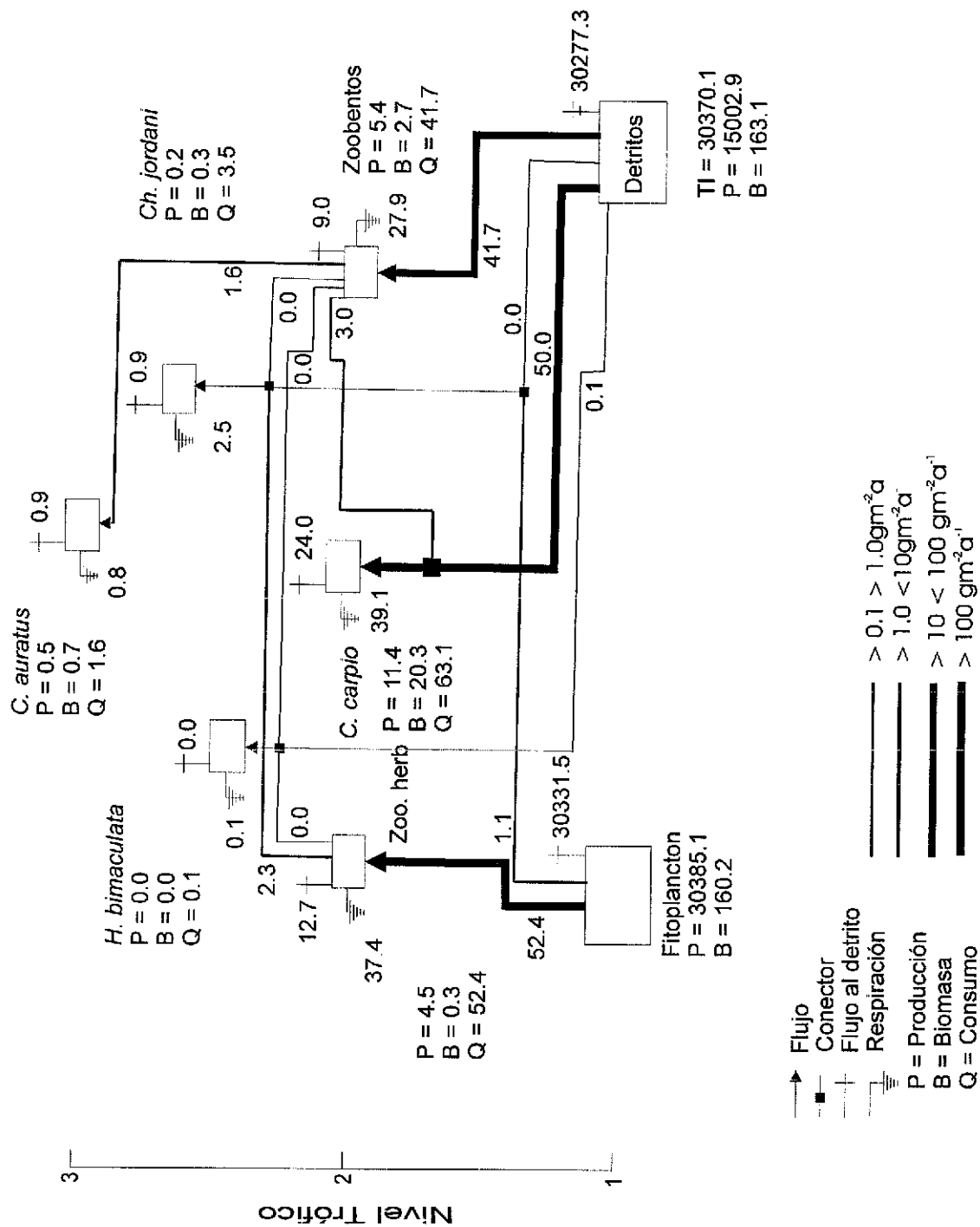


Figura 7. Diagrama de flujo de las interacciones tróficas y el flujo de energía (ER).

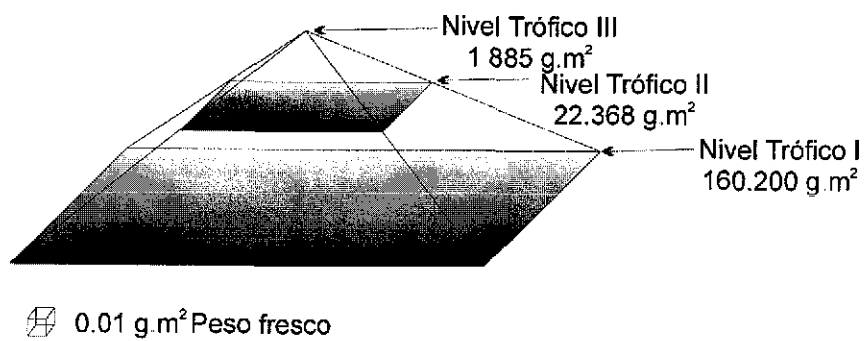


Figura 8. Diagrama de la pirámide de biomasa (ER)

Indicadores de la calidad del agua

Los resultados de la visibilidad del disco de Secchi, señalaron en promedio 0.2 m, la clorofila a contó con 240.3 mg m^{-3} y el fósforo total una concentración de 0.23 mg l^{-1} (Figura 9).

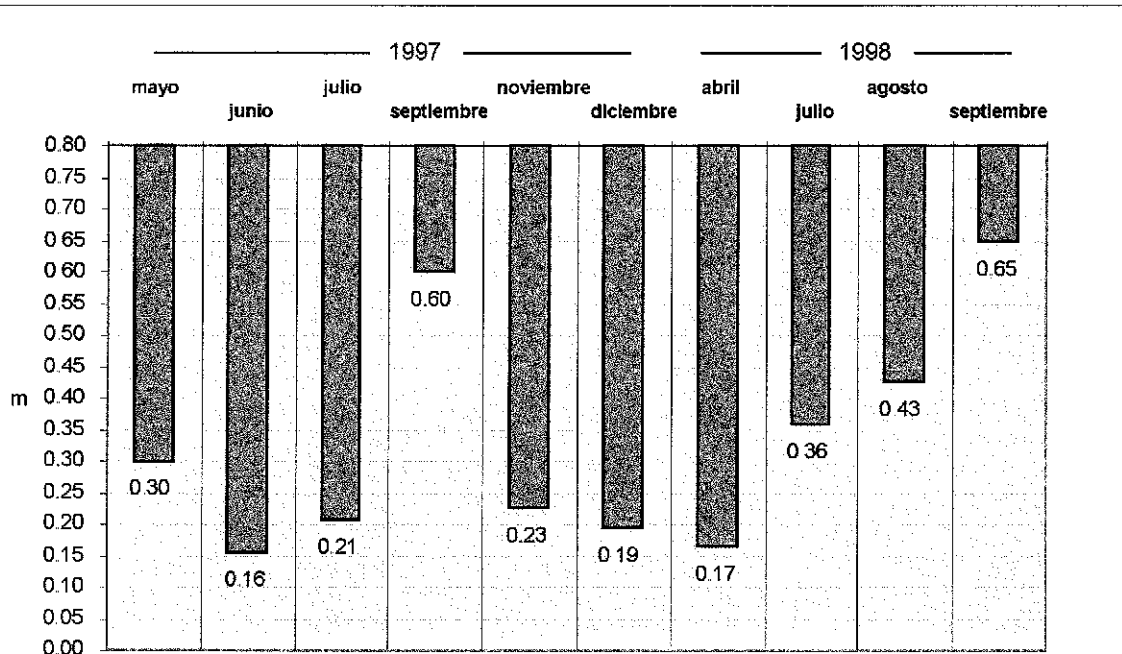


Figura 9. Visibilidad del disco de Secchi período de Mayo 1997 a Septiembre de 1998

- Etapa de pesca selectiva intensiva (EPS). Manipulación I

Pesca selectiva intensiva

En esta etapa, fueron capturados: 172 carpas comunes y 17 carpas doradas. La pesca selectiva total de los ciprinidos en este lapso, correspondió con 382.3 kg. Las tallas y peso se observan en el cuadro 13.

Cuadro 13 Tallas y peso de los peces muestreados y manejados en la etapa de pesca selectiva intensiva (EPS) Septiembre de 1997 a Abril de 1998.

<i>C. carpio</i>	Long.tot. cm	Long pat. cm	Altura cm	Peso g	A. caudal cm	Ar. caudal cm ²	Ind. act. pez
Min	25.0	19.5	10.0	480.0	11.0	11.1	1.6
Max	68.5	51.0	21.0	4800.0	22.7	177.1	16.0
Prom	43.9	35.0	15.6	2171.4	16.5	102.3	2.8
μ	6.0	4.9	2.1	844.7	2.7	28.0	1.5
n_m	172	n_{cd}	86				
Suma				373 490.0			
<i>C. auratus</i>							
Min	16.5	13.2	6.5	150.0	7.0	24.2	2.0
Max	29.0	23.5	12.5	1600.0	15.9	92.8	3.4
Prom	25.7	19.5	9.2	511.9	11.5	48.3	2.8
μ	3.6	2.9	1.6	328.8	2.9	20.6	0.5
n_m	17	n_{cd}	17				
Suma				8890.0			
<i>Ch. jordani</i>							
Min	4.0	3.4	0.6	0.3	0.7	0.3	0.8
Max	9.0	7.8	2.5	4.0	2.8	2.3	4.8
Prom	7.6	6.4	1.5	2.6	1.8	1.3	2.6
μ	0.5	0.5	0.3	0.4	0.2	0.3	0.7
n_m	145	n_{cd}	154				
<i>H. bimaculata</i>							
Min	4.3	3.6	1.1	1.5	1.0	0.1	0.7
Max	4.3	4.6	1.2	2.1	1.0	10.5	3.9
Prom	4.3	4.1	1.1	1.8	1.0	1.4	1.9
μ	0.0	0.7	0.0	0.4	0.0	1.4	0.8
n_m	30	n_{cd}	30				

Min: Valor mínimo

Max: Valor máximo

Prom: Valor promedio

μ : Desviación estándar

n_m : Número de peces medidos y pesados

n_{cd} : Número de análisis de contenidos digestivos

A. caudal: Altura caudal

Ar. caudal: Área caudal

Ind. act. pez: Índice de actividad del pez

Cálculo de la carga

La carga del charal *Ch. jordani* fue evaluada durante febrero de 1998, ésta correspondió con 19,596.0 g y de acuerdo con el área mínima del lago (6,000 m²), representó una biomasa de 3.2 g/m². Asimismo, con la relación F/C igual a 3.5/1 fue calculada la carga de *Ch. humboldtianum* a introducir al sistema; misma que resultó con 0.91 g/m²; que a su vez, fue complementada con 5.6 kg de esta especie.

Parámetros de la trama trófica. Alimentación del modelo

Descripción de los parámetros

La menor biomasa (B) de la comunidad íctica fue de 0.001 g m^{-2} (*H. bimaculata*) y la mayor con 12.789 g m^{-2} , (*C. carpio*), unidades menores que en la etapa de referencia (ER). Mientras tanto los grupos del primer nivel trófico (fitoplancton y detrito), presentaron un nivel de biomasa de 114.570 y 211.074 g m^{-2} , respectivamente. El primer grupo tuvo una mínima participación y el segundo la máxima respecto a la ER; sin embargo éstas biomásas fueron superiores varias veces, que la de la comunidad íctica y el desbalance de las proporciones entre los productores y los consumidores fue inferior.

La relación P/B, de los peces presentó como la tasa mínima 0.32 , para la especie *H. bimaculata* y la máxima fue de 0.82 , propia de *Ch. jordani*. Las tasas de P/B, para los invertebrados y el fitoplancton, fueron las mismas que en ER. El pez *C. carpio* tuvo la menor Q/B con 2.79 y *Ch. jordani*, la mayor con 11.44 , niveles que disminuyeron, con respecto a la ER. La Q/B del zoobentos y del zooplancton herbívoro, así como la EE de éste último, tuvieron el mismo nivel que en la ER y fueron generados los valores de los demás grupos evaluados, después del balanceo del modelo (Cuadro 6).

Contenidos digestivos y estructura de la trama trófica

De acuerdo con la intensidad de las tasa de consumo, las dietas estuvieron integradas de la siguiente forma en la EPS: el zooplancton herbívoro se alimentó sólo del fitoplancton (1.0), en segunda posición se ubicó, el grupo del zoobentos que consumió únicamente detrito (1.0). En cuanto a la ictiofauna, la especie *C. carpio* con la tasa mínima, se alimentó del detrito (0.590) y del zoobentos (0.410); en segundo lugar, el pez *C. auratus* presentó una dieta compuesta principalmente por el detrito (0.921) y la complementó con el zoobentos (0.079), el tercero fue para *H. bimaculata* que ramoneó el fitoplancton (0.660), el zoobentos (0.310) y el detrito con (0.030); mientras que la especie *Ch. jordani* tuvo la mayor tasa de consumo, que se alimentó del zoobentos (0.527) y del zooplancton herbívoro (0.459), además presentó canibalismo con una pequeña participación (0.008), consumió el detrito (0.005) y el fitoplancton (0.001) Cuadro 7.

En esta etapa, el detrito cuyo nivel de alimentación, correspondió con la unidad y proporcionó de forma diversa, alimento a los grupos de consumidores: el zoobentos sólo ramoneó esta fuente de alimento; que también lo ingirió con una proporción menor, respecto a la ER, las especies *C. carpio*, *H. bimaculata*; *Ch. jordani* y el pez *C. auratus*. El nivel trófico del zooplancton fue el II, ya que fue consumido sólo por *Ch. jordani*. El grupo del zoobentos, perteneció al nivel alimenticio II,

puesto que participó con casi la mitad de la dieta de *Ch. jordani*, *C. carpio*, *H. bimaculata* y en menor proporción lo consumió *C. auratus*. Por último, el fitoplancton (nt:I) formó parte importante de la alimentación de *H. bimaculata* y complementó la de *Ch. jordani*. Los niveles tróficos de los peces *C. carpio* y *C. auratus*, se presentaron en el nt:II; *H. bimaculata* y *Ch. jordani* se ubicaron, tentativamente, en un nivel trófico mayor al nt:II, por sus hábitos y diversificación de su alimentación.

Al igual que en la ER, los peces no fueron depredados por consumidores terciarios; en general la tasa de consumo (Q/B) disminuyó en la comunidad íctica, de tal forma que la especie *C. carpio* presentó la menor Q/B del detrito. Los peces de mayor (B) y (Q/B) como *Ch. jordani* atenuaron el pastoreo del fitoplancton, no obstante el aporte de los productores primarios hacia el detrito disminuyó. Además, *Ch. jordani* presentó canibalismo y redujo la depredación del zooplancton herbívoro, grupo que mantuvo constante el nivel de pastoreo, por lo que lo que se incrementaron y reajustaron las interacciones tróficas y los flujos de energía.

Parámetros de la trama trófica con el modelo balanceado

Eficiencia ecotrófica

La especie *Ch. jordani*, por el canibalismo obtuvo una EE de 0.112 y el resto de los peces continuaron con el mismo nivel de 0.0; el zooplancton herbívoro conservó un valor idéntico de EE con respecto a la etapa de referencia (0.500), no obstante, el grupo del zoobentos presentó un valor de 0.996 generado por el consumo de las especies de peces: *H. bimaculata*, *Ch. jordani* y *C. carpio*. La EE del fitoplancton y el detrito fue de 0.008 y 0.004, respectivamente (Cuadro 5).

Tasa de consumo de biomasa y flujos de energía

La totalidad del consumo de la comunidad acuática manipulada correspondió con $261.95 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; la principal tasa de consumo la presentó el zooplancton herbívoro, ($167.04 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) y manifestó un incremento respecto a la etapa de referencia. En segunda posición se ubicó, el grupo del zoobentos con una tasa de $41.67 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; la especie *C. carpio*, presentó un consumo de $35.75 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; tasa menor con relación a la etapa anterior. El pez, *Ch. jordani* ingirió $15.69 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, apreciándose un aumento en comparación con ER; la carpa dorada de la especie *C. auratus*, obtuvo un valor de $1.79 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y por último *H. bimaculata* con $0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, niveles similares a la etapa inicial del estudio (Cuadro 7).

De la totalidad del consumo del detrito, correspondió con $80.70 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, el grupo del zoobentos consumió casi la mitad ($41.70 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$); en segundo lugar se ubicó la especie *C. carpio*, que ingirió detrito y participó con $35.40 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Los grupos que presentaron un mínimo consumo fueron: *Ch. jordani* $2.00 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y *C. auratus* $1.60 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Mientras tanto, el consumo total de los productores primarios, fue de $168.50 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, éste fue ramoneado principalmente por el grupo del zooplancton herbívoro, con una participación de $167.00 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y el resto *Ch. jordani* con $1.50 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Cuadro 8 y 9).

Al igual que en la etapa inicial, el fitoplancton proporcionó el mayor flujo de energía al detrito. Pero a diferencia de la mencionada etapa; los productores primarios proporcionaron el doble de los flujos de energía que los originados por el detrito (Figura 10).

Niveles tróficos

Para la EPS se presentó un reajuste en los niveles tróficos fraccionales con respecto a la etapa de referencia: a la especie *Ch. jordani*, le correspondió el 2.78, nivel superior en esta etapa; ya que se alimentó del zoobentos, del zooplancton, presentó canibalismo, también consumió el detrito y al fitoplancton; el siguiente nivel alimentario correspondió con *H. bimaculata* que presentó un nivel de 2.31, este pez consumió principalmente al fitoplancton en cantidades mínimas, en segundo orden al zoobentos y en tercero el detrito. La carpa dorada (*C. auratus*), se reubicó tróficamente en el nivel 2.07; puesto que su alimentación consistió, en primer lugar del detrito y en una menor proporción del zoobentos. De otro modo, la carpa común (*C. carpio*), permaneció, prácticamente en el mismo nivel trófico: 2.01, puesto que se alimentó del detrito y del zoobentos.

Los grupos del zooplancton y zoobentos, se encontraron con una posición trófica equivalente con 2.00; el fitoplancton y el detrito les correspondió un nivel trófico igual a 1.00. Sin embargo, cambió la contribución de estos grupos hacia los depredadores: en cuanto al primer grupo, fue consumido sólo por *Ch. jordani*; el zoobentos fue pastoreado por las cuatro especies de peces, el fitoplancton estuvo ramoneado por *H. bimaculata* y *Ch. jordani*, peces que participaron con la menor proporción del consumo. Asimismo, el detrito constituyó también, parte de la fuente de ramoneo del zoobentos y de todos los peces del lago, pero en diferentes proporciones (Cuadro 7).

Eficiencia de transferencia de energía

En esta etapa al igual que en la de referencia, los flujos relativos en el nivel trófico discreto I se originaron en los productores primarios y en el detrito; correspondiéndoles, a cada grupo, un monto igual a 1.00. No obstante, en el nivel II, los responsables de los flujos fueron: el zooplancton y el zoobentos con estimaciones de 1.00, para cada uno; también colaboraron los peces *C. carpio*,

que contribuyó con 0.99, la especie *C. auratus* con 0.92, el pez *H. bimaculata* aportó proporcionalmente 0.69 de los flujos en el nivel y la especie *Ch. jordani* 0.22.

En el nivel III, los flujos se produjeron por la actividad de *Ch. jordani* y generó una cantidad igual a 0.78, la especie *H. bimaculata* participó con 0.31, la carpa dorada (*C. auratus*) colaboró con 0.08 y *C. carpio* con una porción equivalente a 0.01. Estas contribuciones de energía señalaron a los mencionados grupos/especies como los responsables en la generación de los flujos de la trama alimentaria (Cuadro 11) Entonces, la eficiencia de transferencia (ET) de energía del nivel trófico I al nivel II resultó con un 5.0% y no se apreció una ET al nivel III (Cuadro 12).

Pirámide de biomasa

En EPS, la pirámide redujo la base extensa, incrementó la altura y también presentó tres niveles tróficos: el nivel I equivalió a 114.57 g m^{-2} , el nivel II, con 16.91 g m^{-2} y el nivel III correspondió con 1.23 g m^{-2} ; ajustes producidos por el efecto de la pesca selectiva intensiva de los ciprínidos (Cuadro 13 y figura 11)

Indicadores de la calidad del agua

La visibilidad del disco de Secchi, resultó con un promedio de 0.3 m, el nivel de la clorofila *a* fue de 171.8 mg m^{-3} y la concentración del fósforo total con 0.18 mg l^{-1} (Figura 9).

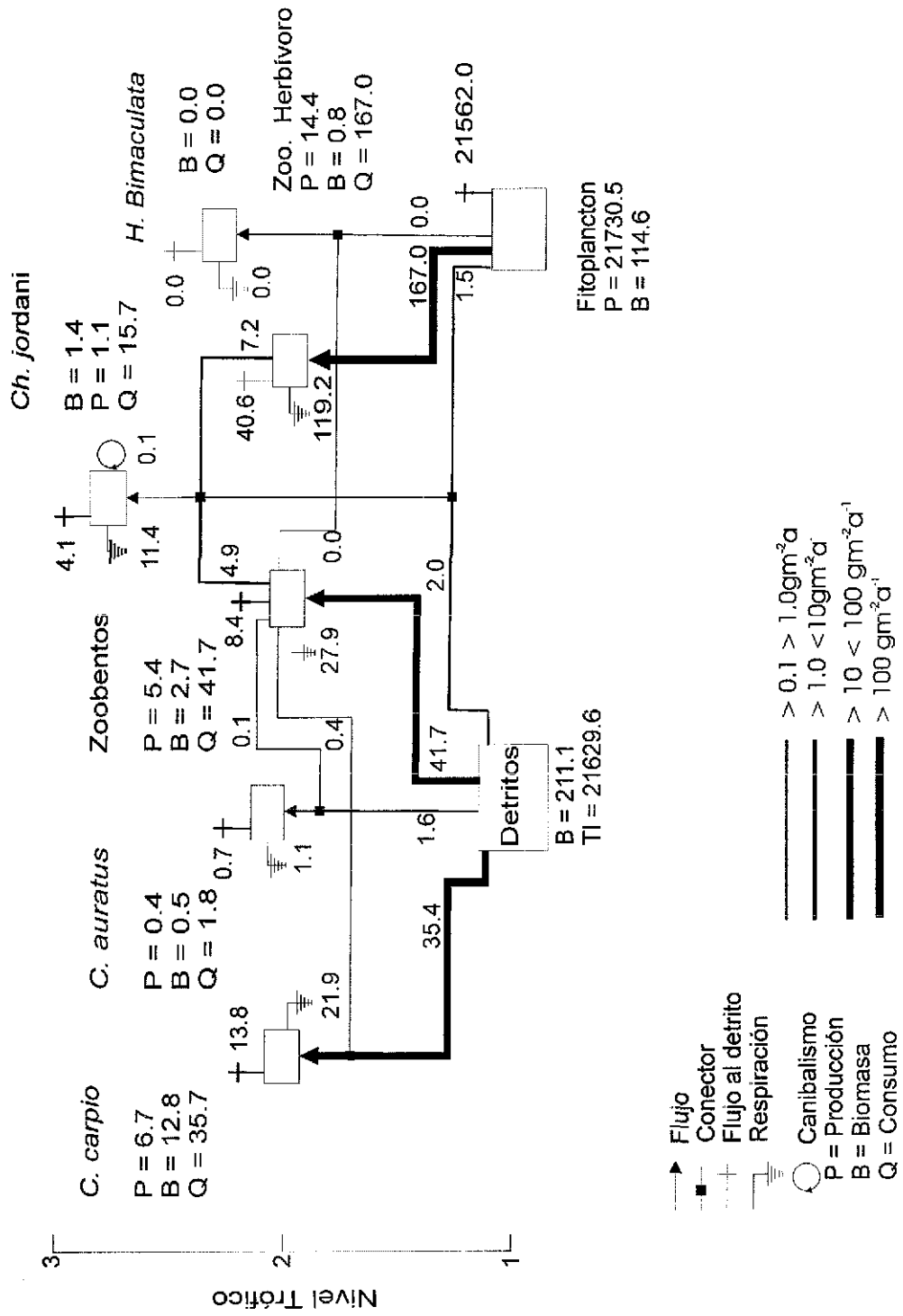
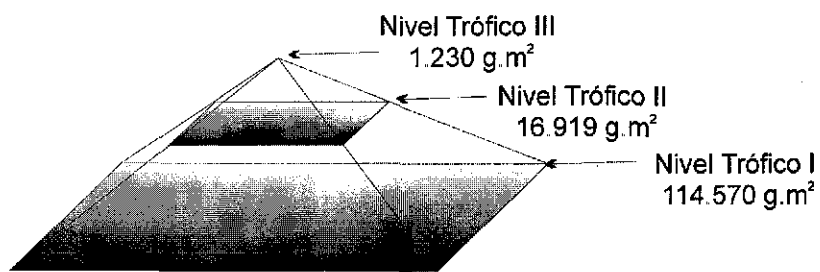


Figura 10. Diagrama de flujo de las interacciones tróficas y el flujo de energía (EPS).




 0.01 g.m² en peso fresco

Figura 11. Diagrama de la pirámide de biomasa (EPS)

- Etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (EIPB). Manipulación II

Pesca selectiva de ciprínidos, colecta, transporte y liberación del Pescado Blanco

La pesca selectiva de los ciprínidos, en esta etapa, logró la captura de 11 organismos de la especie *C. carpio* (23.8 kg.) y no se capturaron carpas doradas. Entonces, el total de la pesca selectiva fue de 244 organismos con un peso total de 473 870.0 kg. Al final de la aplicación de la pesca selectiva, se extrajeron las carpas comunes con un peso promedio de 2.1 kg. y una longitud total mínima (Lt_{\min}) de 25.0 cm y una máxima de 68.5 cm. Destacó la captura de individuos adultos solamente, correspondientes con 460.1 kg. en total, con una biomasa de 2.249 g m^{-2} , en contraste con 20.322 g m^{-2} en la ER. Las carpas doradas, tuvieron un peso promedio de 0.5 kg. y una Lt_{\min} de 16.5 cm y una máxima de 32.0 cm. En el caso de *C. auratus*, la reducción de su biomasa fue de 0.714 a 0.0 g m^{-2} , al final de este manejo.

La talla y peso de los peces colectados en EIPB se presentan en el cuadro 14. La colecta de la especie *Ch. humboldtianum* (Pescado Blanco), se desarrollo en la "Laguna" de Zacapu, donde se capturaron 136 organismos de los cuales 62 murieron y 74 vivieron, los cuales fueron transportados e introducidos al Lago Huayamilpas. El peso promedio fue de 21.15 g. el total de kilogramos (1.3), representó una biomasa inicial de 0.218 g m^{-2} .

Estas acciones se realizaron el 24 de abril de 1998. El siguiente período de colecta y transporte se llevó a cabo el 1º y 2º de Julio, fueron colectados 246 peces, 48 murieron, 198 sobrevivieron al transporte y se liberaron al lago. El peso promedio fue de 21.0 g. con un total de 4.1 kg., los cuales representaron una biomasa de 0.692 g m^{-2} . Cada transporte tuvo una duración de aproximadamente 8 hrs. En total se introdujeron 272 organismos, con un total de 5.4 kg. y una biomasa de 0.91 g m^{-2} .

Sanidad acuícola

El análisis de sanidad acuícola del Pescado Blanco liberado, indicó que los peces presentaron en la piel, metacercarias del tremátodo *Uvulifer* sp.; asimismo, fueron detectadas metacercarias de *Posthodiplostomum minimum* en el hígado. De igual manera, metacercarias de *Centrocestus* sp., en las branquias y larvas del género *Contracaecum* sp., en los mesenterios de los peces.

Cuadro 14. Talla y peso de los peces muestreados y manejados en la etapa de pesca selectiva e introducción del Pescado Blanco (EIPB). Abril a Octubre de 1998.

	Long.tot. cm	Long.pat cm	Altura cm	Peso g	A. caudal cm	Ar. caudal cm ²	Ind. act. pez.
<i>C. carpio</i>							
Min	36.7	28.5	12.9	1040.0	11.7	41.8	2.1
Max	50.0	40.0	19.0	2960.0	20.2	133.2	3.3
Prom	43.6	35.1	16.0	2163.6	16.2	93.2	2.9
μ	4.6	3.8	2.0	702.2	2.8	28.2	0.4
n_m	11	n_{cd}	11				
Suma				23800.0			
<i>Ch. humboldtianum</i>							
Min	12.0	10.0	2.2	12.1	2.8	2.8	3.2
Max	18.0	14.5	3.9	45.4	4.9	4.9	6.9
Prom	14.8	12.6	3.0	29.7	3.7	3.7	4.9
μ	1.6	1.4	0.4	9.8	0.5	0.5	0.9
n_m	17	n_{cd}	17				
<i>Ch. jordani</i>							
Min	2.0	1.5	0.2	0.03	1.0	0.1	1.4
Max	9.4	8.0	2.2	4.7	3.0	3.0	19.2
Prom	6.1	5.2	1.4	1.5	1.9	1.2	3.7
μ	1.8	1.6	0.4	1.1	0.4	0.5	2.0
n_m	467	n_{cd}	207				
<i>H. bimaculata</i>							
Min	2.6	2.0	0.5	0.05	0.9	0.1	0.4
Max	10.5	8.3	3.1	13.3	2.8	4.0	22.5
Prom	6.4	5.5	1.9	3.5	1.8	1.8	2.6
μ	1.6	1.4	0.4	2.5	0.5	1.0	3.1
n_m	75	n_{cd}	30				

Min: Valor mínimo

Max: Valor máximo

Prom: Valor promedio

μ : Desviación estándar

n_m : Número de peces medidos y pesados

n_{cd} : Número de análisis de contenidos digestivos

A. caudal: Altura caudal

Ar. caudal: Área caudal

Ind. act. pez: Índice de actividad del pez

Parámetros de la trama trófica. Alimentación del modelo

Descripción de los parámetros

Los peces presentaron la mínima biomasa (0.006 g m^{-2}) que se registró para *H. bimaculata* y la máxima fue de *C. carpio* con 2.499 g m^{-2} , valores menores que en la EPS; en cuanto a los grupos del primer nivel trófico (fitoplancton y detrito), la biomasa era de 92.513 y 200.200 g m^{-2} , niveles menores que en la ER y EPS; además se redujo el desbalance de las proporciones de biomasa entre productores y consumidores continuo.

La menor P/B, de la comunidad íctica fue para *H. bimaculata* con 0.26 y la especie *Ch. jordani* tuvo la mayor con 0.85 . Las mismas tasas de P/B, que se asignaron en ER y EPS, se utilizaron para los invertebrados y el fitoplancton. La mínima Q/B de los peces fue de *C. carpio* con 3.30 y la máxima fue de 14.15 para *Ch. jordani*, tasas que disminuyeron respecto a la EPS; la Q/B del Pescado Blanco (*Ch. humboldtianum*), equivalió con 5.53 . La Q/B del zooplancton herbívoro y el zoobentos tuvieron el mismo nivel que en la ER y EPS; la EE de estos grupos correspondió con la misma que

en ER para el primer grupo y la del segundo fue de 0.500. Los valores de los otros grupos involucrados fueron generados, ya que el modelo estuvo balanceado (Cuadro 6).

Contenidos digestivos y estructura de la trama trófica

La composición de las dieta de los grupos, se presentan acorde con el orden de magnitud de sus tasas de consumo: se atribuyó al zooplancton herbívoro sólo el consumo del fitoplancton (1.0) y el grupo del zoobentos únicamente el detrito. En cuanto los peces, la Q/B mínima correspondió con *C. carpio*, ramoneador del detrito (0.868), principalmente y del zoobentos (0.132); la especie *Ch. humboldtianum*, depredó al pez *Ch. jordani* (0.705) y al zoobentos (0.295) y el pez *H. bimaculata* consumió al zoobentos (0.813), el detrito (0.180) y al fitoplancton (0.007) y el charal de la especie *Ch. jordani*, ramoneó el zoobentos (0.702), el zooplancton herbívoro (0.146), el fitoplancton (0.122), el detrito (0.011) y el canibalismo (0.019). Esta especie mantuvo la dieta más diversa, al igual que en la anterior etapa.

Al igual que en la ER y la EPS, se le asignó al detrito, el nivel trófico (nt: 1), abasteció a los consumidores, de manera menos diversa que en la EPS: fue ramoneado por el zoobentos; lo ramoneó *C. carpio*, con mayor proporción, *H. bimaculata* y *Ch. jordani* con menos intensidad que en la EPS. El fitoplancton (nt:I) completó la alimentación de *Ch. jordani* y *H. bimaculata*. El zooplancton, permaneció en el nt:II y fue depredado por *Ch. jordani* con una tasa menor que en la EPS. En el nivel trófico II, continuó la ubicación del zoobentos, ya que aportó alimento a *H. bimaculata*, *Ch. jordani*, *Ch. humboldtianum* y *C. carpio*. Entonces, la carpa común fue ubicada en el nivel trófico II; el huatapote y el charal, les correspondió probablemente, en un nivel trófico superior al II, debido a la variedad y la preferencia depredatoria. Por último al Pescado Blanco le concernió un nivel mayor al III.

En general la tasa de consumo disminuyó en la comunidad íctica, de tal forma que *C. carpio*, presentó la menor Q/B del detrito. Los peces de mayor (B) y (Q/B) como *Ch. jordani* atenuaron el pastoreo del fitoplancton, no obstante el aporte de los productores primarios hacia el detrito disminuyó. Además, *Ch. jordani* presentó canibalismo y redujo la depredación del zooplancton herbívoro, grupo que mantuvo constante el nivel de pastoreo, por lo que lo que se incrementaron y reajustaron las interacciones tróficas y los flujos de energía, debido a que el charal fue depredado por el Pescado Blanco, después de su introducción y establecimiento en el Lago Huayamilpas; las rutas de energía, se ampliaron hasta un nivel trófico mayor al III. Mientras tanto, *Ch. jordani*, representó la vía mas diversa de la energía, por la depredación de cuatro grupos: zooplancton, fitoplancton, detrito y el zoobentos (Cuadro 7).

La tendencia de la tasa de consumo de la comunidad íctica fue el incremento para los peces de mayor biomasa como *C. carpio* y *Ch. jordani* y el pastoreo de *H. bimaculata* sobre el fitoplancton continuó la disminución y se apreció el incremento por parte de *Ch. jordani*, respecto a la EPS; dicha especie presentó también en esta etapa el canibalismo y el nivel del zooplancton herbívoro consumido bajo respecto con las etapas primeras. La magnitud de la biomasa del fitoplancton aportada al detrito, se supuso que continuó la reducción, en concordancia con los períodos anteriores. La tasa de consumo de *C. carpio* sobre el detrito aumentó, con relación a la ER y la EPS; mas de la mitad de la energía consumida en EIPB, se originó en la cadena del detrito. Al final de la manipulación se apreció la diversificación y aumento de las interacciones tróficas y las vías de circulación de la materia.

Parámetros de la trama trófica con el modelo balanceado

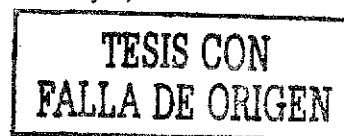
Eficiencia ecotrófica

En la etapa EIPB a *Ch. jordani*, le correspondió una EE de 0.893, producto de la depredación ejercida por *Ch. humboldtianum*; el resto de peces presentaron una EE de 0.0, debido a la nula explotación de su producción secundaria. Asimismo, el zooplancton fue pastoreado por *Ch. jordani*, en consecuencia mostró una EE de 0.500; el grupo del zoobentos, en relación a la etapa anterior, disminuyó su EE a 0.500 debido al consumo de los peces *H. bimaculata*, *Ch. jordani* y *C. carpio*. La EE del fitoplancton fue de 0.004 y la del detrito 0.014 (Cuadro 5).

Tasa de consumo de biomasa y flujos de energía

Del consumo general ($341.36 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), en EIPB, la máxima tasa de consumo le correspondió al grupo del zoobentos con $242.97 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, el cual mostró un aumento en relación con la etapa anterior; le procedió el del zooplancton herbívoro ($69.40 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), dicha tasa descendió con relación a la EPS; en tercera posición se ubicó la especie *Ch. jordani*, con un consumo mayor en esta etapa y correspondió con $20.49 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; a continuación se presentaron los peces de las especies *C. carpio* ($7.43 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), *Ch. humboldtianum* ($1.01 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) y *H. bimaculata* ($0.06 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), el primero disminuyó y el último permaneció igual que la etapa anterior (Cuadro 7).

De un total correspondiente con $249.70 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ del consumo del detrito, el grupo del zoobentos presentó la mayor tasa, puesto que participó con $243.00 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, la especie *C. carpio* con la cantidad de $6.50 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y el pez *Ch. jordani* presentó una tasa de $0.20 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Del consumo global de los productores primarios ($71.90 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), el zooplancton herbívoro lo consumió principalmente y colaboró con una cantidad de $69.40 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; el resto de la participación la llevó a cabo la especie *Ch. jordani*, correspondiéndole $2.50 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Cuadro 8 y 9).



Al igual que el resto de las tres etapas, el fitoplancton fue el grupo que presentó el mayor flujo de energía hacia el detrito, no obstante, éste último predominó sobre los productores primarios con 3.4 veces más energía en los flujos. Debido a esto, la tendencia cambió respecto a la etapa anterior (Figura 12).

Niveles tróficos

Los niveles tróficos se reajustaron hasta situarse *Ch. humboldtianum* en el nivel de 3.62; dicha especie, funcionó como depredador tope: depredó al pez *Ch. jordani* y en segundo lugar ramoneó al zoobentos, asimismo; el charal permaneció en el nivel trófico 2.88, por el consumo en primer grado del zoobentos, en segundo del zooplancton, en tercero fitoplancton, presentó canibalismo y por último se alimentó del detrito.

La especie *H. bimaculata*, incrementó su nivel trófico a 2.81, debido al ramoneo del zoobentos y del detrito y fitoplancton. El pez *C. carpio* mantuvo el mismo nivel de alimentación (2.13), ya que consumió primariamente el detrito y secundariamente el zoobentos. El zooplancton conservó la posición trófica: 2.00, puesto que disminuyó de manera importante, el ramoneo de *Ch. jordani*; en cuanto al zoobentos (nt: 2.00), éste incrementó su aporte a los peces: *Ch. jordani*, *H. bimaculata* y en menor grado a *Ch. humboldtianum* y *C. carpio*.

El fitoplancton y el detrito permanecieron en el nivel trófico 1.00; en cuanto al primero, éste disminuyó su contribución a la dieta de *H. bimaculata* y la aumentó para *Ch. jordani*; en cuanto al segundo, incrementó el aporte a los peces de las especies *C. carpio*, *H. bimaculata* y *Ch. jordani*. Asimismo, cabe destacar la ausencia de la carpa dorada (*C. auratus*) en esta etapa (Cuadro 7).

Eficiencia de transferencia de energía

De la misma forma que en las etapas ER y EPS, los flujos relativos al nivel I se adjudicaron completamente al fitoplancton y al detrito en proporciones iguales a 1.00. En el nivel II, los responsables fueron el zooplancton y el zoobentos, ambos participaron con montos equiparables a 1.00; adicionalmente el aporte de la especie *C. carpio* fue de 0.87, mientras el pez *H. bimaculata*, presentó una fracción de 0.19 y por último el charal (*Ch. jordani*), aportó un flujo proporcional a 0.14.

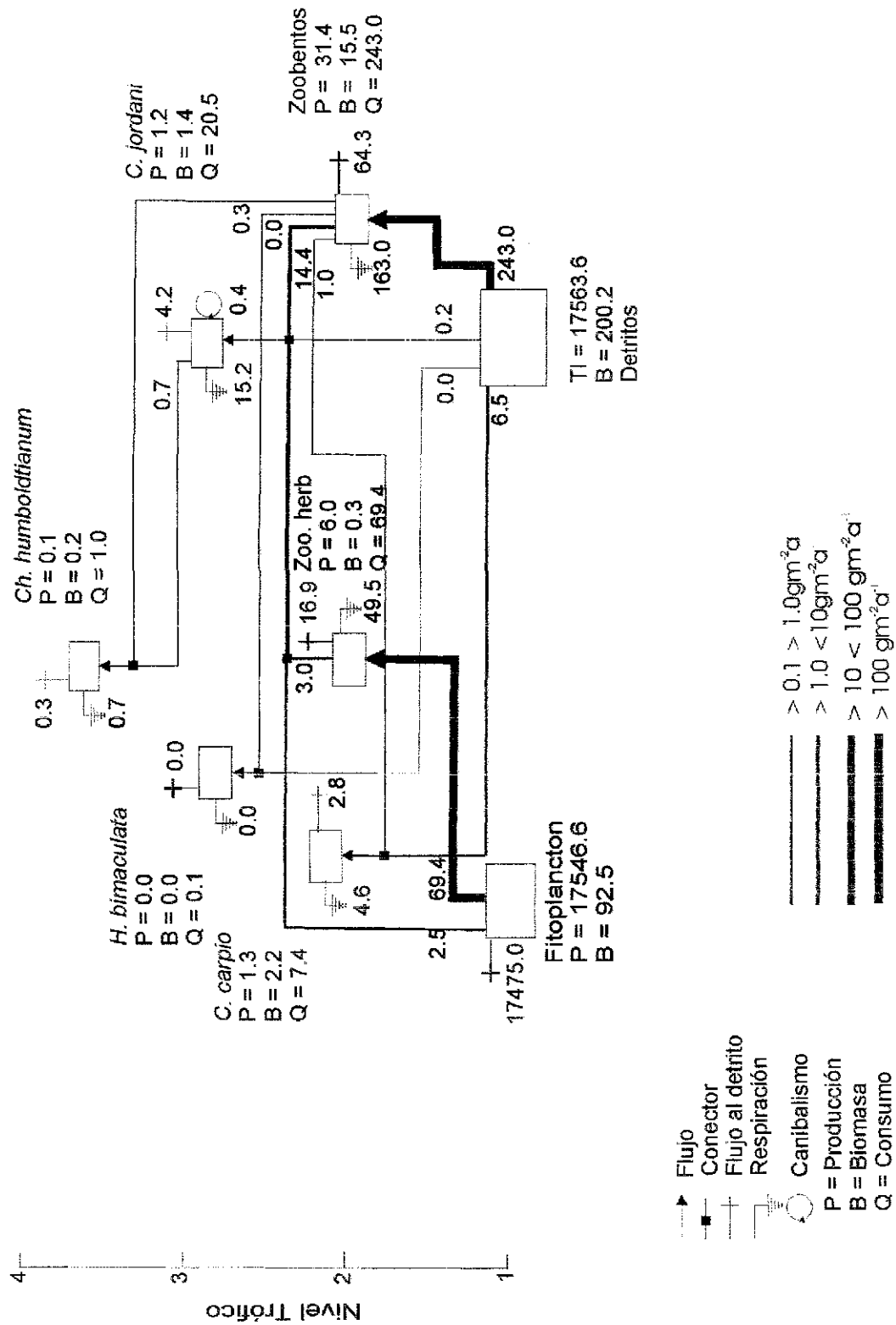


Figura 12. Diagrama de flujo de las interacciones tróficas y el flujo de energía (EIPB).

Para el nivel III, *Ch. jordani* generó un flujo que correspondió con 0.86, asimismo la especie *H. bimaculata* contribuyó con 0.81, el Pescado Blanco (*Ch. humboldtianum*) mostró una participación de 0.39 y la carpa común (*C. carpio*) con 0.13. Al mismo tiempo, el pez *Ch. humboldtianum*, fue la única especie que presentó una contribución en el nivel IV y equivalió con una cantidad de 0.61. Estos grupos generaron los flujos de energía en la trama manipulada (Cuadro 10).

Con estas participaciones, la eficiencia de transferencia de energía en el nivel II correspondió con 5.8% y del segundo al tercer nivel con el 3.3% y no se detectó una ET al cuarto nivel (Cuadro 11).

Pirámide de biomasa

La pirámide de biomasa continuó con la reducción de la base y el aumento de la altura, generado por la persistencia de la pesca selectiva y por la introducción del Pescado Blanco; entonces la pirámide aumentó un nivel de alimentación, por lo que se lograron cuatro peldaños: el primer nivel presentó una biomasa de 92.51 g m^{-2} , el segundo tuvo 17.97 g m^{-2} , el tercer contó con 1.62 g m^{-2} y el cuarto estuvo representado por 0.111 g m^{-2} (Cuadro 12 y figura 13).

Indicadores de la calidad del agua.

La visibilidad del disco de Secchi, registró en promedio 0.4 m, la concentración de la clorofila a correspondió con 138.7 mg m^{-3} y la del fósforo total con 0.15 mg l^{-1} (Figura 9).

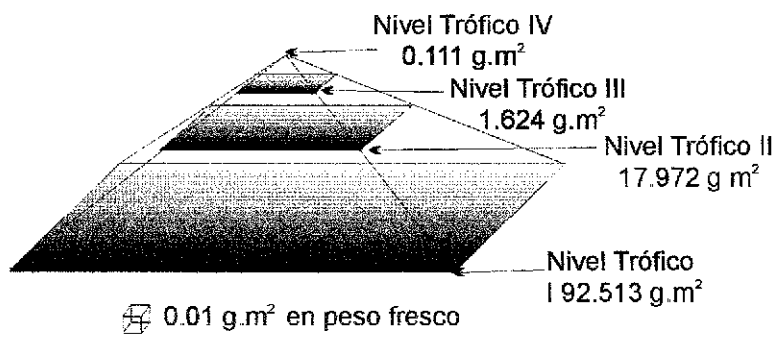


Figura 13 Diagrama de la pirámide de biomasa (EIPB)

DISCUSIÓN

- Introducción del Pescado Blanco y pesca selectiva de los ciprínidos

En el Lago Huayamilpas se encontraba el charal (*Ch. jordani*) y con la introducción del Pescado Blanco (*Ch. humboldtianum*) fue promovido el retorno de la asociación trófica, que ha existido en los ambientes naturales, entre estas especies de la Cuenca del Valle de México y en otras localidades en las que aún se mantiene en localidades correspondientes, con el área de distribución de los aterínidos (Barbour, 1973a).

Otro motivo de elección de esta especie, fue la incorporación de organismos que representaran un nuevo nivel trófico o una estrategia alimenticia totalmente nueva en el Lago, aunque ésta, es antigua en otros sistemas (Barbour, 1973a; b). De tal forma que se inició la repoblación de este pez, que permaneció en el Distrito Federal hasta la década de los 50, acorde con su último registro en la colección ictiológica de la ENCBIPN (1997). En este trabajo, no se decidió la introducción de *Micropterus salmoides*, especie exótica y depredadora, que se ha preferido desde la década de los treinta; sin embargo, se han realizado introducciones de este pez en México, donde ha disminuido la productividad de la comunidad por las perturbaciones en la cadena alimentaria (COPESCAL, 1986). Asimismo, el procedimiento de la introducción de *Ch. humboldtianum*, coincidió con Kohler y Stanley (1984b) en Kohler y Courtenay (1986).

En concordancia con Carpenter *et al.* (1985), se establecieron inicialmente las interacciones tróficas en cascada, no obstante, el sistema permaneció con un nivel de clorofila *a* elevado, derivado del retraso en el desarrollo de la cohorte piscívora, que primero es zooplánctívora y después piscívora; este proceso, se compensa, conforme crecen e incrementan la piscivoría de los peces planctívoros. El manejo descrito, también correspondió con la técnica de biomanipulación, (Gophen, 1990; Shapiro y Wright, 1984; Shapiro, 1990), en pequeños lagos recreativos (Cooke *et al.*, 1993). Asimismo, fue similar, con el control de la trama trófica por los depredadores (McQueen *et al.*, 1986; Benndorf, 1990).

En la biomanipulación, la pesca selectiva o utilitaria, reduce la población de peces, en cosechas sucesivas; para así controlar la eutrofización y el ambiente (Shapiro, *et al.*, 1975; Noble, 1980; McQueen *et al.*, 1986; Benndorf, 1990; Cooke *et al.*, 1993; McQueen, 1998). Cuando esta pesca se dirige a los peces detritívoros y bentívoros, disminuye la bioturbación y sus excreciones a la columna de agua, como al detrito (Shapiro y Carlson, 1982). Además, con esta técnica, se acondiciona el ambiente, en el corto plazo, para la introducción y el establecimiento de especies de peces depredadores como *Ch. humboldtianum* (Rosas, 1976a).

La carga, de los peces ramoneadores (F) y de los peces piscívoros (C), tuvo como finalidad la reducción del consumo del zooplancton, para así, mantener la relación en el dominio de la piscivoría; ya que el pez *Ch. jordani* (F), al igual que *Ch. humboldtianum* consumen zooplancton, este último, también en etapa adulta (Gámez, 1984). Asimismo, se coincidió con Benndorf (1990) quien sugirió, tales niveles, como una estructura óptima de la comunidad íctica, que a su vez, propicia el control descendente de la trama o cascada trófica. Dicha relación fue precisada, de acuerdo con la biomasa óptima de los peces zooplanctívoros (F/C:3.5) y de los peces a introducir, para lo que se consideró a Benndorf (1990); Mills y Forney (1983); otros autores han empleado niveles diferentes al óptimo, incluso, críticos como el aplicado por Carpenter y Kitchell (1993), en una relación F/C de 0.05 con *Micropterus salmoides*, como un depredador, el que eliminó a los cíprinidos o "minnows".

La biomasa (B) de las carpas comunes fue la mayor en el Lago Huayamilpas, la cual fue reducida un 89.0%, al igual que la biomasa de la carpa dorada fue abatida por el retiro de los organismos; a su vez, el ambiente fue preparado para la introducción y establecimiento del Pescado Blanco, de este mismo se logró el registro de su biomasa (0.18 g m^{-2}), con la que interactuó a su vez con la (B) del pez *Ch. jordani*; que se incrementó un 80.0%; por la reproducción y el reclutamiento de una nueva cohorte, de la cual se alimentó *Ch. humboldtianum*.

La investigación de Anderson *et al.* (1978), se orientó a la pesca selectiva de *Abramis brama*, donde, la (B) remanente fue similar al de la carpa común, al final del experimento. De otra manera, Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza (1999), obtuvieron 1.4 g m^{-2} para el depredador *M. salmoides* y en cuanto a *Ch. humboldtianum*, casi diez veces más que en el Lago Huayamilpas. En el experimento de Boers *et al.* (1991), quienes emplearon la pesca selectiva en lagos con peces bentívoros (*Abramis brama*) y planctívoros (*Rutilus rutilus*), disminuyeron sus biomásas; hasta un nivel ligeramente mayor, que el logrado en Huayamilpas. Otros autores como Anderson *et al.*, (1978), pescaron con más intensidad, hasta en cuatro veces más, las especies bentívoras, que en el presente estudio. Sin embargo, Meijer *et al.* (1990), en dos lagos someros abatieron las biomásas de la brema y de la carpa común, niveles mayores en cinco veces, que los de esta experiencia.

El impacto de las especies exóticas, reúne ya un importante acervo documental sobre análisis de casos, en los que se revisan los efectos sobre la estructura y los flujos de energía, (Shapiro *et al.*, 1975); Milstein, 1992; Kestemont, 1995; Zambrano *et al.*, 1999); a partir del cual se han hecho generalizaciones sobre las interacciones tróficas que se presentan cuando se introduce una especie nueva en la comunidad. Con el conocimiento de las interacciones tróficas se ha desarrollado el concepto de interacciones tróficas en cascada, con el propósito de restauración ambiental (Carpenter, 1985). En este caso, el impacto causado por la introducción, no de una especie exótica, sino de una especie nativa de la cuenca después de casi medio siglo de su

desaparición, así, el Pescado Blanco (*Ch. humboldtianum*), inicio la piscivoría en el experimento, por el consumo de los charales de talla pequeña (70.5%), también depredó las pupas de dípteros, anfipodos, larvas de corixidos y de dípteros (29.5%). Registros similares, fueron los de Rosas (1976a; b); Gámez (1984); Navarrete y Cházaro (1993); Navarrete *et al* (1996); Moreno (1997).

Mientras tanto, la carpa común se comportó como detritívoro de primer orden y zoobentívoro en segundo plano; esta especie redujo un 8.8% el detrito en su dieta y aumentó la del zoobentos un 63.6%, al finalizar los registros; información semejante a la de Arredondo-Figueroa y Juárez (1986); Bardach *et al.* (1986) y Ramírez *et al.* (1988), Rosas (1976a), sin embargo, no fue coincidente con la omnivoría de los adultos (Arredondo-Figueroa y Juárez, 1986). En 1975, Lamarra demostró y después corroboraron, Shapiro y Carlson (1982) la liberación de cantidades considerables de fósforo a través de las actividades digestivas de la carpa, que aumentan la biomasa algal, pero con mayores cargas de peces, es mayor, que la producida por los aportes de nutrientes externos.

El pez *C. auratus*, aunque omnívoro (Ramírez *et al.*, 1988), con gran frecuencia es detritívoro (Arredondo-Figueroa y Juárez, 1986; Bardach *et al.*, 1986 y Ramírez *et al.*, 1988), como ocurrió en Huayamilpas y en cuerpos de agua con elevada disponibilidad de alimento en los sedimentos. También *H. bimaculata*, se alimenta principalmente en el sedimento con el consumo del zoobentos y de forma secundaria fitoplancton, detrito y zooplancton, con pocos cambios al final del manejo. A diferencia con *Poecilia sphenops*, pez fitoplanctófago, en primer orden y en segundo, zooplanctívoro (Martínez, 1983).

Durante varias décadas se ha considerado a *Ch. jordani* y a otras especies de este género como zooplanctívoro (Rauda y García de León, 1989); Solórzano, 1961; Navarrete *et al.*, 1996), empero también incursiona frecuentemente en el sedimento para consumir el zoobentos, como sucedió en este estudio, donde, la conducta alimentaria del charal, fue la zoobentivoría principalmente, secundariamente la zooplanctivoría, la fitoplanctivoría, el canibalismo. Al final de los registros, la ingesta del zoobentos fue la mayor (98.9%); la del zooplancton disminuyó un 77.5%, al igual el fitoplancton (63.1%), el canibalismo, aumentó (57.9%).

- Alimentación del modelo.

La evaluación de los parámetros poblacionales de los peces proporciona elementos para la planeación y explotación óptima de los recursos acuáticos y entre los que generalmente se involucran en esta clase de estudios son: el crecimiento, la mortalidad, la reproducción, el consumo alimenticio, la biomasa y el reclutamiento, entre otros (Sparre y Venema, 1991).

La alimentación del modelo coincidió principalmente con las condiciones de ambientes acuáticos de México tales como los de la "Laguna" de Zacapu y del embalse de Valle de Bravo (Moncayo-Estrada *et al.*, 1996; Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza, 1999); así como del cultivo de peces en estanques rústicos (De Los Reyes, 1993), sistemas de producción con alimentación suplementaria (Van Dam *et al.*, 1993) y de granjas de engorde de carpas asiáticas (Ruddle y Christensen, 1993); así como de ambientes lacustres tropicales de otras latitudes (Aravindan, 1993; Kolding, (1993); Machena *et al.*, (1993); Moreau *et al.*, (1993c); Palomares *et al.*, (1993a); Walline *et al.*, (1993); algunos de éstos en condiciones eutróficas (Buljse *et al.*, 1993; Reyes *et al.*, 1993) y de información proveniente de estudios específicos de especies de grupos funcionales que dominaron en la dieta de los peces (Kajak, 1970 en Banse y Mosher, 1980; Jonasson, 1972 en Banse y Mosher, 1980; De Los Reyes, 1993; Jørgensen (1979), en Reyes *et al.* (1993) y Hopson (1982) en Kolding (1993); Payne (1986) en Kolding (1993); Källquist *et al.* (1988), en Kolding (1993).

- Manejo ambiental de la trama trófica

En esta investigación, mediante la descripción de los parámetros de la trama trófica, con el modelo balanceado (Christensen y Pauly, 1992b), fue representada la configuración del ecosistema y las funciones de sus grupos con una perspectiva holística, para comparar el ecosistema con otros mas complejos (Ulanowicz y Kemp, 1979; Ulanowicz, 1989). La información actualizada del Lago Huayamilpas indicó que el manejo de las poblaciones hizo posible el control de la productividad, base de la hipótesis de las interacciones tróficas en cascada (Carpenter *et al.*, 1985). Las consecuencias de los cambios en la conducta alimentaria y en la eficiencia ecotrófica (EE), vista como la proporción de la producción de los organismos utilizada por la depredación, es importante por que enmarca la conducta alimentaria de los organismos; la especie *Ch. jordani*, al final de los registros incrementó un (94.0%), por la utilización de su producción secundaria por *Ch. humboldtianum* y por el canibalismo. Los peces no presentaban depredadores ni existía pesquería establecida en Huayamilpas, por lo que contaron con una nula EE (Ricker, 1969). Mientras tanto el zoobentos, presa de *Ch. jordani* y de *C. carpio*, disminuyó el 43.3% la EE, principalmente por la disminución intensa del consumo de *C. carpio* en un 88.2%.

El fitoplancton, al término del manejo, aumentó la (EE) un 50%; debido al incremento en la herbivoría del zooplancton un 24.5% y por la disminución del 77.5%, de dicho grupo en la dieta del charal; esta interacción, se reflejó en la atenuación de la turbidez biogénica, apreciada como el incremento en la visibilidad del disco de Secchi (0.2-0.4 m), a partir de la reducción de la biomasa algal (42.3%); a la par del fósforo total en un 65.2%. La (EE) del detrito aumentó un 78.6%, originado por la disminución de los flujos algales hacia el detrito en un 43.4%, producto del aumento en la herbivoría del zooplancton (24.5%); influyó además, la reducción de la biomasa de

C. carpio (89.0%) y consiguientemente, su consumo detrital (89.2%); e indirectamente, disminuyeron las excreciones, mecanismos similares a los descritos por Shapiro *et al.* (1975); Milstein (1992); Kestemont (1995). Estas condiciones representaron un ambiente productivo sustentado por las cadenas de ramoneo y detrital; sin embargo, la acumulación en el fondo del sistema, fue menor, procesos que sugirieron el inicio de las interacciones tróficas en cascada.

Otra experiencia es la de Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza, (1999), en la cual, *Ch. humboldtianum*, no es el depredador tope, sino la lobina, que afecta de tal manera al Pescado Blanco que presentó tallas similares a las de las especies de charal; asimismo, registraron un reducido consumo de las macrofitas y el fitoplancton con EE extremadamente bajas, que implicaron una producción primaria alta; también detectaron la acumulación del detrito en el fondo, con una EE, similar a los grupos anteriores.

Además el presente estudio, fue coincidente con Ruddle y Christensen (1993), quienes reportaron un incremento de la ruta detrital por la importación de material al sedimento. Al igual que Moreau *et al.* (1993c), en donde la (EE) del fitoplancton disminuyó por una zooplanctivoría escasa de los peces juveniles, expresada como una reducida canalización de la producción primaria hacia la secundaria reducida. De forma similar, con el presente trabajo, Palomares, *et al.* (1993b), reportaron niveles elevados de EE para los macroinvertebrados y el zooplancton, por lo que las poblaciones de peces crecieron de buen tamaño, pero su pesquería era escasa, lo cual representó (EE) bajas. Al igual Palomares *et al.* (1993a), registraron la zooplanctivoría voraz en un ambiente con abundantes peces del género *Alestes*, con una (EE) alta; en cambio las macrofitas, no fueron consumidas, por lo que se incorporaron posteriormente al detrito, cuya EE fue muy baja. En la investigación de Moreau *et al.* (1993a), obtuvieron que los peces zooplanctívoros, se encontraban sin depredadores naturales, pero estaban sujetos a una fuerte presión de pesca y la herbivoría del zooplancton se abatió; entonces el fitoplancton decaía de forma natural, por lo que contó con una (EE), similar al presente trabajo.

La tasa de consumo total aumentó durante el manejo un 52.4%, niveles producidos por el incremento (17.1%) de la detritivoría del zoobentos y drásticamente la zoobentivoría de *Ch. jordani*. Asimismo, el consumo detrital aumentó (59.4%) por la actividad mencionada anteriormente del zoobentos; grupo que participó menos (67.7%), en el consumo del *C. carpio* y a su vez, la del detrito (89.1%), como una consecuencia de su extracción. Moncayo-Estrada *et al.* (1996), describieron un proceso semejante, donde el mayor consumo detrital, le correspondió a los microcrustáceos y macroinvertebrados zoobentónicos. Al igual Kolding (1993), quien encontró una trama trófica basada en el detrito, con una comunidad íctica dominada por detritívoros. En el mismo sentido, Walline *et al.* (1993), investigaron el aprovechamiento del detrito y señalaron una

ruta teórica: detrito → bacterias → protozoarios; no obstante las bacterias, no compitieron con los peces detritívoros.

Producto de las interacciones tróficas inducidas con el manejo, la herbivoría del zooplancton, fue la principal fuente de consumo, con más del 95.0%; en particular con el incremento de la herbivoría del zooplancton (24.5%), el consumo total de los productores aumentó un 25.6%. Del mismo modo, Moncayo-Estrada *et al.* (1996), reportaron la herbivoría de los microcrustáceos, como la mas importante vía de energía al sistema. Coincidieron con el manejo de este estudio, las experiencias de Giussani *et al.* (1990), donde removieron los peces zooplanctívoros y conservaron los piscívoros; mediante esta biomanipulación aumentó la biomasa del zooplancton, cuya herbivoría aminoró el biovolumen algal. Condiciones diferentes con la investigación de Moreau *et al.* (1993b), en la introducción de *Lates niloticus*, un piscívoro, objeto de un gran esfuerzo pesquero; por lo que los peces fitoplanctívoros, llevaron a cabo el mas importante consumo de los productores primarios.

Al final del manejo, la proporción del consumo detrital, con relación al de los productores primarios, aumentó el 55.8%, puesto que el detrito generó 3.4 veces mas flujos de energía que los originados en el fitoplancton, este proceso fue derivado, por el incremento (82.8%) de la detritivoría del zoobentos y por que la herbivoría del zooplancton fue estimulada (24.5%). Este mismo proceso, también fue identificado por Moreau *et al.* (1993c), quienes señalaron la exportación de cantidades significativas detritales originadas en el fitoplancton, cuyo destino fue el fondo. Walline *et al.* (1993), registraron este mecanismo de aporte de materiales, con su consecuente degradación bacteriana, la cual incrementó el flujo detrital. Mientras tanto, Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza (1999), con la misma fuente de aporte de energía, generado por la herbivoría escasa, reportaron que el detrito generó 2.2 veces mas flujos de energía, que los productores primarios; flujos coincidentes con los reportados por Beattie (1972) en Blaska *et al.* (1980). La proporción de los aporte de los productores de energía pueden ser modificados o incrementados a través de la biomanipulación, lográndose los mejores resultados mediante la combinación del manejo de los peces, con una reducción de la carga externa de fósforo (Langeland, 1990), así como se promovió en el presente estudio en primera instancia.

En la presente experiencia, los flujos de energía al detrito fueron suministrados por el hundimiento del fitoplancton, estos flujos disminuyeron al término del manejo; debido a la promoción (24.5%) de la herbivoría del zooplancton; grupo que aportó mas energía al charal que era, a su vez, depredado por el Pescado Blanco. Estos flujos también fueron observados por Moncayo-Estrada *et al.* (1996); Walline *et al.* (1993). Los procesos anteriores fueron reforzados con el retiro de la carpa; especie que atenuó la detritivoría (89.2%); hábito que repercutió en la disminución de sus

excreciones, ricas en nutrientes solubles y disponibles, los cuales restringieron la producción primaria, así las condiciones descritas anteriormente fueron coincidentes con las observaciones de Shapiro *et al.* (1975); Milstein (1992); Kestemont (1995).

Los niveles tróficos (nt) se ajustaron con la introducción al lago, de la especie *Ch. humboldtianum*, la cual se situó en la cúspide de la pirámide, como el depredador tope, iniciándose el establecimiento de la cascada trófica, debido sobre todo, a la depredación de consumidores secundarios *Ch. jordani* y complementariamente del zoobentos, organismos dependientes del sedimento; por lo cual prosperaron con el retiro de los ciprínidos y aportaron una fuente de energía importante para el resto de los peces, como a las especies *Ch. jordani* y *H. bimaculata*; pero la primera incluyó una mayor variedad de artículos alimenticios, estos comportamientos permitieron que se situaran por debajo del depredador tope. El pez *C. auratus* inicialmente, se encontró en la cima de la pirámide, por el consumo del nivel II (zoobentos), pero terminó con la ingesta preferencial del detrito, al igual que la especie *C. carpio*, pero éste permaneció en la misma banda trófica.

Al igual en que en el diagnóstico, Ruddle y Christensen (1993); obtuvieron un (nt) fraccional de 3.1 para la carpa negra (*Mylopharyngodon piceus*) un nivel trófico, donde se ubican los carnívoros de primer orden. Asimismo se coincidió con Moncayo-Estrada *et al.* (1996), quienes, encontraron en el (nt) superior a las aves y *Ambystoma andersonii* por la piscivoría; mientras, tanto *Ch. humboldtianum*, y *C. carpio*, ocuparon el siguiente nivel, por el consumo de microcrustáceos y macroinvertebrados; al igual, *Astyanax* sp, pero, consumió detrito y le correspondió un nt menor que los otros peces. Un tanto diferente a este trabajo, Szyrmer y Ulanowicz (1987), obtuvieron la posición trófica de los carnívoros, correspondiente con un nivel trófico mayor (nt: 4.4). Asimismo, el (nt) de *C. carpio*, en el presente trabajo, coincidió con Van Dam *et al.* (1993), quienes registraron un (nt) correspondiente un tanto mas que el de los herbívoros o detritívoros para *Oreochromis stiiiranus*. La presencia frecuente de peces herbívoros y detritívoros, organismos del nivel trófico II, algunos autores los atribuyen a la producción heterotrófica, es decir a la producción y paso de la materia orgánica disuelta, importante componente de la trama trófica de los lagos (Degnbol, 1993 en Moncayo-Estrada *et al.*, 1996).

Producto de la introducción del piscívoro nativo que funcionó como el eje que incentivó la prolongación de las transferencia de energía hacia un eslabón mas y de mayor magnitud fueron también favorecidas por la mayor herbivoría del zooplankton con respecto a los productores primarios (EE:50%) y también por el reforzamiento del ramoneo del detrito (EE: 78.6%). No obstante, estas (ET) fueron reguladas por el consumo del zoobentos (EE: 43.3%). El manejo, disminuyó la acumulación de biomasa en el nivel II, donde predominaban los detritívoros, de

eficiencia energética menor y además con la introducción del Pescado Blanco se inició la interacción trófica con *Ch. jordani*, que permitieron el curso de la energía al nivel III. Durante el experimento, los flujos del nivel I eran originados en los productores primarios y el detrito; asimismo para el nivel II, fueron producidos por el zooplancton, el zoobentos y los peces; en cuanto los niveles III y el IV, sólo la especie *Ch. humboldtianum*, los generó.

Con base en las (ET) de un nivel dado, la diversidad de los sistemas acuáticos, se comportan con una eficiencia alta o baja; los primeros con un promedio del 10.0% al 15.0%, donde se incluyen a los lagos y los segundos de un 2.0% hasta el 8.0%; que comprende a los estanques de cultivo (Christensen y Pauly, 1993b), dentro de éstos últimos se incluyó el Lago Huayamilpas por sus dimensiones correspondientes con un microembalse (Bercnasek 1984). Una evaluación diferente fue la de Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza (1999), quienes obtuvieron (ET), pertenecientes a los ambientes lacustres de mayores dimensiones y de ambientes mas diversificados ya que, estaba constituido por 12 grupos que interactuaron tróficamente con mayor complejidad y en el nivel trófico IV, se ubicaron los depredadores tope *L. macrochirus* y *M. salmoides*.

Asimismo, las biomاسas se ajustaron con la introducción del Pescado Blanco y el establecimiento incipiente de las interacciones tróficas en cascada; de tal modo que se restringió la base productora y la pirámide contó con un eslabón más, a través, de la ampliación de las interacciones tróficas y los flujos de energía; que permitió una eficiencia mayor la distribución de la masa y la energía. En este experimento, al igual que Pauly y Christensen (1995), quienes sugirieron, para el mejoramiento de la estructura de la trama trófica, la captura de los peces, de niveles tróficos inferiores y la restauración de las biomاسas de los superiores. La cantidad de niveles tróficos concordaron con Schoener (1989), quien encontró de 75 cadenas revisadas, sólo tres, con más de 6 niveles tróficos. Al igual con Christensen y Pauly (1993b), los cuales señalaron para sistemas dulceacuícolas, un menor número en promedio de niveles tróficos. Mientras tanto, fue diferente con la "Laguna de Zacapu", Michoacan, (Moncayo-Estrada *et al.*, 1996) y en el embalse Valle de Bravo, Edo. de México, (Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza, 1999), sistemas donde, la biomasa se repartía en cuatro peldaños pero con una base amplia y que significó una baja eficiencia del flujo de la energía.

El experimento presente coincidió con el presentado por Fernando y Holcik (1982) en Christensen y Pauly (1993b), quienes señalaron, para los reservorios con una breve historia biológica, menos variedad de formas de vida que caracterizan a la mayoría de los lagos. Por lo que son necesarias consideraciones tróficas cuidadosas en las introducciones, tal es el caso de la introducción de la lobina negra en en el embalse Valle de Bravo, Edo. de México (Manickchan-Heileman y Salcedo-Meza, 1999), donde *M. salmoides* consume al Pescado Blanco sin permitir el

desarrollo de éstos peces a la etapa adulta y el caso del Lago de Pátzcuaro, donde se excluyeron espacialmente dichas especies (García de León, 1985).

En esta evaluación coincidieron los estudios depredador/presa con modelos cuantificadores de las interacciones tróficas con el estudio de los hábitos alimentarios donde se logró, evaluar el incentivo de la herbivoría del zooplancton por la disminución de la contribución en la dieta del charal, producto de la interacción trófica con el Pescado Blanco.

A pesar de las limitaciones, estos modelos fueron adecuados para la integración de la información disponible en la literatura y la generada en esta investigación. De tal forma, que los modelos elaborados permitieron la evaluación de la estructura y dinámica probable del ecosistema. Esta línea de investigación puede ser auxiliar para el reconocimiento de procesos energéticos que suceden en los sistemas acuáticos, principalmente aquellos de construcción reciente en los ambientes de México.

- Restablecimiento de la calidad del agua.

En la etapa de Diagnóstico el estado trófico del ambiente fue la hipertrofia, (Carlson, 1977); Mientras tanto Langeland (1990) en pequeños lagos someros, detectó la eutrofización e ictiofaunas tróficamente, similares a las de Huayamilpas. En los Países Bajos, en los años cincuenta, 19 lagos someros, la eutrofización causó la desaparición de la comunidad íctica de piscívoros y bentívoros, la cual fue reemplazada por ciprínidos bentívoros y la (VDS), fue reducida drásticamente y el (PT) se incrementó; agudizándose la bioeutrofización (Grimm y Backx, 1990). Asimismo fueron similares, con el presente estudio, los indicadores de la calidad del agua (clorofila a) del Lago Lago Frederiksborg Castle; mientras tanto, para el Lago Sobygard, fue semejante con la (VDS) (Jeppesen *et al.*, 1990).

En la EPS en el lago Huayamilpas, los indicadores mostraron una reducción mínima. Asimismo numerosos estudios muestran los efectos de la manipulación de la trama alimentaria, como una herramienta para mejorar la calidad del agua; de cualquier forma, los resultados, no necesariamente son definitivos, tal fue el caso donde la entrada externa de fósforo total continuo y la biomasa de los peces bentívoros permaneció con una magnitud apreciable (Lammens, 1988 en Tátrai *et al.*, 1990). De otra forma en el Lago Noorddiep y Bleiswijk, que contaban con peces bentívoros, resuspendieron los sedimentos del fondo y causaron una sustancial reducción de la (VDS) (Meijer *et al.*, 1990).

De forma similar se comportó el Lago Huayamilpas con relación a las experiencias de Giussani *et al.* (1990) los cuales, removieron varias toneladas de peces bentívoros, apreciándose la disminución del biovolumen de las algas en el largo plazo, por la herbivoría del zooplancton;

proceso reflejado en el aumento de la (VDS). Al igual que Boers, *et al.* (1991), quienes redujeron la población de los peces planctívoros y bentívoros, entonces, disminuyó el nivel del fósforo y se incrementó la presión de pastoreo sobre el fitoplancton. Cuando se introdujo el Pescado Blanco, la hipertrófia (Carlson, 1977) presentó una tendencia a su disminución, patrón coincidente con la aplicación de la biomanipulación (Jeppesen *et al.*, 1990), de los peces planctívoros y cargaron con piscívoros, entonces la clorofila *a* decreció y la (VDS) aumentó

CONCLUSIONES

1. Se reintrodujo *Ch. humboldtianum* en la cuenca de México, después de 40 años de desaparecida la especie, con la promoción de la conservación de las especies nativas.
2. Los parámetros (B, P/B, Q/B, EE) y la información de las dietas de los grupos obtenidos *in situ*, reflejaron las condiciones que prevalecieron en el lago durante las etapas de evaluación.
3. Los hábitos alimenticios de *C. carpio* correspondieron con la detritivoria y zoobentivoria; *H. bimaculata*, principalmente fue zoobentivoro, al igual que *Ch. jordani*, que además redujo la zooplanctivoria y tuvo la mayor variedad en las fuentes de alimentación y *C. auratus* fue detritivora; le concernió a la especie *Ch. humboldtianum*, la piscivoria.
4. En la etapa de referencia (ER), el lago era hipertrófico; los peces con mayor biomasa fueron los bentívoros y bioturbadores, hábitos por los que se pescaron selectivamente; a su vez, *Ch. jordani*, pez ramoneador estaba sin depredador, por lo tanto fue introducida la especie *Ch. humboldtianum*.
5. El sistema se caracterizaba como un ambiente sustentado por los flujos del detrito, alimentados por las excreciones de las carpas y la remoción del detrito; a la par, debido a la depredación de *Ch. jordani*, el zooplancton ramoneó escasamente al fitoplancton, el cual se hundía.
6. Al final de la manipulación, se modificó la estructura y el funcionamiento de la trama, donde *Ch. humboldtianum*, ocupó la cima de la pirámide y afectó toda la estructura, que resultó en la disminución del fitoplancton.
7. Los niveles intermedios disminuyeron la zooplanctivoria, aumentaron la herbivoría del zooplancton y la zoobentivoria.
8. Con el abatimiento de la biomasa de *C. carpio*, se disminuyó la detritivoria y se infirió la baja en el efecto mecánico de remoción de los sedimentos y la generación de las excretas de esta especie, que, repercutieron en una menor biomasa del detrito; a la vez, los nutrientes disponibles a la columna de agua, atenuaron la producción primaria y la eutrofización.
9. Se transfirió energía del nivel trófico II al III por la introducción de *Ch. humboldtianum* y piramidalmente fue mayor la eficiencia en la distribución de la masa y de la energía del ecosistema debido a la manipulación en su conjunto; estructuralmente, estas últimas cuatro conclusiones, indicaron el inicio del establecimiento de las interacciones tróficas en cascada.
10. La biomanipulación de los peces, en pequeños embalses, benefician la eficiencia de las interacciones tróficas y en los flujos de energía del ecosistema.

LITERATURA

- Adams, S.M., B.L.B.L. Kimmel y G.R. Ploskey. 1983. Sources of organic matter for reservoir fish production: a trophic-dynamics analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1480-1495.

- Alcocer, J., M.L., Flores, E. Kato, A. Lugo y E. Escobar. 1993. La Ictiofauna remanente del Lago de México. *Actas VI Congreso Español de Limnología*. Granada. 315-321 p.

- Alcocer, D.J. y A. Lugo. 1995. The urban lakes of Mexico City. *Lakeline*. 15 (2): 14-15.

- Allen, K.R. 1971. Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Board. Can.* 28: 1573-1581.

- Ancona, I., M.A. Batalla, C. Caballero, C. Hoffman, R. Llamas, R. Martín del Campo, y. Ochotorena, E. Rioja, J. Roca, A. Samano, C. Vega, y F. Villagran. 1940. Prospecto biológico del Lago de Pátzcuaro. *An. Inst. Biol. Méx.* 11 (2): 418-499.

- Anderson, G., H. Berggren, G. Cronberg y C. Gelin. 1978. Effects of plantivorous and benthivorous fish on organism and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiol.* 59 (1): 9-15.

- APHA, AWWA, WPCF. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater Analysis. 19 Ed. American Public Health Association. Joint Editorial Board. Washington D. C. 1397 p.

- Aravindan, C.M., 1993. Preliminary trophic model of Veli Lake, southern India. *In: V. Christensen y D. Pauly (eds.). Trophic Models of Aquatic Ecosystems. ICLARM Conf. Proc.*, 26: 87-89.

- Arellano-Méndez, L.U.; M.A. Salcedo-Meza, A.Z. Marqués-García, y A. Pérez-Rojas, 1998. Análisis comparativo de los contenidos terrígenos, biogénicos y materia orgánica de *Cyprinus carpio*, en el Microembalse Huayamilpas (Coyoacan, D. F.). *Memorias del Congreso Nacional de Ictiología*. (Resumen). Tuxpan, Ver. 205 p.

- Arredondo-Figueroa, J.L. 1983. Especies animales acuáticas de importancia nutricional introducidas en México. *Biótica*. 8 (2): 175-199.

- Arredondo-Figueroa, J.L. y J.R. Juárez P. 1986. Ciprinicultura. Manual para el cultivo de carpas. SEPESCA. México. 121 p.

- Banse, K. y S. Mosher. 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecological Monographs*. 50 (3): 355-379.

- Barbour, C.D. 1973a. A biogeographical history of *Chirostoma* (Pisces: Atherinidae): A species flock from de Mexican Plateau. *COPEIA*. 3: 533-556.

- Barbour, C.D. 1973b. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma* Swainson (Pisces: Atherinidae). *Tulane Study in Zoology and Botany*. 18: 97-141.

- Bardach, J.E, J.H. Ryther y W.O. Mclarney. 1986. *Acuacultura. Crianza y Cultivo de Organismos Marinos y de Agua Dulce*. AGT. Editor S.A. México, D.F. 741 pp.

- Benndorf, J. 1990. Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiol.* 200/201: 187-203. *In: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps.). Biomanipulation, tool for water management*. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Bercnasek, G.M. 1984. Dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins. *FAO. CIFA Tech. Pap.*11: 1-98.

- Berg, J. 1979. Discussion of methods of investigating the food of fishes, with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). *Mar. Biol.* 50: 253-273.

- Blaska P., T. Backiel y F.B. Taub. 1980. Trophic relationships and efficiencies *In : Le Cren y R.H. Lowe McConnell (comps.). The functioning of freshwater ecosystems*. IBP 22. Cambridge University Press, Cambridge. 588 p.

- Boers, P., L. van Ballegooijen y J. Vunk. 1991. Changes in phosphorus cycling in a shallow lake due to food web manipulations. *Freshwater Biology*. 25: 9-20.

- Bolongaro-Crevena, R.S.A. 1996. Recarga de acuíferos por presas de infiltración. D.D.F. México. Informe de avance N° 1. 57 p.

- Bone, Q. 1978. Locomotor muscle. *In Fish Physiology, Vol. VII Locomotion* (W. S. Hoar y D. J. Randall, eds), New York: Academic Press. 361-424 p.

- Buijse, A.D., M.R. van Eerden, W. Dekker y W.L.T. van Densen. 1993. Elements of trophic model for IJsselmeer (The Netherlands), a shallow eutrophic lake. p. 90-94. *In*: Christensen y D. Pauly (comps). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26-390 p.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22 (2): 361-369.
- Carpenter, S., J. Kitchell y J. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35 (10): 634-639.
- Carpenter, S., J. Kitchell, J. Hodgson, P. Cochran, J. Elser, M. Elser, D. Lodge, D. Kretchmer, X. He y C. von Ende. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web estructura. *Ecology* 68 (6): 1863-1876.
- Carpenter, S., C.E. Kraft, R. Wright, X. He, P.A. Soranno y J.R. Hodgson. 1992. Resilience and resistance of a lake phosphorus cycle before and after food web manipulation. *Amer. Nat.* 140 (5): 781-798.
- Carpenter S.R. y J.F. Kitchell. 1993. Experimental lakes, manipulations and measurements. p. 15-42 *In*: Carpenters S. R. y J. F. Kitchell (comps.). Cambridge University Press. 385 p.
- Cooke, G.D., S.A. Welch, S.A. Peterson, P.R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs. Second edition. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida. 548 p.
- Cole, G.A. 1983. Textbook of limnology. C. V. Mosby Company. St. Louis. 401 p.
- COPESCAL (Comisión de Pesca Continental para América Latina). 1986 Introducción de especies ícticas y conservación de los recursos genéticos de América Latina. COPESCAL Doc. Ocas. (3): 12 p.
- Cortés A., J.L. García C., I. Cadena R., O. Mendini R., C. Cuevas G, y C. Tellez R. 1979. Instrucciones para el llenado de formas de campo y laboratorio para estudios Limno-Biológicos. Departamento de Pesca. Dirección General de Acuicultura. México. 29 p.
- Chazaro, O.S., S.N., Navarrete y R.M. Sánchez. 1989. Reproducción y crecimiento del charal *Chirostoma jordani* (Woolman) del embalse Trinidad Fabela, Estado de México. *Rev. Zool. ENEP Iztacala UNAM*. 1: 10-18.

- Christensen, V. y D. Pauly, 1992a. A guide to the ECOPATH II software system (vers.2.1). International Center for Living Aquatic Resources Management Software 6. 72 p.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1992b. ECOPATH II - a software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics-. Ecol. Modelling. 61: 169-1185.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1993a. On Steady-state modelling of ecosystem. p. 14-19
In: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26-390.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1993b. Flow characteristics of aquatic ecosystems. p. 338-352
In: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26-390.
- De Buen, F. 1941. Temas de Limnología. La piscicultura en el Lago de Pátzcuaro. Rev. Gral de Marina. 2ª época. 5: 46-49.
- De Los Reyes, M.R. 1993. Fishpen culture and its impacts on the ecosystem of Laguna de Bay, Philippines. p 74-84
In: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26-390.
- ENCBIPN, 1997. Registros de las colectas de la Colección Ictiológica. México, D. F.
- Enciso, V.S. 1979. Las lavas de El Pedregal. Ciencia y Desarrollo, CONACyT. 25: 89-93.
- Espinoza P.H, T.D. Gaspar y P.M, Fuentes. 1993. Listados faunísticos de México III: Los peces dulceacuícolas Mexicanos. Instituto de Biología. UNAM. México 98 p.
- Fagade, S.O. y C.I.O. Olaniyan. 1972 The biology of the west african shad *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich) in the lagos lagoon Nigeria. J. Fish. Biol. 4: 519-533.
- Foltz, J.W. y C.R. Norden. 1977. Seasonal changes in food consumption and energy content of smelt (*Osmerus mordax*) in Lake Michigan. Trans. Am. Fish. Soc. 106: 230-234.
- Gámez, G. 1984. Análisis del contenido gastrointestinal del charal *Chirostoma humboldtianum* (Valenciennes) de la zona norte del embalse Huapango. Edo de México. Tesis ENCBIPN. 52 p.

- García-Galán, L.A. 1993. Edad y crecimiento del charal blanco *Chirostoma grandocule* Steindachner (1894) (Pisces: Atherinidae) del Lago de Pátzcuaro, Mich. Tesis de Licenciatura. Fac. Cienc. UNAM. 52 p.

- García de León, F.J. 1985. Relaciones alimenticias y reproductivas entre *Chirostoma* estor Jordan y *Micropterus salmoides* Lacépède en el Lago de Pátzcuaro, Mich. México. Boletín. Coordinación de la Investigación Científica 8:8-21.

- Gaudette, E.H. y W.R. Flight. 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. J. Sed. Pet. 44 (1): 249-253.

- Gayanilo, F.C. y D. Pauly (comps.). 1997. FISAT (Stock assessment tools: ICLARM, FAO). Computerized Information Series Fisheries. Rome. Nº 8. 262 p.

- Giussani G., R. De Bernardi y T. Ruffoni. 1990. Three years of experience in biomanipulating a small eutrophic lake: Lago di Candia (Northern Italy). Hydrobiol. 200/201: 357-366. *In*: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Gibbons, J.R.H. y J.H. Gee. 1972 Ecological segregation between longnose and blacknose dace (Genus *Richichthys*) in the Mink River, Monitoba. J. Fish. Res. Board. Can. 29 (9): 1245- 1252.

- González, R.S. 2002. Ciclo de materia orgánica en el Lago de Huayamilpas, D. F. México. Reporte de Servicio social. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Laboratorio de Geología y Limnología. México 37 p.

- Gophen, M. 1990. Biomanipulation: restrospective and future development. Hydrobiologia 200/201: 1-11, *In*: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Gordon, J.O.M. 1977. The fish populatios in shore waters of the west of Scotland. The biology of the norway pout (*Trisopterus esmarkii*). J. Fish Biol. 10: 417-430.

- Grimm M.P. y J.J.G.M. Backx. 1990. The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. Hydrobiol. 200/201: 557-567. *In*: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Guzmán, M. 1997. Distribución y abundancia de la vegetación acuática y ribereña del Lago Huayamilpas, México, D. F. Reporte de Servicio social. Laboratorio de Geología y Limnología. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. México. 41 p.

- Hakanson, L. y M. Jansso. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. 316 p.

- Holschmit, M.K.H. 1988. Manual técnico para el cultivo y engorda del langostino "Malayo". Instituto Tecnológico de Monterrey, Campus, Guaymas. Fideicomiso Fondo Nacional para el Desarrollo Pesquero. México 128 p.

- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis- a review of methods and their application. J. Fish. Biol. 17 (4) : 411-429.

- Jarre, A., M.L. Palomares, M.L. Soriano, V.C. Sambilay y D. Pauly. 1991. Some new analytical and comparative methods for estimating the food consumption of fish. ICES Mar. Sci. Symp. 193: 99-108.

- Jeppesen E., M. Søndergaard, E. Mortensen, P. Kristensen, B. Riemann, H.J. Jensen, J.P. Müller, 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 1: cross-analysis of three Danish case-studies. *Hydrobiol.* 200/201: 205-218. *In:* Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemms, M.L. Meijer y E. van Donk (comps.). *Bio-manipulation, tool for water management.* Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Kestemont, P. 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture.* 129: 347-372.

- Kolding, J. 1993. Trophic interrelationships and community structure at two different periods of Lake Turkana, Kenya: a comparison using the ECOPATH II box model. p. 116-123. *In:* V. Christensen y D. Pauly (eds.). *Trophic models of aquatic ecosystems.* ICLARM Conf. Proc. 26-390.

- Kohler C.C. y W.R. Courtenay. 1986. Regulating introduced aquatic species: A Review of Past Initiatives. *Fisheries.* (11) 2: 34-38.

- Lagler, K.E. 1975. Freshwater fishery biology Wm. C. Brown Company Publishers. Dubuque Iowa. 421 p.

- Lamarra, V.A. 1975. Digestive activities of carpas a major contributor to the nutrient loading of lakes Verh. Int. Verein. Limnol. 19:2461-2468.

- Langeland A. 1990. Biomanipulation development in Norway. Hydrobiol. 200/201: 535-540. *In*: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps.). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Lara, A. 1980. Introducción de nuevas especies al Lago de Pátzcuaro y su posible perjuicio a las especies nativas. Segundo Simposio Latinoamericano de Acuacultura, Secretaría Pesca. México. 491-524 p.

- Levine, S. 1980. Several measures of trophic structure applicable to complex food webs. Journal of Theoretical Biology. 83: 195-207.

- Lind, O.T. 1979. Handbook of common methods in limnology. Department of Biology and Institute of Environmental Studies, Baylor University, Waco. 199 p.

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

- Machena, C., J. Kolding y R.A. Sanyanga. 1993. A preliminary assessment of the trophic structure of Lake Kariba, Africa. p. 130-137. *in* V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystem. ICLARM Conf. Proc. 26-390 p.

- Macdonald, J.S. y R.H. Green. 1983. Redundancy of variables used to describe importance of prey species in fish diets. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 635-637.

- Manickchan-Heileman, S. y M.A. Salcedo-Meza. 1999. Un modelo trófico del embalse Valle de Bravo, México. Comisión Nacional del Agua-Acuagranjas y Consultores en Acuacultura, S. A. de C. V. Informe técnico. 24 p.

- Márquez G., J.L García-Calderón, A. Pérez-Rojas, A. Galindo M.M. y M.H. Estrada. 1995 Diagnóstico sobre la mortandad de peces ocurrida el 18 de Mayo de 1995 en el Lago del parque Ecológico de Huayamilpas, Delegación Coyoacan, D. F. Laboratorio de Geología y Limnología. UAM-I. México, D. F. Informe técnico. 18 p.

- Márquez G., J.L. García-Calderón, A. Pérez-Rojas, A. Galindo M.M. y E. Ortega M. 1996. Diagnóstico del ambiente del Lago del parque Ecológico de Huayamilpas. Delegación Coyoacan, D. F. Laboratorio de Geología y Limnología. UAM-I. México, D.F. Informe técnico. 19 p.
- Martín Del Campo, R. 1955. Productos biológicos del Valle de México. Revista Mexicana de Estudios Antropológicos. 14, parte 1, 1954-55. 53-77
- Martínez, T.M. 1983. Contribución al conocimiento de la biología de *Poecilia sphenops* Valenciennes (Pisces: Poeciliidae), en la presa de Zicuirán, Mich. Tesis profesional. UMSNH. Michoacán. 63 p.
- McQueen, D.J., J.R. Post y E.L. Mills. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystem. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 4: 1571- 1581.
- McQueen, D.J. 1998. Freshwater food web biomanipulation: A powerful tool for water quality improvement, but maintenance is required. Lakes and Reservoirs: Research and Management. 3: 83-94.
- Meijer, M.L., M.W. de Hann, A.W. Breukelaar y H. Buiteveld. 1990. Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes?. Hydrobiol. 200/201: 303-315. In: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L. Meijer y E. van Donk (comps.). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.
- Mills, E.L. y J.L. Forney. 1983. Impact on *Daphnia pulex* of predation by young yellow perch in Oneidea Lake, New York. Trans. Am. Fish. Soc. 112: 154-161 p.
- Milstein, A. 1992. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. Hydrobiol. 231: 177-186.
- Moe, M.A. 1967. Basic considerations of fishery production and management with special reference too pursenets. Florida Marine Laboratory. Special scientific report, N° 20. 12 p.
- Moncayo-Estrada, R., Díaz-Argüero, M.M., Calderón-Arreola, J.B., Martínez-Pantoja, M.A. y Mora-Pineda, I.S. (en prensa). Modelo trófico preliminar de la Laguna de Zacapu, Michoacán, México. In: Las Memorias de un Taller "Ecopath, Modelación y Manejo de Ecosistemas Acuáticos", La Paz, B.C.S., Mexico, 1996. (F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchand-Heileman, V. Christensen y D. Pauly, eds.). 14 p.

- Moreau, J., B. Nyakageni, M. Pearce y P. Petit. 1993a. Trophic relationships in the pelagic zone of Lake Tanganyika (Burundi sector). p. 138-143. *In*: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystem. ICLARM Conf. Proc. 26-390 p.

- Moreau, J., W. Ligtvoet y M.L.D. Palomares. 1993b. Trophic relationships in the fish community of Lake Victoria, Kenia, with emphasis on the impact of Nile perch (*Lates niloticus*). p 144-152. *In*: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystem. ICLARM Conf. Proc. 26-390 p.

- Moreau, J., Christensen, V. y D. Pauly. 1993c. A trophic ecosystem model of Lake George, Uganda. p. 124-129. *In*: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystem. ICLARM Conf. Proc. 26-390 p.

- Moreno, L.M.A. 1997. Implicaciones ecológicas de las relaciones alimentarias de *Chirostoma humboldtianum* y *C. jordani*, (PISCES: ATHERINIDAE). TESIS. Maestría en Ciencias. ENCB. IPN. México, D.F. 96 p.

- Navarrete, N.A. y S. Cházaro. 1993. Espectro trófico del charal *Chirostoma humboldtianum* del embalse San Felipe Tiacaque, Edo. de México. *Rev. Zool. ENEP Iztacala UNAM*. 3: 28-34.

- Navarrete, N.A, R. Sánchez y M.L. Rojas. 1996. Selección del zooplancton por el charal *Chirostoma jordani* (Atheriniformes: Atherinidae). *Rev. Biol. Trop.* 44 (2): 715-719.

- Noble, R.L. 1980. Management of lakes, reservoirs, and ponds. Fisheries Management. Lackey, R.T. y L.A. Nielsen (comps.). Blackwell Scientific Publications. Oxford. 422 p.

- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 104, 262-270.

- Olem, H. y G. Flock, eds. 1990. Lake and reservoir restoration guidance manual. 2nd edition. EPA 440/4-90-006. Prep. by N. Am. Lake Manage. Sco. for U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, D.C. 326 p.

- Olvera V., V., Bravo Inclan, L.A., y Sanchez Chavez, J.J. 1993. Limnología, monitoreo de *Vibrio cholerae* y manejo de cuenca de la presa Valle de Bravo, Mexico. Com. Nac. de Agua. Proyecto IC-9207.

- Opitz, S. 1991. Quantitative models of trophic interactions in Caribbean coral reefs. Institut für Meereskunde, Math-Naturwissenschaftliche, Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Germany.

- Palomares, M.L.D. y D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 40: 259-273.

- Palomares, M.L., K. Horton, y J. Moreau. 1993a. An ECOPATH II model of Lake Chad system. p 153-158. *In: Trophic Models of Aquatic Ecosystems* (V. Christensen y D. Pauly, (comps.). ICLARM Conf. Proc. 26-390 p.

- Palomares, M.L., B. Yulianto, L. Puy, D. Bengen y A. Belaud. 1993b. A preliminary model of the Garonne River (Toulouse, France) Ecosystem in spring. p 172-179. *In: Trophic Models of Aquatic Ecosystems* (V. Christensen y D. Pauly, eds.). ICLARM Conf. Proc. 26-390 p

- Pauly, D. 1979. Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of von Bertalanffy's theory of growth. *Meeresforsch.* 28, 251-282.

- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Stud. Rev.* 8: 325 p.

- Pauly D. 1989. Food consumption by tropical and temperate fish populations: some generalizations. *J. Fish. Bull.* 35 (Supp. A): 11-10.

- Pauly, D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*. Vol. 374: 255-257.

- Pauly, D., M.L. Soriano-Bartz y M.L.D. Palomares. 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. p. 1-13. *In: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystems.* ICLARM Conf. Proc. 26-390.

- Pauly, D., V. Christensen y F. Arreguín-Sánchez. 1996. ECOPATH: Modelación y manejo de ecosistemas acuáticos. Centros Interdisciplinarios de Ciencias Marinas del IPN, CICIMAR. La Paz, BCS. 9 p.

- Polovina, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem, Part I: ECOPATH and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs.* 3: 1-11.

- Polovina, J.J. 1985. An approach to estimating an ecosystem box model. Fishery Bulletin. 83 (3): 457-466.

- Ramírez, R.H.; E. García, M.; M. A. Gutiérrez, H.; P. Tamayo, D. y S. Escarcega R. 1988. Manual biotecnológico para el cultivo y la reproducción de ciprínidos en México. SEPESCA. México. 218 p.

- Rauda, O. y F.J. García de León. 1989. Análisis trófico de *Chirostoma patzcuaro* Meek 1902 (Pisces: Atherinidae) del Lago de Pátzcuaro, Mich., Mex. Boletín CIC, UMSNH Morelia, 13: 23-29.

- Reyes, M.P. 1993. A preliminary ecosystem model of a eutrophic lake (lake Aydat, France) p 95-102 In: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26-390.

- Ricker, W.E. 1969. Food from the sea. In: Resources and Man. A study and recommendations by the Committee on Resources and Man, Division of Earth Sciences, National Academy of Science National Research Council. Freeman, San Francisco. 87-108 p.

- Rodríguez, M.M.A. 1989. Estudio *in situ* de la degradación de la halófila *Salicornia subterminalis* y su relación con los mecanismos de movilización de nutrientes através de la interfase sedimento-agua en el sistema lagunar Caimanero-Huizache, Sin., México. Fac. Cienc. UNAM. 86 p.

- Rosas, M. 1976a. Datos biológicos de la ictiofauna del Lago de Pátzcuaro con especial énfasis en la alimentación de sus especies. In: Memorias del Simposio sobre pesquerías en aguas continentales . Tomo II. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, 3-5 noviembre. 299-366 p.

- Rosas, M. 1976b. Peces dulceacuícolas que se explotan en México y datos sobre su cultivo. Centro de Estudios Económicos y Sociales del Tercer Mundo, A.C. CEESTEM No. 3. 135 p.

- Rosas M. 1994. Cultivo del pez blanco. Delegación Federal de Pesca en Michoacán. SEPESCA. 23 p.

- Ruddle, K y V. Christensen. 1993. An energy flowmodel of the mulberrydike carppond farming system of the zhujiang Delta, Guangdog Province, China. p. 48-55. In: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26-390.

- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Angel, Distrito Federal, México. An. Esc. Nac. Cienc. Biol. Méx. 8: 59-129.



- Rzedowski, J. y G.C. de Rzedowsky. 1979. Flora fanerogámica del Valle de México. Vol 1. Compañía Editora Continental, S. A. México, D. F. 403 p.

- Salgado, G. y D. Osorio. 1987. Helminfos de algunos peces del Lago de Pátzcuaro. Ciencia y Desarrollo. 74: 41-57.

- Scavia, D., G.L. Fahnenstiel, M. Evans, D.J. Jude y J.T. Lehman. 1986. Influence of salmonine predation and weather on long-term water quality in Lake Michigan. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 435-443.

- SEPESCA. 1987. Manual técnico para el aprovechamiento de existencias silvestres. México. 225 p.

- Schoener, T. W. 1989. Food webs from the small to the large. Ecology 70(6): 1559-1589.

- Scheffer, M. 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. Hydrobiol. 200/201: 475-486. In: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps.). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Shapiro, J., V. Lamarra y M. Lynch. 1975. Biomanipulation- an ecosystem approach to lake restoration. Contribution N° 143 from Limnological Reseach Center, University of Minnesota. Mimeographed. 32 p.

- Shapiro, J. y R. Carlson. 1982. Comment on the role of fishes in the regulation of phosphorus availability in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:364.

- Shapiro, J. y D.I. Wright. 1984. Lake restauration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota. The first two year. Fresh. Biol. 14: 371- 383.

- Shapiro, J. 1990. Biomanipulation: the nextphase-making it stable. Hydrobiol. 200/201: 13-37. In: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps.). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Solorzano, P.A. 1961. Contribución al conocimiento de la biología del charal prieto del Lago de Pátzcuaro, Mich. (*Chirostoma bartoni* Jordan y Evermann, 1896). Sec. Ind. Com. Dir. Gral. de Pesca e Ind. Conexas.

- Soto-Galera, E., J. Barragan, E. López-López, 1991. Efectos del deterioro ambiental en la distribución de la ictiofuna Lermense. Univ. Cienc. 1 (4): 61-68.

- Sparre, P. y S.C. Venema. 1991. Introduction to tropical fish stock assessment part 1 Manual. FAO. Fisheries Technical Paper. Rome. N° 306. 2, Rev. 2. FAO. 94 p.

- Snedecor G.W. y W. G. Cochran, 1984. "Métodos Estadísticos". CECSA. México. 703 p.

- Suárez-Morales, E. 1998. Zooplankton y acuicultura (95-114). En: Martínez C.L.R. (Compilador). Ecología de los Sistemas Acuícolas. Ed. AGT Editor, S.A. México. 227 p.

- Swingle, H.S. 1950. Relationships and dynamics of balanced and unbalanced fish populations. Alabama Agricultural Experiment Station. Bulletin 274. Alabama. 74 p.

- Szyrmer J. y R.E. Ulanowicz. 1987. Total flows in ecosystems. Ecological Modelling. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam. Printed in The Netherlands. 35:123:136.

- Tátrai Y., G. Tóth, J.E. Ponyi, J. Zlinskzy y V. Istvánovics. 1990. Bottom-up effects of bream (*Abramis brama* L.) in Lake Balaton. Hydrobiol. 200/201: 167-185. In: Gulati, R.D., E.H.R.R., Lemmns, M.L Meijer y E. van Donk (comps.). Biomanipulation, tool for water management. Kluwer Academy Publishers. Belgium.

- Ulanowicz, R.E. y W.M. Kemp. 1979. Toward canonical trophic aggregations. Amer. Nat. 114: 871-883.

- Ulanowicz, R.E. 1986. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer-Verlag, New York. 203 p.

- Ulanowicz, R.E. 1989. Energy flow and productivity in the oceans. In: Grubb, P.J. y J.B. Whittaker (comps). Toward a more exact ecology. The 30th Symposium of the British Ecological Society, London 1988. 327-351 p.

- Ulanowicz, R.E. 1995. The part-whole relation in ecosystems. In: Complex Ecology (Patten, B.C. y Jorgensen, S.E., (comps). Prentice-Hall, New Jersey. 549-560 p.

- Van Dam, A.A., F.J.K.T. Chikafumbwa, D.M. Jamu y B.A. Costa-Pierce. Trophic interactions in a Napier Grass (*Pennisetum purpureum*)-fed Aquaculture pond in Malawi. 1993. p. 65-68 In: Trophic Models of Aquatic Ecosystems (V. Christensen y D. Pauly, comps). ICLARM Conf. Proc. 26-390 p

- Vegas, V.M. 1980. Introducción a la ecología del bentos marino. OEA. Washington. 98 p.

- Walline, P.D., S. Pisanty, M. Gophen y T. Berman. 1993. The ecosystem of Lake Kinneret, Israel. p. 103-109. *In*: V. Christensen y D. Pauly (comps.). Trophic models of aquatic ecosystem. ICLARM Conf. Proc. 26-390 p.

- Wedepohl, R.E., D.R. Knauer, G.B. Wolbert, H. Olem, P.J. Garrison y K. Kepford. 1990. Monitoring lake and reservoir restoration. EPA 440/4-90-007. Prep. by N. Am. Lake Manage. Soc for U. S. Environ. Prot. Agency, Washington, DC. 566 p.

- Zamudio, A.R., J.L. Franco y L.R. Chavéz. 1997. Determinación del ritmo de crecimiento y aspectos reproductivos de *Belonesus belizanus* en condiciones de laboratorio. Memorias del Congreso de Zoología. Guanajuato. 148 p.

- Zambrano L, M.R. Perrow, C. Macías-García y V. Aguirre-Hidalgo. 1999. Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in Central México. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery Kluwer. Academic Publishers. Netherlands. 6: 281-288.