



**Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales**

**“ANÁLISIS LIMNOLÓGICO E
ICTIOFAUNÍSTICO DEL EMBALSE ZIMAPÁN,
QUERÉTARO-HIDALGO”**

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Doctor en Ciencias-Recursos Bióticos

Presenta

Altagracia Gutiérrez Hernández

Santiago de Querétaro, Qro. Noviembre de 2003

No. Adq. 1168 450

No. Título _____

Clas 627.8

G987a

Ej.1



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Doctorado en Recursos Bióticos

**ANÁLISIS LIMNOLÓGICO E ICTIOFAUNÍSTICO
DEL EMBALSE ZIMAPÁN
QUERÉTARO-HIDALGO
TESIS**

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Doctor en Ciencias-Recursos Bióticos

Presenta:
Altagracia Gutiérrez Hernández

Dirigido por:
Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita

SINODALES

Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita
Presidente

Firma

Dr. Raúl Francisco Pineda López
Secretario

Firma

Dra. Gabriela Vázquez Hurtado
Vocal

Firma

Dr. Luis Zambrano González
Vocal

Firma

Dra. Anabella Handal Silva
Vocal

Firma

Dr. John Lyons
Suplente

Firma

Dr. Humberto Suzán Azpiri
Suplente

Firma

Dr. Carlos Sosa Ferreyra
Director de la Facultad de Ciencias Naturales

Dr. Sergio Quesada Aldana
Director de Investigación y Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Noviembre, 2003. México

Esta tesis se llevó a cabo en la Universidad Autónoma de Querétaro y fue financiada por el Sistema Regional de Investigación Miguel Hidalgo (SIHGO-CONACYT), en su mayor parte a través del proyecto 19990206026, aunque la parte final del análisis y escritura, contó con apoyo del proyecto 2002020618.

**A Edmundo, mi mayor fortaleza y mi mejor guía,
no sólo en este trabajo, sino siempre.**

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma de Querétaro, por las facilidades otorgadas, fundamentalmente por concederme una beca de colegiatura durante mi permanencia como estudiante del Doctorado en Recursos Bióticos.

Al Dr. Pedro Joaquín Gutiérrez Yurrita, por la dirección de esta tesis, e incluirla como parte de su proyecto “Estudio ecosistémico y de ordenación pesquera del embalse Zimapán”.

Al Dr. Raúl Pineda López, por abrirme las puertas no sólo de la Universidad Autónoma de Querétaro, sino también las de su laboratorio durante casi todo el desarrollo de esta tesis, además de brindarme siempre su amistad y apoyo incondicional.

A la Dra. Gabriela Vázquez, gran amiga y quien fue el pilar en el análisis del fitoplancton, dedicando parte de su tiempo a involucrarme con esta área de estudio.

Al Dr. Luis Zambrano, por aceptar formar parte tanto del Comité Tutoral, como del Jurado de Examen, así como por sus sugerencias tan atinadas, que permitieron el enriquecimiento de este trabajo.

Al Dr. John Lyons, de la Universidad de Wisconsin, por su colaboración en la revisión de la tesis, a pesar de la distancia, y por el aliento que siempre me manifestó.

A la Dra. Anabella Handal Silva, por llevar a cabo la revisión del manuscrito final y por tener tan buena disposición para participar como sinodal.

Al Dr. Humberto Suzán Azpiri, por su apoyo en la revisión del presente documento.

Al M. en C. Eduardo Soto Galera, del Instituto Politécnico Nacional, por permitirme el uso de equipo y reactivos para los análisis de calidad de agua; también, por el préstamo del microscopio invertido que hizo posible la cuantificación del fitoplancton, muchas gracias por todo.

A mis amigos del Doctorado, Gaby, Faby, Ricardo y Javier, por todos los momentos compartidos durante este tiempo y que fungieron como un gran aliciente para seguir siempre adelante.

A todos aquellos que contribuyeron en mi formación tanto académica como personal, un millón de gracias.

RESUMEN

La fragmentación del hábitat ocasionada por la construcción de presas puede tener efectos directos e indirectos sobre la biota acuática, que algunas veces se acentúan por la introducción de especies exóticas. La hidroeléctrica "Ing. Fernando Hiriart Balderrama", también conocida como embalse Zimapán, se ubica en la cuenca del río Pánuco y fue construida en 1995. El presente trabajo incluye el análisis histórico desde 1992 de los cambios generados en la composición y estructura de las comunidades biológicas y de los procesos involucrados en la sustitución o reemplazo de las especies nativas por la construcción de la presa. El estudio se enfocó en tres ejes principales: 1) la evolución del ecosistema, 2) el entendimiento de los cambios en el fitoplancton y 3) el cálculo del índice de crecimiento alométrico y del factor de condición en los peces. Se seleccionaron cinco sitios de muestreo en el embalse, relacionados con la profundidad, flujo de agua e influencia del viento. Los valores de calidad de agua formaron un gradiente desde el sitio 1 (Taxhidó), donde la calidad es mejor, al sitio 5 (Tasquillo) de calidad pobre. El embalse se comporta como un sistema subtropical monomítico, con estratificación en primavera-verano. La calidad de agua está principalmente determinada por las concentraciones altas de nutrientes, de sólidos suspendidos y disueltos, además de la temperatura y el oxígeno disuelto. La composición del fitoplancton es indicativa de un ecosistema de alta productividad, donde predominaron las diatomeas, cianofíceas y clorofíceas, y la comunidad mostró una clara secuencia temporal en su composición y abundancia, así como florecimientos de algunas taxa, tales como *Microcystis aeruginosa*. Entre los peces, sólo se encontró una especie nativa (*Poecilia mexicana*). La ictiofauna estuvo dominada por las especies exóticas (principalmente *Oreochromis mossambicus*) que son objeto de pesquería. También, se detectaron cambios en el índice alométrico del crecimiento (de 3.2 a 2.7) y en la salud de las poblaciones (K de 5.6 a 2.97). Los resultados conjuntos del agotamiento de oxígeno a 15m de profundidad, la presencia de algunas cianofíceas y los florecimientos repentinos, sugieren que el embalse se encuentra en estado eutrófico. Se concluye que la pérdida de la fauna nativa de peces es el producto del efecto sinérgico de las nuevas condiciones ambientales producto del embalsamiento y de interacciones con las especies exóticas. Estos resultados indican que se requiere de nuevas estrategias, que incluyan el concepto de manejo integral de cuenca, así como una administración adecuada de las compuertas, lo que conducirá a mejorar las condiciones ambientales generales del embalse Zimapán y la salud de sus comunidades biológicas.

Palabras clave: Embalses, cambios ecológicos, calidad de agua, fitoplancton, eutrofización, peces.

SUMMARY

Habitat fragmentation caused by the construction of dams may have direct and indirect effects on aquatic biota that is often exacerbated by the introduction of exotic species. The "Ing. Fernando Hiriart Balderrama" hydroelectric plant, also called Zimapán reservoir is located at the Rio Panuco basin, and was built in 1995. This research includes a historical analysis of the changes generated after 1992 in the composition and structure of the biological communities because of the construction of the Zimapán reservoir and data concerning the displacement of native fish species. The study focused on three principle subjects: 1) ecosystem evolution, 2) understanding phytoplankton changes, and 3) calculations of the allometric growth index and condition factor on fishes. Five sampling locations were selected in the reservoir, based on water profundity, water flow and wind influence. The water quality values formed a gradient from location 1 (Taxhidó), where the water quality is better, to the poor water quality site 5 (Tasquillo). The reservoir is in accord with a monomictic subtropical system, with a spring-summer stratification. The water quality is determined principally by the high concentrations of nutrients, suspended and dissolved solids, in addition to temperature and dissolved oxygen levels. The phytoplankton composition is indicative of an ecosystem of high productivity, and was dominated by diatoms, cyanophyceans and chlorophyceans. This community showed a clear temporal sequence in its composition and abundance, as well as, periodic blooms of some taxa such as *Microcystis aeruginosa*. Only one native fish species (*Poecilia mexicana*) was found. The ichthyofauna was dominated by exotic species (*Oreochromis mossambicus* principally), which are caught for local consumption and sold commercially. Also, changes were detected in the allometric growth index (from 3.2 to 2.7) and in the populations health (K from 5.6 to 2.97). The results of the oxygen exhaustion at 15 m of depth, the presence of some cyanophyceans and repeated phytoplankton blooms suggest the reservoir is found in a eutrophic state. It is concluded that the loss of the native fish fauna is the product of the synergic effect of the new environmental conditions produced by the dam and interactions with exotic species. These results indicate that new strategies are needed, including the utilization of the watershed integral management concept; in addition a suitable administration of the reservoir floodgate. This management practice should lead to improvement of the general environmental conditions of the Zimapán reservoir and the health of its biological communities.

Keywords: Reservoirs, ecological changes, water quality, phytoplankton, eutrophication, fishes.

CONTENIDO	Pág.
I. MARCO TEÓRICO	1
Uso de indicadores	6
El conocimiento en México	8
El embalse Zimapán	9
II. HIPÓTESIS	13
Objetivo general	13
Objetivos particulares	13
III. ÁREA DE ESTUDIO	15
Localización	15
Fisiografía	16
Geología	16
Cuenca	17
Clima	17
Morfometría	18
Hidrología	18
Vegetación	20
Pesquería	20
Sitios de muestreo	20
IV. CAMBIOS EN LA CALIDAD DEL AGUA	23
Introducción	23
Métodos	26
Resultados	27
Calidad de agua	27
Temperatura	28
Oxígeno	30
Conductividad	32
PH	33
Sólidos suspendidos	34
Turbidez	35
Transparencia	36
Nitratos	37
Amonio	38
Fosfatos	38
Sulfatos	39
Variables que determinan la calidad de agua	40
Discusión	43
Conclusiones	46

V. CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL FITOPLANCTON	48
Introducción	48
Métodos	50
Resultados	53
Composición de la comunidad	53
Variación espacial y temporal de la riqueza específica	56
Variación espacial de la abundancia de las especies	59
Variación temporal de la abundancia de las especies	61
Diversidad	64
Relación espacial del fitoplancton	65
Relación del fitoplancton con la calidad del agua	66
Biomasa	67
Estado trófico	68
Especies y géneros indicadores	69
Discusión	70
Conclusiones	74
VI. CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA ICTIOFAUNA	76
Introducción	76
Métodos	80
Resultados	83
Composición de la comunidad	83
Abundancia específica	84
Crecimiento: Relación peso-talla	86
Factor de Condición	87
Tamaño de camada	90
Fase experimental	91
Relación peso-talla	91
Factor de Condición	93
Discusión	94
Conclusiones	104
VII. EL EMBALSE ZIMAPÁN: CAMBIOS Y PERSPECTIVAS	105
Análisis integral	105
Modelo de sucesión fitoplanctónica en el embalse Zimapán	112
Diagnóstico de eutrofización acelerada	115
Modelo de estado trófico	117
Estrategias de manejo	118
Consideraciones a futuro	123
VIII. LITERATURA CITADA	125

RELACIÓN DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

Pág.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos tomados <i>in situ</i> .	27
Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos analizados en laboratorio.	27
Tabla 3. Eigenvalores obtenidos del análisis de componentes principales para las variables de calidad de agua.	41
Tabla 4. Criterios de calidad de agua para determinados usos de acuerdo a la SEDUE y a la Norma de Agua Potable.	46
Tabla 5. Elenco sistemático del fitoplancton.	54
Tabla 6. Riqueza específica absoluta y relativa de los grupos fitoplanctónicos.	56
Tabla 7. Correlaciones canónicas para las variables de calidad de agua, con respecto al fitoplancton.	66
Tabla 8. Clasificación del estado trófico de los sistemas acuáticos según la Organización de Cooperación Económica y de Desarrollo (OECD).	68
Tabla 9. Géneros y especies indicadoras del estado trófico.	69
Tabla 10. Composición de la comunidad íctica.	84
Tabla 11. Riqueza específica y número de individuos por sitio de colecta	84
Tabla 12. Comparación del Factor de Condición entre sitios.	88
Tabla 13. Comparación del Factor de Condición entre sexos de <i>Poecilia mexicana</i>	88
Tabla 14. Tamaño de camada en hembras de <i>Poecilia mexicana</i> .	91
Tabla 15. Cambios en la presencia de especies nativas, exóticas y translocadas.	103
Tabla 16. Cambios en la composición ictiofaunística.	103

FIGURAS

Figura 1. Localización del embalse Zimapán.	15
Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo.	22
Figura 3a. Periodo de estratificación de la columna de agua en la zona más profunda.	28
Figura 3b. Periodo de recirculación de la columna de agua en la zona más profunda.	28
Figura 4a. Variación del oxígeno disuelto en la columna del agua, durante el período de estratificación, en la zona más profunda.	31
Figura 4b. Variación del oxígeno disuelto en la columna del agua, durante el período de recirculación, en la zona más profunda.	31
Figura 5. Variación espacio-temporal de la conductividad, en la superficie de cada sitio de muestreo.	32

Figura 6. Variación espacio-temporal del pH, en la superficie de cada sitio de muestreo.	32
Figura 7. Variación espacio-temporal de los sólidos suspendidos, en la superficie de cada sitio de muestreo.	34
Figura 8. Variación espacio-temporal de la turbidez, en la superficie de cada sitio de muestreo.	35
Figura 9. Variación espacio-temporal de la transparencia en la zona lacustre.	36
Figura 10. Variación espacio-temporal de los nitratos, en la superficie de cada sitio de muestreo.	37
Figura 11. Variación espacio-temporal del amonio, en la superficie de cada sitio de muestreo.	38
Figura 12. Variación espacio-temporal de los fosfatos, en la superficie de cada sitio de muestreo.	39
Figura 13. Variación espacio-temporal de la concentración de sulfatos, en cada sitio de muestreo.	40
Figuras 14a. Ordenación de los sitios de muestreo por su calidad ambiental (promedios).	42
Figura 14b. Ordenación de los sitios de muestreo por su calidad ambiental (valores absolutos).	42
Figura 15. Análisis de similitud de sitios con respecto a su calidad de agua.	43
Figura 16. Riqueza específica relativa de los grupos fitoplanctónicos.	53
Figura 17. Variación espacial de cada clase taxonómica del fitoplancton.	57
Figura 18. Variación temporal de la riqueza específica por clase taxonómica.	58
Figura 19. Variación espacial de la abundancia por clase taxonómica.	60
Figura 20. Variación espacial de las especies de mayor abundancia.	60
Figura 21. Variación mensual de la abundancia de algas por clase taxonómica, en todos los sitios.	61
Figura 22. Variación temporal de las especies de mayor abundancia.	63
Figura 24. Variación mensual de la diversidad.	65
Figura 24. Agrupación de los sitios de muestreo con respecto a la presencia-ausencia de especies fitoplanctónicas.	65
Figura 25. Relación de las especies con la calidad del agua.	66
Figura 26. Variación espacio-temporal de la clorofila <i>a</i> .	67
Figura 27. Distribución espacial de la riqueza íctica.	85
Figura 28. Variación temporal de la ictiofauna.	85
Figura 29. Relación peso-talla de las especies de mayor abundancia.	86
Figura 30. Variación temporal del Factor de Condición, en poblaciones de <i>Poecilia mexicana</i> .	89
Figura 31. Variación espacial del Factor de Condición en poblaciones de <i>Cichlasoma cyanoguttatum</i> .	89

Figura 32. Variación espacial del Factor de Condición en poblaciones de <i>Oreochromis mossambicus</i> .	90
Figura 33. Relación peso-talla de <i>Oreochromis mossambicus</i> en jaulas flotantes.	92
Figura 34. Relación peso-talla de <i>Poecilia mexicana</i> en tanques de laboratorio.	92

I. MARCO TEÓRICO

El agua dulce disponible se encuentra distribuida en el planeta de manera irregular en tiempo y espacio, razón por lo cual la única manera de llevar a cabo un aprovechamiento adecuado y rentable es mediante la gestión activa de este recurso (Ambroggi, 1980). Entre las acciones tendientes a controlar y aumentar las reservas dulceacuícolas se encuentran las modificaciones del ambiente, una de ellas la construcción de obras hidráulicas, que tienen por objeto el uso y suministro de agua para diferentes actividades, principalmente de índole económica (Contreras-Balderas, 1985). Entre estas obras se encuentran los embalses, que retienen la aportación estacional de las corrientes fluviales y permiten su distribución durante los períodos de estiaje.

La República Mexicana tiene escaso número de lagos naturales, la mayor parte de éstos se encuentran ubicados en la Mesa Central, por lo contrario hay un gran número de embalses artificiales, cuya cifra asciende a 14,000 de acuerdo con el Plan Nacional Hidráulico (Athié-Lambarri, 1987), la mayoría de ellos construidos durante la segunda mitad del siglo XX (Torres-Orozco y García-Calderón, 1995) y principalmente enfocados hacia la agricultura de riego y la generación de energía eléctrica (García-Lara, 1982).

Sin embargo, la construcción de embalses trae como consecuencia la alteración ecológica de los sistemas involucrados (Levich, 1996); además, se consideran

ambientes híbridos (Margalef, 1990), debido a que conforme el cauce de los ríos se acerca a la cortina, se modifican las condiciones ecológicas y éstas cada vez se hacen más similares a las de un sistema léntico. De esta manera, la organización y dinámica horizontal de un río, así como la vertical de un lago, son sustituidas por una organización intermedia y característica, de la que se diferencia la cola del embalse que corresponde con la zona de influencia lótica, y la cabecera que se encuentra en la zona de la cortina, con condiciones más bien lénticas y una influencia marcada por los cambios en el nivel del agua (Margalef, 1976).

El cambio de un ambiente lótico a uno léntico permite predecir modificaciones en las características fisicoquímicas del agua, como por ejemplo, en las concentraciones de oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, nutrientes, pH, temperatura, alcalinidad, dureza y metales pesados. Estos cambios a su vez influirán de manera selectiva en los organismos acuáticos, principalmente sobre los menos tolerantes (Nilsson y Berggren, 2000).

El represamiento de ríos requiere de estudios previos en cuanto a los efectos potenciales derivados del mismo, así como del monitoreo ambiental después de la construcción de la presa y llenado del embalse. Más tarde es necesario efectuar trabajos que den cuenta del avance en el nivel de madurez o estado trófico de ese ecosistema artificial y de los cambios relacionados con la estructura de las comunidades y con la productividad, sobre todo la pesquera, con la finalidad de

contribuir a un mejor manejo del ecosistema, sobre todo si éste se basa en la explotación de sus comunidades biológicas.

El concepto “estado trófico” puede ser complejo de entender, pues existen numerosas definiciones para él, desde aquellas que sólo consideran el potencial de entrada de nutrimentos o la tasa de materia orgánica que se aporta hacia el cuerpo de agua, hasta las que incluyen la productividad primaria o la biomasa algal (Carlson, 1984), e incluso las que consideran la composición y estructura de las comunidades biológicas.

Una de las definiciones más aceptadas es la que menciona que la eutrofización puede considerarse como “un proceso evolutivo natural o provocado, por el que un cuerpo de agua experimenta un aumento progresivo de nutrientes (especialmente nitratos y fosfatos), dando lugar a un enriquecimiento cada vez mayor en organismos vivos y materia orgánica”, y donde se mezclan variables tanto de tipo morfométrico (profundidad, margen de la cuenca, etc.), como químico (oxígeno hipolimnético y nutrimentos) y biológico (productividad, biomasa y especies indicadoras) (Carlson, 1984; Margalef, 1990).

Con base en lo anterior, la conceptualización del estado trófico de un ecosistema acuático requiere de un enfoque multifactorial, lo que dificulta su evaluación, además de que no existe una escala que permita de forma precisa ubicar a un cuerpo de agua en una condición trófica.

De esta manera, la madurez o eutrofización en los ecosistemas lacustres se caracteriza por un aumento de la riqueza específica de sus comunidades, de la complejidad funcional y por la optimización de los flujos de energía, lo que determina mayor productividad (Carpenter *et al.*, 1985). La degradación ambiental rompe con este modelo, pues da lugar a cambios ambientales como fragmentación del hábitat, cambios en la dominancia y extirpación de especies.

En el caso de los embalses, la calidad del agua depende del estado de salud de los ríos que contribuyen a su llenado y mantenimiento, y más tarde al proceso de maduración (eutrofización) del embalse. Incluso, tiene repercusiones en el uso que se puede dar al agua, pues éste depende de distintos criterios, siendo uno de los más importantes la calidad, sobre todo si se pretende utilizar como fuente de agua potable, agricultura, abastecimiento a industrias alimentarias y conservación de flora y fauna. Es de sobra conocido que un nivel de calidad malo determina color, olor y sabor desagradables, provoca la proliferación de algas indeseables, propicia el aumento de las malezas acuáticas y causa decremento en la producción pesquera (EPA, 1990).

El grado de eutrofización también influye en la composición del plancton (Rosen, 1981; Margalef, 1990; Yang *et al.*, 1996), cuya importancia principal es ser la base de las cadenas tróficas en los sistemas acuáticos, dando lugar a la aparición de especies indicadoras de degradación ambiental, algunas de ellas liberadoras de toxinas que

afectan de manera directa o indirecta a los peces (Díaz-Pardo *et al.*, 1998), provocando su muerte.

En la porción embalsada de un río, una de las primeras y más notables modificaciones en la comunidad de peces, es la paulatina desaparición de especies características de aguas corrientes, sobre todo de aquellas que se encuentran asociadas al fondo, en contraste con la desmesurada explosión demográfica de las especies más adaptadas a condiciones lénticas (Moyle, 1988). Posteriormente pueden ocurrir otros cambios en la composición y estructura de la comunidad debidos a la introducción de especies exóticas, que se traducen en competencia o depredación, entre otros eventos. En resumen, los peces nativos de los ríos originales se ven sometidos a los cambios ambientales, a los que se suman los efectos directos e indirectos derivados de las especies introducidas.

A pesar de lo antes mencionado, poco se conoce acerca de los mecanismos particulares involucrados en la sustitución o reemplazo de las especies nativas y ésta es la razón que justifica el presente trabajo, en el cual el enfoque del análisis será a través de la comparación de las condiciones ecológicas y de las comunidades biológicas (fitoplancton y peces) existentes antes de la construcción de la presa, las correspondientes al tiempo inmediato posterior y las encontradas durante este estudio.

Uso de indicadores en la evaluación de cambios ambientales

El biomonitoreo se define como el uso sistemático de las respuestas biológicas para evaluar cambios en el ambiente, inicialmente empleados en programas de control de la calidad del agua (Rosenberg y Resh, 1993). El propósito principal del biomonitoreo es proteger y preservar la integridad biológica de los ecosistemas naturales, que se define como la capacidad de mantener comunidades de organismos balanceadas, integradas, con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparables con las de hábitats naturales de la misma región (Fausch *et al.*, 1990). En el caso de los sistemas acuáticos, para conocer la calidad del agua es necesario establecer un sistema de monitoreo que incluya a los factores físicos, químicos y biológicos (Cairns, 1990).

Existen dos corrientes de pensamiento con respecto al biomonitoreo, la europea que fundamentalmente se basa en los índices de saprobiedad (organismos indicadores) y secundariamente en los niveles de oxígeno disuelto, y la corriente norteamericana, que da el mismo peso a las variables abióticas y bióticas (Díaz-Arguero, 1995).

El seguimiento de parámetros físicos y químicos, como indicadores de las condiciones biológicas, ha sido una de las principales herramientas del biomonitoreo, en un inicio para dar cuenta del estado trófico y más tarde se dirigió a la evaluación de la calidad del agua como resultado de la contaminación; así por ejemplo, la evaluación

química se concentró en el desarrollo de umbrales que presentan algunas especies para ciertos toxones, frecuentemente basado en pruebas de toxicidad aguda (Mason, 1984). Sin embargo, no se consideraban los efectos sinérgicos de diversos factores como el flujo de corriente, modificación en la morfología de la cuenca y cambios en la estructura y composición de las comunidades, entre otros factores.

Otra herramienta del biomonitoreo han sido las especies indicadoras, entendiéndose que son aquellas que tienen requerimientos particulares de calidad del agua, por lo que los cambios en presencia/ausencia, número y en las características morfológicas, fisiológicas o de comportamiento, indican que alguna de las variables fisicoquímicas se encuentra fuera de sus límites de tolerancia y afectan sus ciclos de vida (Díaz-Argüero, 1995). Entre los organismos acuáticos, el fitoplancton ha sido una de las comunidades más recomendadas para establecer el estado trófico, dado que sus ciclos de vida son cortos y responden con rapidez a los cambios ambientales, (de la Lanza-Espino *et al.*, 2000).

Las comunidades bióticas son un componente altamente sensible a los cambios en los sistemas dulceacuícolas y tienen algunos atributos que las hacen útiles como indicadores de la integridad biótica y de la salud de un ecosistema, entendiéndose como ecosistema saludable aquel que tiene la capacidad de mantener su estructura y función en condiciones ecológicas adversas (Constanza y Mageau, 1999). En particular, los

peces responden de manera predecible a los cambios en algunos factores abióticos, tales como calidad del hábitat y calidad del agua (Karr, 1981; Fausch *et al.*, 1990).

En las últimas décadas el monitoreo biológico mediante los peces ha tomado gran impulso. Una de las herramientas más recomendadas es la evaluación de los atributos implícitos en los ciclos de vida, los cuales se ven afectados por la variación de factores ambientales como temperatura, disponibilidad de oxígeno, salinidad, calidad del agua, alimento y las interacciones específicas, así como por factores endógenos (Lyons *et al.*, 1995).

También, es factible la evaluación de los atributos de la comunidad, ya que éstos son sensibles a distintos tipos de degradación; por tanto, para cada comunidad es posible determinar su integridad biótica (habilidad que tiene la comunidad para determinar su integridad, su diversidad y organización funcional, bajo diferentes condiciones de deterioro), misma que se puede relacionar con estudios de calidad de agua en el espacio y en el tiempo (Lyons *et al.*, 1998, 2000).

El conocimiento en México

En algunos países, los modelos relacionados con la evaluación del estado trófico de los sistemas acuáticos están muy desarrollados, sobre todo en lo concerniente a los lagos africanos (Talling, 1987) y norteamericanos (Meador y Goldstein, 2003). En México, existen numerosas publicaciones sobre los embalses; destacan los trabajos de Arredondo-Figueroa y Flores-Nava (1992), quienes estudiaron

la dinámica de pequeños embalses, el correspondiente a la presa Los Carros, en Morelos (Magallón-Barajas *et al.*, 1992) y los realizados en el embalse Ignacio Allende, Guanajuato (Díaz-Pardo *et al.*, 1991; López-López y Soto-Galera, 1993; López-López, 1997). Por otra parte, los trabajos encaminados a evaluar el estado trófico principalmente se han hecho en lagos naturales como Chapala (Limón y Lind, 1990), Pátzcuaro (Chacón, 1993), Cuitzeo (Ceballos *et al.*, 1994), Atezca (Díaz-Pardo *et al.*, 1986; 1998, 2002; Vázquez y Favila, 1998).

El embalse Zimapán

La construcción de la presa se inició en 1992 y concluyó en 1993, cuando comienza el llenado del embalse, proceso que finalizó en 1995. La selección del área de inundación y ubicación de la cortina se apoyó en un gran número de estudios geológicos y de prefactibilidad coordinados por la Comisión Federal de Electricidad (Rodríguez, 1999). A partir de la manifestación de impacto ambiental producto del represamiento de los ríos San Juan y Tula se generaron varios estudios que incluyeron, entre otros temas, la calidad de agua, cambios en la dominancia del fitoplancton y composición y estructura de la comunidad de peces.

Crisóstomo (1994) enlista las especies de peces existentes en 13 sitios de muestreo en los ríos San Juan, Tula y Moctezuma, antes de la construcción de la presa, y registró un total de 13 especies, de las cuales seis fueron nativas y siete se

consideraron como introducidas. Este trabajo constituye uno de los antecedentes más importantes, debido a que proporciona la información de las condiciones que prevalecían en los sistemas lóticos y de cómo estaba estructurada la comunidad de peces.

Sosa *et al.* (1996) efectuaron un estudio sobre la calidad de agua del embalse Zimapán durante 1995-96, sus resultados indican una mejora en la calidad del agua en la porción léntica del embalse, posterior al llenado, recomendando su uso para riego de hortalizas, aunque detectaron altas concentraciones de arsénico y plomo en la parte del río Tula, principalmente en los meses de octubre a diciembre. Algunos atributos de la calidad del agua presentaron una variación decreciente desde las colas del embalse (donde se registraron los valores máximos) hacia la cortina, como fue el caso de sólidos suspendidos, coliformes fecales y coliformes totales. A su vez, los parámetros que presentaron una variación creciente de las colas hacia la cortina fueron sólidos disueltos, sodio, magnesio, calcio, carbonatos de calcio y de magnesio (dureza) y cloruros. Las variables que mostraron diferencias significativas respecto a la profundidad fueron la temperatura y las concentraciones de oxígeno disuelto y calcio.

Hasta 1996 la composición de especies fitoplanctónicas en el embalse Zimapán correspondía a la de sistemas acuáticos muy productivos, con grandes descargas de nutrimentos, donde predominan diatomeas, algas verdes de los grupos Chlorococcales

y Volvocales, y la variación de la comunidad de algas en el embalse estaba principalmente determinada por la temperatura y los fosfatos (Vázquez, 1996).

En el seguimiento del impacto ambiental sobre la comunidad de peces (Díaz-Pardo *et al.*, 1996), a partir del represamiento de los ríos, se reconoce la presencia de 11 especies (*Ictalurus mexicanus*, *Algansea tincella*, *Cyprinus carpio*, *Goodea gracilis*, *Poecilia mexicana*, *Heterandria bimaculata*, *Chirostoma jordani*, *Micropterus salmoides*, *Lepomis macrochirus*, *Oreochromis aureus* y *O. mossambicus*), de las cuales cinco son exóticas y seis nativas. Además, se registró la disminución de la abundancia en algunas especies, como *Algansea tincella*, y la restricción a una sola localidad en la distribución de otras, como *Ictalurus mexicanus* y *Chirostoma jordani*.

Por el contrario, se observó una ampliación en la distribución y abundancia de aquellas especies más adaptadas a condiciones lénticas, tal es el caso de *Cyprinus carpio*, *Goodea gracilis*, *Poecilia mexicana*, *Oreochromis aureus* y *O. mossambicus*; también se encontraron neoplasias ováricas en el 51% de los ejemplares colectados de *Goodea gracilis*, así como bioacumulación de metales pesados (plomo y cadmio) en el tejido muscular de algunos peces, principalmente en aquellos ejemplares provenientes del río Tula y que se alimentan del bentos.

Rodríguez (1999) llevó a cabo un diagnóstico ambiental del embalse, haciendo hincapié en las condiciones geológicas de la zona y propuso algunas alternativas de remediación de la problemática ocasionada desde el embalsamiento, entre ellas,

recomienda la construcción de presas a lo largo de los principales tributarios, para retener sedimentos y nutrientes, evitando así la llegada al embalse.

Con base en lo anterior, es indispensable el desarrollo de estudios que den cuenta de los cambios ocurridos como producto del represamiento, así como de aquellos que permitan un monitoreo continuo del embalse, con la finalidad de llevar a cabo un aprovechamiento óptimo del mismo y que además, contribuyan en el conocimiento de los procesos ecológicos que se llevan a cabo en el ecosistema y que contribuyan a predecir tendencias del mismo, en cuanto a su calidad de agua y sus comunidades biológicas.

II. HIPOTESIS DE TRABAJO

Si el embalsamiento de los ríos San Juan y Tula ocasionó cambios en su dinámica ambiental, como aumentos en la concentración de nutrimentos y baja disponibilidad de oxígeno, tanto en el espacio como en el tiempo y éstos a su vez han influido en la dinámica poblacional de la comunidad de fitoplancton y peces, se esperaría que los taxa favorecidos de estos últimos, sean las especies exóticas, en perjuicio de las nativas.

OBJETIVO GENERAL

Conocer las causas primarias y secundarias producto del embalsamiento, que intervienen en los cambios en la composición y/o sustitución de la comunidad de peces en el embalse Zimapán.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Evaluar los cambios en la calidad del agua y del hábitat desde los sistemas lóticos originales (1992) hasta después de la construcción de la presa (2002).
2. Determinar los cambios en la composición y dominancia del fitoplancton.
3. Establecer la composición de la comunidad de peces en el embalse.
4. Estimar el comportamiento demográfico de las distintas poblaciones de peces en el medio natural y en condiciones semicontroladas.

5. Determinar cómo influyen las condiciones abióticas y bióticas sobre la ictiofauna nativa.

Para cumplir con los objetivos planteados, la estrategia de trabajo se organizó en tres ejes principales, derivados de la evolución del ecosistema. El primero se determina por la calidad del agua, las concentraciones de nutrimentos y clorofila, la composición de la comunidad fitoplanctónica y la calidad del hábitat para los peces. El segundo eje implica el conocimiento de los parámetros demográficos clásicos, estudiados en los peces en su ambiente natural. El tercer eje es la parte experimental, basada en el estudio del comportamiento demográfico de las mismas especies ícticas en condiciones semicontroladas.

En los dos primeros ejes subyace un componente histórico de datos previos a la construcción del embalse (1992-1993) (Crisóstomo, 1994), inmediatamente después del llenado (1995-1996) (Díaz-Pardo *et al.*, 1996; Sosa *et al.*, 1996, Vázquez *et al.*, 1996); y el muestreo actual (2000-2001). Finalmente, la conjunción de los tres ejes permitió establecer los cambios que se generaron en la comunidad de peces.

III. ÁREA DE ESTUDIO

Localización

La hidroeléctrica Zimapán se construyó en 1995 mediante el represamiento de los ríos San Juan y Tula, ambos forman parte de la subcuenca alta del río Pánuco, en los límites de los estados de Querétaro e Hidalgo, con la finalidad de producir energía eléctrica en una cifra media anual de 1,292.4 GW/año (CFE, 1994). Se localiza entre las coordenadas 20° 45' Latitud Norte y 99° 45' Longitud Oeste, a una altitud de 1870m y ocupa aproximadamente 22.9 km² de espejo de agua (Hernández-Montaño y Orbe-Mendoza, 2002) (Figura 1).

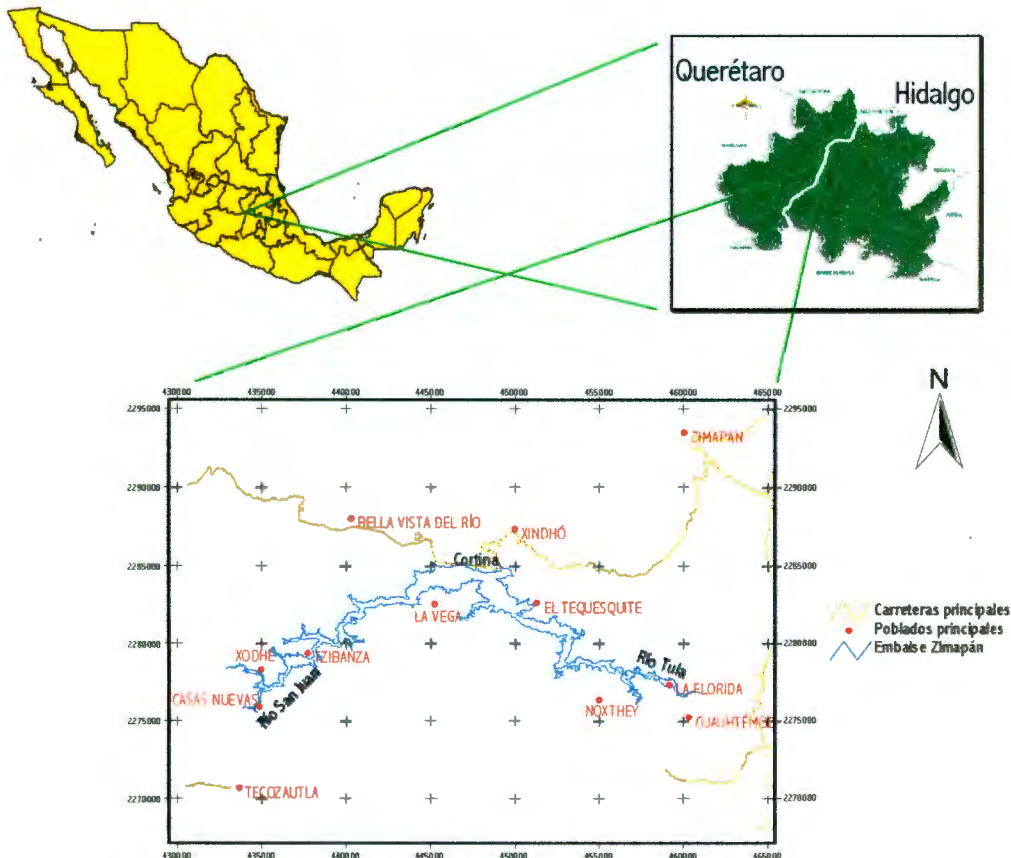


Figura 1. Localización del embalse Zimapán

Fisiografía

El embalse se encuentra en la Subprovincia Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo, dentro de la provincia del Eje Neovolcánico Transmexicano. Fisiográficamente, el área está definida por estructuras de rocas ígneas extrusivas como conos cineríticos, volcanes, calderas, flujos piroclásticos y mesetas de derrames lávicos. La estructura más importante de dicha área es La Caldera de Huichapan, localizada al sur del embalse (Rodríguez, 1999).

La mayor parte del embalse se encuentra encañonado entre cortes verticales y estrechos de terreno rocoso, de manera que se registran desniveles de hasta 260m en áreas próximas a la cortina (CFE, 1994). Las elevaciones más importantes que circundan el embalse son el Cerro de Piedra Azul, Cerro del Cirio, Cerro del Cedral, Cerro de La Pechuga y Cerro de Juárez. Existen barrancos como el de San Vicente o los Mármoles, con más de 300m de profundidad (Hernández-Montaña y Orbe-Mendoza, 2002).

Geología

En sus inmediaciones, tanto el río San Juan como el Tula tienen sus cauces sobre rocas volcánicas constituidas por brechas, tobas y derrames andesíticos y basálticos. El espesor de las rocas se estima en 200 m. La porción del embalse hacia el río Tula inunda rocas calizas de la formación El Doctor; no muestra un patrón intenso de fracturamiento, por lo que se estimó que no presentaba problemas de infiltración. El

tipo de rocas en las que se encuentra el embalse es favorable para el estancamiento, aunque localmente existen zonas con permeabilidades más altas (Rodríguez, 1999).

Cuenca

El embalse se localiza en la Región Hidrológica no. 26 Río Pánuco, que se integra por las cuencas de los ríos San Juan, Tula y una parte del Moctezuma. El río Tula es el colector general del Alto Pánuco, su principal tributario es el río Salado, sobre su cauce se encuentran los embalses de Taxhimay, Requena y Endho y drena una cuenca de 6, 660 km² (Crisóstomo, 1994).

El río San Juan constituye una cuenca de menores dimensiones que la anterior, nace de la confluencia de los arroyos San Ildefonso y El Zarco, se alimenta de los escurrimientos de la parte septentrional de la Sierra de Las Cruces, en las inmediaciones de Polotitlán y San Juan del Río y pasa por las presas Centenario y Paso de Tablas. Drena una cuenca de 3,062 km² en su recorrido de cerca de 175 km (Crisóstomo, 1994).

La cortina del embalse Zimapán se encuentra a 350 m de la confluencia natural de los dos ríos, en la boquilla del Cañón del Infiernillo, que tiene una separación de 200 m en la parte superior, 20 m en el cauce del río y una altura de 300 m.

Clima

El clima predominante de la región es el seco Tipo B, el cual cubre la mayor parte del área, y el semiseco (BS1) con lluvias en verano y con menos del 5% de

precipitación invernal. Su temperatura media anual es de 24.4°C, la máxima corresponde al mes de abril con 27.3°C y la mínima en diciembre con 10.5°C (García, 1973). La precipitación media anual es de 590 mm, con dos picos, uno en junio y el otro en septiembre. En la época de sequía se registran hasta 2.4 mm de precipitación en febrero y durante el período de noviembre a abril la sequía es marcada (Equihua, *et al.*, 1994).

Morfometría

El embalse tiene una orientación noroeste-sureste en forma de media luna, siguiendo el curso del río San Juan, hasta encontrarse con el río Tula, desde las inmediaciones del Valle de Tequisquiapan hasta los lomeríos de Zimapán. Las áreas bajas de playa son de corta formación y muy escasas, en sus partes más angostas tienen alrededor de 250 a 300 m de ancho, en tanto en las áreas más amplias presentan hasta 1,300 m (Hernández-Montaña y Orbe-Mendoza, 2002).

Abarca una superficie de 22.9 km² y su profundidad varía desde 2.5 m en la salida del manantial Taxhidó, hasta casi 200 m en las áreas próximas a los poblados del Tablón y El Saucillo, en el estado de Hidalgo, con una profundidad media de 67 m (CFE, 1994).

Hidrología

El volumen máximo estimado de operación del embalse es de 859 Mm³, con un área de 21.8 km², mientras que al nivel máximo extraordinario (NAME) tiene una

capacidad de almacenamiento de 1,426 Mm³ (Hernández-Montaña y Orbe-Mendoza, 2002).

El río San Juan, en la desembocadura al embalse, tiene un gasto de 2 m³/s, lo que indica que es la corriente que aporta menor caudal de agua, debido entre otras causas a que en su trayecto surte a 47 presas de almacenamiento y dos de derivación; adicionalmente aporta 791,000 m³ anuales para usos pecuarios y abastecimiento de agua potable a una población total de 35,000 habitantes, mediante la extracción de 804 Mm³ (CFE, 1994).

El río Tula que inicialmente se conoce como río San Jerónimo, nace en el Cerro de San Pablo, La Bufa, a una altitud de 3,800 m. Drena las aguas negras de la zona metropolitana del Valle de México, donde forma el colector general de la Región Hidrológica No. 26, que llega por el Tajo de Nochistongo, y aguas abajo recibe las aportaciones del río Actopan, siguiendo su curso al norte hasta unirse con el río San Juan, para dar origen al río Moctezuma. El escurrimiento anual de el río Tula es de 326.6 Mm³ anuales, con un gasto estimado de 12.3 m³/s (CFE, 1994).

Los aprovechamientos hidráulicos superficiales del río Tula exclusivamente se destinan para fines de riego en la producción agrícola y pecuaria, en los distritos de riego Tula, Ixmiquilpan, Jilotepec y La Concepción (CFE, 1994).

Vegetación

El paisaje de la zona es semidesértico, característico del Altiplano Central del país y corresponde a la Provincia Florística Neotropical, compuesta por vegetación típicamente xerófila. Se reconocen cuatro tipos de vegetación: matorral submontano, matorral desértico crasicaule, matorral desértico rosetófilo y bosque tropical caducifolio y subcaducifolio (Equihua *et al.*, 1994).

Pesquería

La pesca comercial la llevan a cabo cooperativas pesqueras que pertenecen a los poblados aledaños al embalse, mediante embarcaciones con motor fuera de borda. Las artes de pesca son en su mayoría redes agalleras, y el producto (principalmente tilapia), es vendido a intermediarios que lo transportan a la central de pescados y mariscos La Viga, en la ciudad de México, o a los mercados regionales.

Sitios de muestreo

A través de la consulta de cartas topográficas y de los estudios previos en el embalse Zimapán, aunado a las características de accesibilidad y profundidad, se consideraron como sitios de muestreo los siguientes (Fig. 2):

Taxidhó (sitio 1). Se ubica a los 20° 36' 02" N y -99° 39' 13" O. Representa la cola del embalse correspondiente al río San Juan, con fuerte flujo de agua, que además recibe aportes de agua termal. En esta parte, el río está bordeado por bosque de

galería y alcanza una anchura máxima aproximada de 10 m, profundidad promedio de 0.80 m y transparencia total.

La Isla (sitio 2). Se ubica a los 20° 36' 44" N y -99° 36' 11" O. Corresponde a la parte media del brazo del San Juan. Es una zona de características limnéticas, aunque con pequeñas porciones de aguas someras y protegidas, donde la abundante vegetación terrestre sumergida dificulta en gran medida la captura de peces.

La Cortina (sitio 3). Sus coordenadas son 20° 39' 33" N y -99° 29' 08" O. Cerca de la cortina del embalse. Representa la zona con las mayores características de un sistema léntico y también la parte más profunda del embalse; está ubicada en un área de paredes escarpadas, que sólo en un punto tiene una pequeña playa resultado de la presencia de un antiguo camino de terracería.

El Epazote (sitio 4). Localizado a los 20° 36' 17" N y -99° 27' 16" O. Es la porción central del brazo del embalse correspondiente al río Tula, posee paredes de tipo acantilado que reciben el desborde de un manantial que forma el arroyo El Epazote.

Tasquillo (sitio 5). Se sitúa a los 20° 35' 17" N y -99° 22' 48" O. Representa a la parte lítica del río Tula, con un cauce de aproximadamente 30 m y de alta velocidad de corriente; el muestreo en esta zona se llevó a cabo en remansos de la corriente principal.

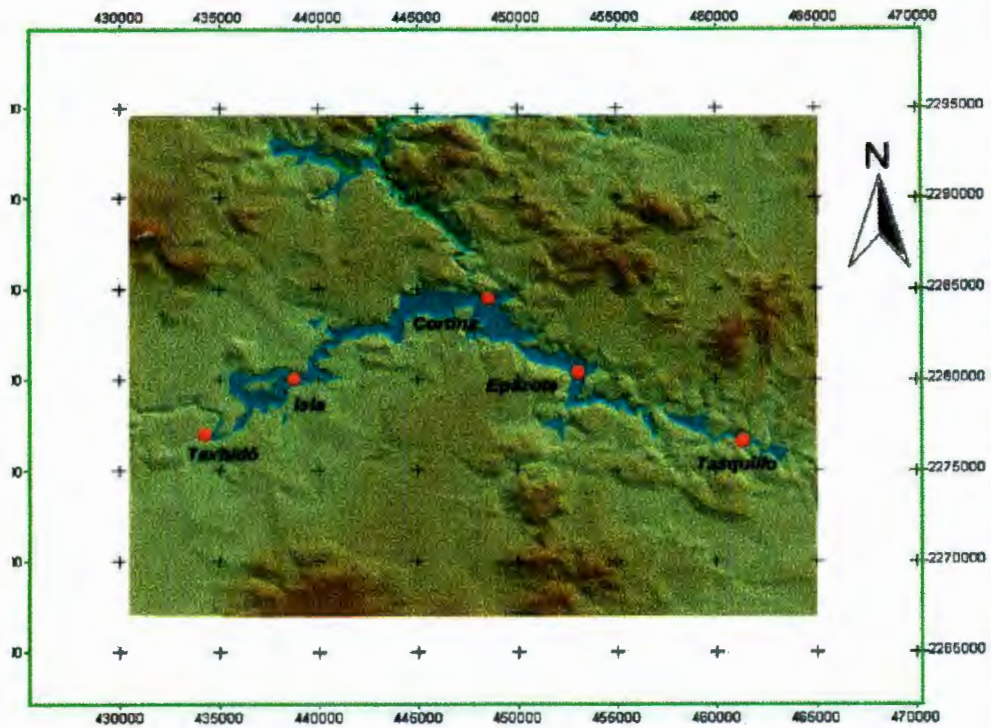


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo

IV. CAMBIOS EN LA CALIDAD DEL AGUA

Introducción

Uno de los efectos del embalsamiento de los ríos es la modificación de la calidad de agua en el nuevo sistema, que será diferente de las corrientes que lo alimentan (Sosa *et al.*, 1996). El cambio de un ambiente lótico a uno léntico permite predecir modificaciones en las características fisicoquímicas del agua, por ejemplo, en las concentraciones de oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, nutrientes, pH, estratificación de la temperatura, alcalinidad, dureza e incluso de toxones. Estos cambios a su vez influirán de forma selectiva en los organismos acuáticos, principalmente sobre los menos tolerantes (Nilsson y Berggren, 2000).

La calidad del agua del nuevo embalse dependerá, sobre todo, de las características del agua de los afluentes, de la morfometría del embalse y de la geología del área inundada. En este sentido es importante considerar que el principal afluente en términos de caudal y aforo es el río Tula, corriente permanente con alta carga de aguas residuales provenientes de la Ciudad de México y zonas industriales del norte de la Cuenca de México (Sosa, *et al.*, 1996).

Además de los patrones verticales, pero a diferencia de los lagos naturales, los embalses presentan un patrón longitudinal desde los afluentes hasta la cortina. En este gradiente se puede identificar la formación de tres zonas que difieren en su calidad de

agua y están determinadas por un gradiente en la velocidad del flujo y por tanto de sus densidades y patrones de sedimentación. Las zonas así identificadas son la fluvial o de influencia del río, con aguas poco profundas, con mayor velocidad de flujo, bien mezcladas, muestran poca penetración de luz y poseen alta carga de nutrientes alóctonos; le sigue aguas abajo una zona de transición, donde ocurre una sedimentación significativa por la pérdida de velocidad del agua y hay mayor penetración de luz; finalmente se halla la zona limnética o lacustre, con máxima penetración de luz y de profundidad, sedimentación de partículas inorgánicas baja, estratificación térmica y productividad autóctona (Sosa *et al.*, 1996; Nilsson y Berggren, 2000).

En el caso del embalse Zimapán, desde su construcción se planteó la posibilidad de que el aporte de nutrientes, en especial del río Tula, podría contribuir a su rápida eutrofización y de que la contaminación de sus aguas, en especial por coliformes y metales pesados, propiciara una mala calidad. Por otra parte, se contempló que la aparición de áreas en la zona lacustre, cuya profundidad rebasara los 100m, podía dar lugar al establecimiento, cuando menos temporalmente, de estratificaciones térmicas y químicas, que hicieran propicia la aparición de un hipolimnión grueso, anóxico, con tendencia a la acidez y con bajas concentraciones de nutrientes (Sosa, *et al.*, 1996).

Otro aspecto a considerar es el hecho de que el fondo del embalse se acumule una gran cantidad de materia orgánica en lenta descomposición, aunque ésta podría

verse atenuada por la naturaleza calcárea de las rocas de gran parte del embalse y la mezcla de aguas del hipolímneo por el retiro de agua para operación, lo que seguramente reduciría o neutralizaría la tendencia a la acidez del agua.

Por otra parte, en vista de los usos (domésticos, riego, pesca, recreación) que los habitantes de los alrededores del embalse y de las áreas agua debajo de la cortina hacen del agua, se juzga necesario ajustarlos con base en la calidad de agua, razón por la cual el presente estudio se considera como básico e indispensable para diseñar, sobre la base de las variables fisicoquímicas más adecuadas del embalse Zimapán, un monitoreo a largo plazo de los efectos ambientales, que tanto la evolución natural del ecosistema lacustre como la operación de la Central Hidroeléctrica puedan ocasionar sobre la calidad del agua. Este monitoreo permitirá tomar medidas correctivas en caso de que uno o varios aspectos relacionados con esta condición pudieran poner en riesgo grave la salud o la economía de los pobladores del área de influencia del embalse o el mantenimiento de la flora y fauna acuáticas, incluida la de las riberas.

Con base en lo antes expuesto, el objetivo de este capítulo es evaluar los cambios en la calidad del agua y del hábitat, desde los sistemas lóticos originales hasta después de la construcción de la presa.

Métodos

En cada uno de los cinco sitios de muestreo establecidos en el embalse (capítulo III), mensualmente, durante un año, se evaluaron algunos factores de calidad de agua *in situ* como pH, temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg/L), conductividad (mS/cm²), en la superficie (Taxhidó y Tasquillo, porción lótica o colas del embalse) y a cada metro (hasta los 10 m) en los sitios La Isla, La Cortina y El Epazote, por ser los de mayor profundidad (porción léntica o lacustre). Estas lecturas se llevaron a cabo con un medidor multiparamétrico marca Horiba. La transparencia fue medida en cada sitio con un disco de Secchi (Wetzel y Likens, 1979). Al mismo tiempo, se colectaron muestras de agua, las cuales se analizaron mediante métodos espectrofotométricos con un equipo Hach DRL 2010, para cuantificar turbidez (FTU= unidades de formación de turbosina), sólidos suspendidos totales, nitratos, amonía, fosfatos totales y sulfatos (estos últimos factores en mg/L). La toma de muestras siempre se llevó a cabo entre las 9 y las 16 horas, siguiendo en todas las ocasiones la misma secuencia de los sitios de muestreo. Cada muestra se colocó en un recipiente de 500 mL y se mantuvo en hielo y en la oscuridad; en el laboratorio se les refrigeró hasta la realización de los análisis fisicoquímicos, efectuados antes de las 24 horas siguientes.

Con la finalidad de identificar las variables que determinan la calidad el agua y del hábitat, se llevó a cabo un análisis de componentes principales con la matriz de correlaciones entre las distintas variables medidas, utilizando tanto los valores

promedio como los individuales de cada sitio y de cada muestreo. También, se efectuó un análisis de similitud con los valores promedio de cada sitio, mediante el método de Ward's por distancias euclidianas, que permitió observar la semejanza entre los sitios, en cuanto a su calidad ambiental. Ambos análisis se efectuaron con el paquete estadístico JMP ver. 3.2.

Resultados

Calidad de Agua

En las tablas 1 y 2, se pueden observar los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos obtenidos a partir de los análisis *in situ* y de laboratorio, con respecto a la calidad de agua en el embalse.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos tomados *in situ*.

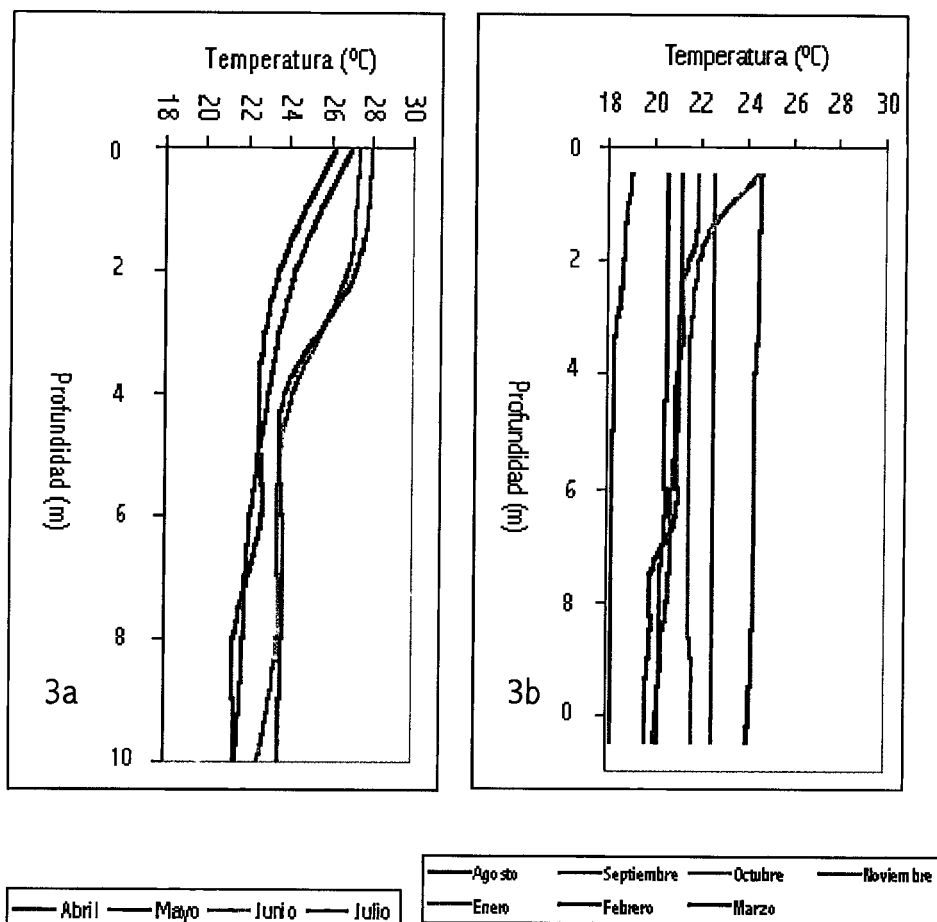
SITIO	PH (\pm)	Temp., °C (\pm)	O.D., mg/L (\pm)	Cond., mS/cm ² (\pm)	Transp., m (\pm)
Taxhidó	7.51 (0.23)	32.8 (1.28)	6.6 (1.17)	0.592 (0.12)	Total
La Isla	8.19 (0.34)	23.3 (2.18)	8.11 (2.36)	1.25 (0.40)	1.7 (0.75)
Cortina	8.27 (0.36)	23.3 (2.0)	7.55 (3.25)	1.54 (0.11)	1.65 (0.57)
Epazote	8.33 (0.22)	23.6 (2.71)	7.01 (3.14)	1.61 (0.07)	1.34 (0.44)
Tasquillo	7.97 (0.11)	20.97 (2.17)	7.41 (1.05)	1.74 (0.08)	0.20

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos analizados en laboratorio.

Sitio	Sólidos suspendidos (mg/L) (\pm)	Turbidez (FTU) (\pm)	Nitratos (mg/L) (\pm)	Amonia (mg/L) (\pm)	Fosfatos (mg/L) (\pm)	Sulfatos (mg/L) (\pm)
Taxhidó	4.9 (2.68)	10 (4.71)	1.15 (0.20)	0.23 (0.06)	1.58 (1.07)	47.4 (32.01)
Isla	14 (7.29)	17.9 (8.71)	1.27 (0.28)	0.35 (0.06)	2.19 (0.65)	123.2 (30.54)
Cortina	23.6 (27.38)	20.3 (11.62)	2.15 (0.40)	0.4 (0.32)	2.53 (0.78)	126.3 (20.23)
Epazote	24.2 (4.80)	21.6 (8.23)	3.05 (0.58)	0.405 (0.07)	2.11 (0.46)	122.8 (9.74)
Tasquillo	35.5 (18.77)	44.6 (19.72)	4.8 (0.76)	0.53 (0.23)	2.36 (0.80)	128.7 (14.88)

Temperatura

Durante el ciclo de muestreo se presentó un período de estratificación térmica en la porción léntica (Isla, Cortina y Epazote) que inició en la primavera (abril), llegando a su máximo en el mes de julio, definiéndose el epilimneo, mesolimneo e hipolimneo (Fig. 3a). En el invierno (septiembre a enero), se llevó a cabo la recirculación de la columna del agua al disminuir la temperatura e igualarse las densidades de superficie y fondo (Fig. 3b).



Figuras 3a y b. Periodo de estratificación y recirculación de la columna de agua en la zona más profunda (Cortina).

La posición y el grosor de los estratos térmicos (epilimneo, mesolimneo e hipolimneo) cambió con el tiempo, de tal manera que de abril a julio el epilimneo gradualmente se fue haciendo más profundo, desplazando al mesolimneo y al hipolimneo hacia el fondo; el mesolimneo fue disminuyendo su grosor y hubo un aumento de la temperatura en la superficie, que ocasionó una diferenciación de las densidades de los tres estratos, favoreciéndose la estratificación. La termoclina se encontró entre 1 y 4 metros de profundidad (Fig. 3a).

Durante el otoño e invierno, las temperaturas disminuyeron en la superficie y se homogeneizaron en la columna de agua, cuando menos en los primeros 10 m de profundidad, lo que dio paso a la recirculación del sistema, condición que se mantuvo hasta marzo o abril del siguiente año (Fig. 3b).

La temperatura fue prácticamente uniforme en la porción lacustre del embalse, pues la variación entre los sitios de muestreo correspondientes a esta zona es casi nula (Tabla 1), tanto en sentido vertical como horizontal; sin embargo, existieron diferencias con respecto a las colas del embalse, puesto que en el área de influencia del río San Juan, el aporte de agua del manantial hace que la temperatura de esa porción siempre esté por encima de los 30°C, por lo contrario, durante todo el año el agua del río Tula se mantiene más fría que la del resto del embalse (Tabla 1).

Estos resultados señalan, entonces, que la distribución térmica determina la formación de dos gradientes, uno vertical, de la superficie al fondo de la columna de agua, y otro horizontal, que va de las colas del embalse a la cabecera del mismo.

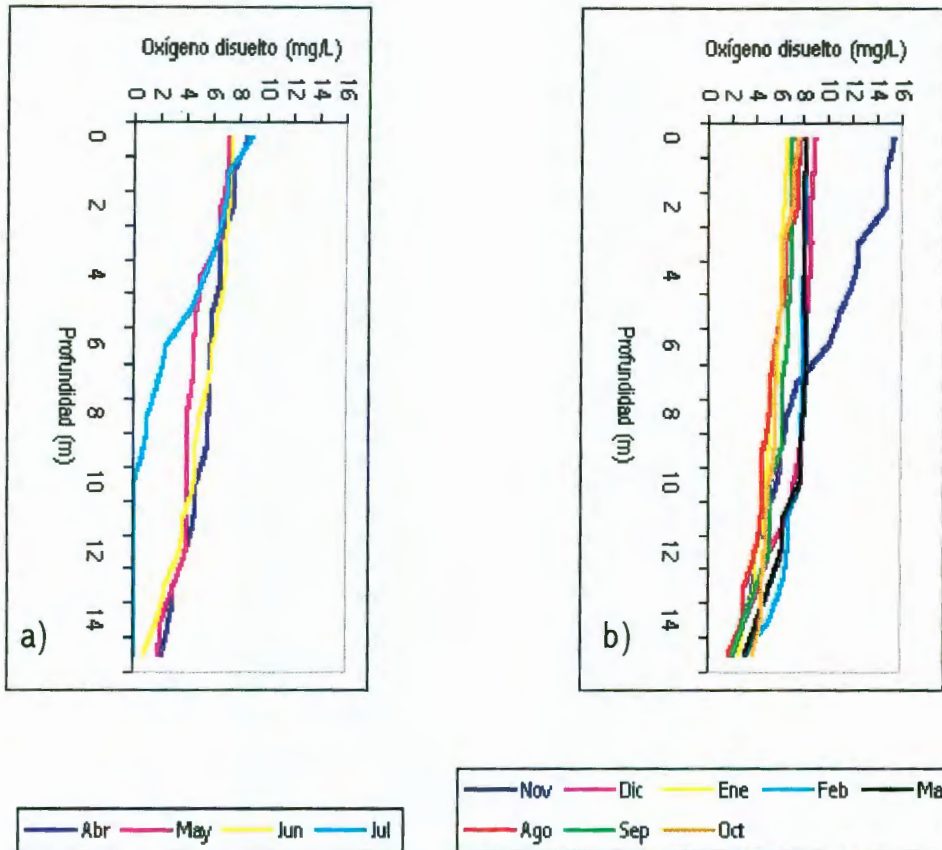
Las termoclinas secundarias o termoclinas epilimnéticas se asocian con días de intensa radiación, lo que se traduce en calentamiento de la superficie, coincidentes con la falta de viento. Este tipo de eventos se apreciaron en Zimapán en julio, entre la superficie y el primer metro de profundidad (Fig. 3a); el clima de la región puede favorecer su presencia, sobre todo cuando hay días completamente despejados y cálidos.

Oxígeno

Durante la mayor parte del ciclo de muestreo, el oxígeno tuvo una distribución vertical de tipo clinogrado. Dicha distribución es común cuando la producción de biomasa es alta en el epilimneo, pero la gran cantidad de materia orgánica que se produce llega a las capas inferiores y abate la concentración del oxígeno e incluso su agotamiento total en el hipolimneo.

Durante el período de estratificación térmica, hubo gran cantidad de oxígeno, uniformemente distribuido en los primeros seis metros de profundidad (Fig. 4a). A partir del mesolimneo, el oxígeno disminuyó de manera brusca, hasta agotarse por completo alrededor de los 10 m de profundidad.

En el otoño e invierno, la recirculación en la columna de agua permitió una reoxigenación de profundidades mayores (Fig. 4b), de tal suerte que el oxígeno se encontró hasta los 15 m de profundidad, lo anterior, debido a la disminución de la temperatura durante esos meses.



Figuras 4a y b. Variación del oxígeno disuelto en la columna del agua, durante los períodos de estratificación (a) y recirculación (b), en la zona más profunda (Cortina).

El comportamiento del oxígeno permite clasificar al embalse Zimapán como un sistema eutrófico, con una sobresaturación de oxígeno en la superficie, principalmente debida a la producción primaria epilimnética, mientras que en el hipolimneo, la oxidación de la materia orgánica y los procesos de respiración son los principales factores que contribuyen al agotamiento del oxígeno.

En la superficie del embalse, las variaciones de oxígeno no mostraron mayores diferencias, excepto en la zona de influencia del río San Juan, donde debido a las altas temperaturas, la concentración de oxígeno siempre fue menor que en el resto del ecosistema. De manera general el oxígeno fue alto, registrándose los valores máximos (16 mg/L) en el mes de noviembre, coincidiendo con el periodo de recirculación.

Conductividad

Este parámetro tuvo variaciones espaciales y temporales (Fig. 5). Durante todo el ciclo de muestreo, Taxhidó (porción lítica) mostró los valores más bajos, mientras que en el resto de los sitios, este factor tuvo un comportamiento relativamente más homogéneo, aunque en La Isla se presentaron algunas oscilaciones temporales.

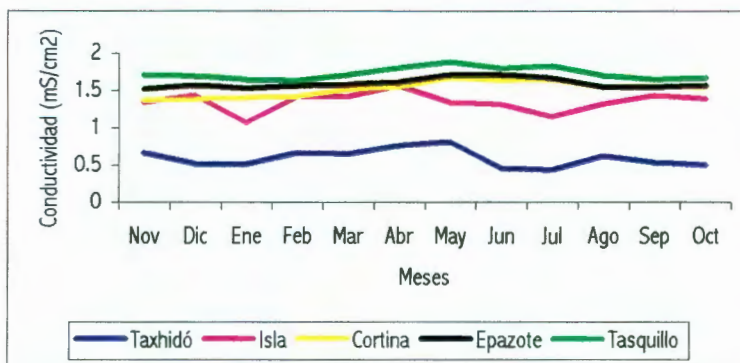


Figura 5. Variación espacio-temporal de la conductividad, en la superficie de cada sitio de muestreo.

Las cifras mayores en este parámetro correspondieron al periodo entre mayo y agosto, principalmente para La Cortina, Epazote y Tasquillo (1.66, 1.71 y 1.88 mS/cm²

respectivamente), mientras que las menores se tuvieron en junio en Taxhidó (0.433 mS/cm²).

pH

Durante el ciclo de muestreo el pH de la porción lacustre del embalse se mantuvo en la parte básica de la escala, en la superficie y hasta los 10m de profundidad. En la superficie osciló de la zona lótica a la léntica, entre 7.3 y 8.5 respectivamente, registrándose todo el tiempo los valores más bajos en el área de influencia de los afluentes y más altos en el área de la cortina (Fig. 6).

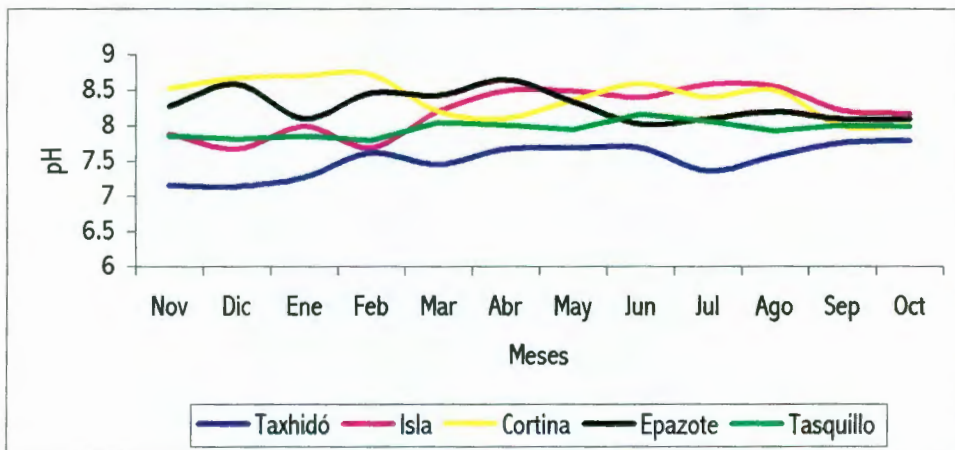


Figura 6. Variación espacio-temporal del pH en la superficie de cada sitio de muestreo.

Por otra parte, en la zona profunda del embalse (Isla, Cortina y Epazote), el pH prácticamente no mostró variaciones hasta los 10 m de profundidad, oscilando entre los 8.2 y 8.5 de superficie a fondo. De todos los parámetros analizados, el pH fue el único que se mantuvo constante durante todo el año de estudio, aunque es importante

mencionar que tal vez a mayor profundidad existan variaciones de este factor, sin embargo el análisis no fue posible debido a que no se contaba con el equipo necesario.

Sólidos suspendidos

Una medida directa del material particulado en la columna de agua, son los sólidos suspendidos, que además contribuyen a la coloración y al grado de turbidez de los cuerpos de agua. En el embalse Zimapán, los valores de sólidos suspendidos mostraron durante todo el año concentraciones altas, que en Cortina y Tasquillo llegaron hasta 100 y 120mg/L respectivamente; por lo contrario, en Taxhidó los sólidos suspendidos fueron escasos todo el tiempo (Fig. 7).

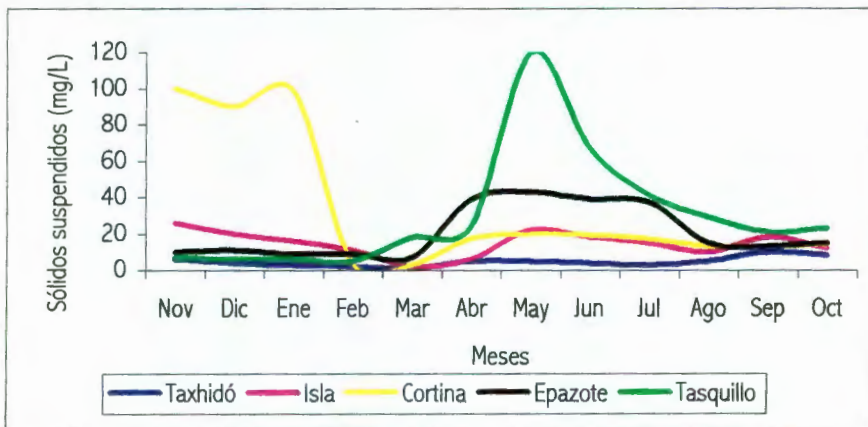


Figura 7. Variación espacio-temporal de los sólidos suspendidos, en la superficie de cada sitio de muestreo.

Turbidez

En este parámetro se observa un gradiente que va desde el río San Juan, donde se registraron en todo el ciclo de muestreo los valores más bajos de turbidez, hasta el río Tula, donde se obtuvieron siempre los más altos (Tabla 2).

La tendencia temporal de la turbidez fue disminuir hacia el final de la estratificación (julio) e incrementarse a partir de agosto (Fig. 8), principalmente por la influencia de las lluvias y el aporte de sedimentos por los afluentes que llegan al embalse.

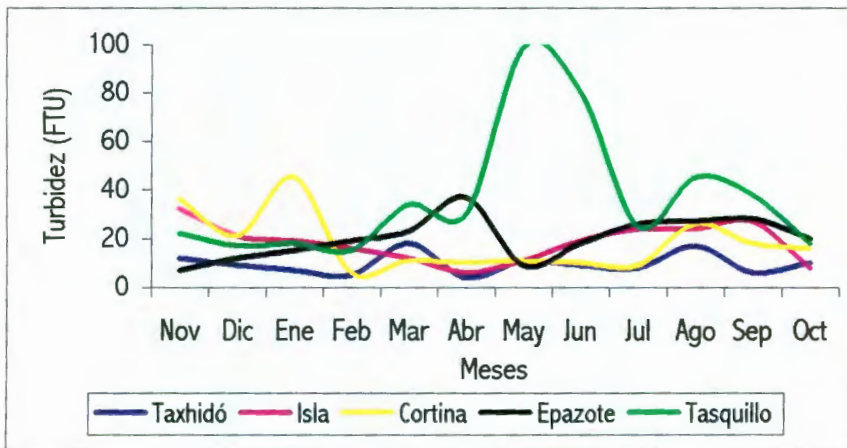


Figura 8. Variación espacio-temporal de la turbidez en la superficie de los sitios de muestreo.

Además, coincidiendo con la estratificación, se registraron mayores valores a los 10 m de profundidad (39 FTU) que en la superficie (22 FTU), mientras que en el resto del año se mantuvieron valores similares en esa parte de la columna del agua.

Transparencia

Las mayores transparencias Secchi se encontraron en el río San Juan (Taxhidó), puesto que se aprecia totalmente el fondo del cauce, aunque se trata de un sitio somero cuya profundidad promedio es de 0.50 m; sin embargo, en el río Tula, aún cuando también es poco profundo, la transparencia es prácticamente nula (0.20 m) (Tabla 1), debido a la gran cantidad de sólidos suspendidos.

Con respecto a la zona léntica (Isla, Cortina y Epazote), la transparencia entre noviembre y abril fue homogénea, aunque el valor mayor, de hasta 3m, se registró en La Isla (Fig. 9), sobre todo durante los meses de invierno (recirculación), y los más bajos se presentaron en la temporada cálida (mayo y junio), reflejando la relación inversa que existe con la turbidez, además de la influencia de los sólidos suspendidos y la cantidad de organismos presentes en el cuerpo de agua.

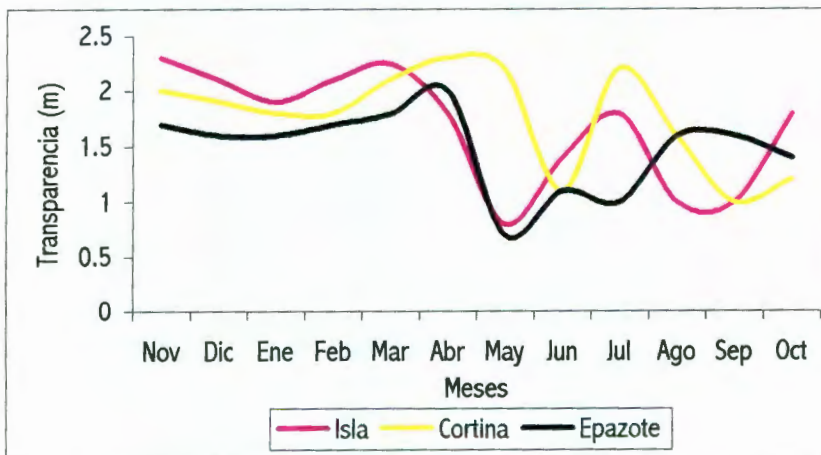


Figura 9. Variación espacio-temporal de la transparencia en la zona lacustre.

Nitratos

La concentración de nitratos mostró una variación espacial, en la que se puede apreciar un gradiente que va de la zona correspondiente al río San Juan (Taxhidó), donde los valores son los más bajos (entre 0.7 y 1.4mg/L), hasta el río Tula (Tasquillo), donde se obtuvieron las concentraciones mayores (3.2 a 5.6mg/L) (Fig. 10).

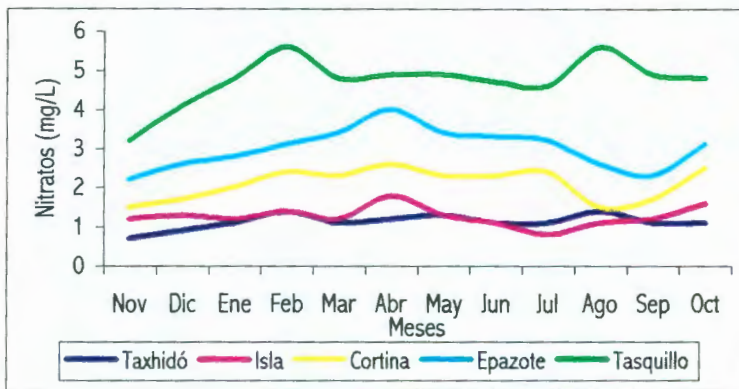


Figura 10. Variación espacio-temporal de los nitratos, en la superficie de cada uno de los sitios de muestreo.

También, temporalmente se registró una variación, con valores máximos durante el inicio (abril) y final de la estratificación (julio-agosto) (Fig. 10), coincidiendo con florecimientos algales, y disminuyeron el resto del ciclo de muestreo, cuando cambiaron las abundancias de algunas especies del fitoplancton. Por otra parte, los nitratos no mostraron variaciones en la columna del agua, cuando menos en los primeros 10 m de profundidad, que fueron los que se analizaron.

Amonio

En el caso de este factor, la variación espacial fue importante, sobre todo en los sitios La Cortina y Tasquillo, mientras que los otros tres mostraron valores similares (Fig. 11), aunque nuevamente la menor concentración de esta variable se obtuvo en Taxhidó (0.18 mg/L), durante los meses de septiembre a enero. Con respecto a las cifras mayores, éstas se encontraron durante los meses de octubre, noviembre y mayo, en los sitios La Cortina Y Tasquillo (hasta 1.31 mg/L).

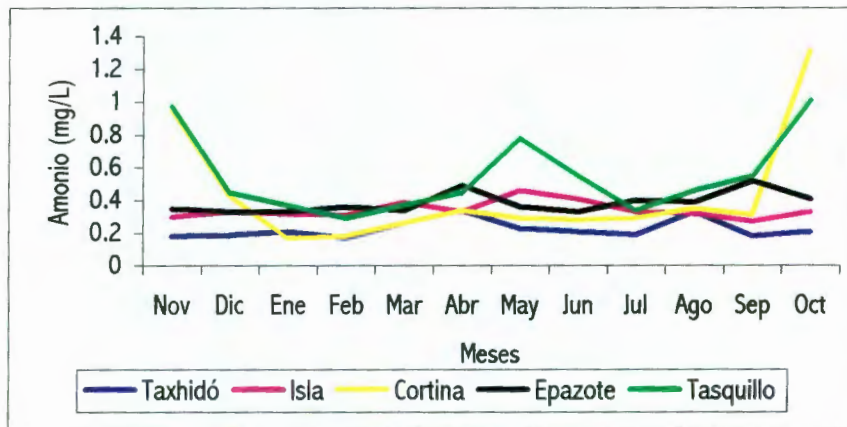


Figura 11. Variación espacio-temporal del amonio, en la superficie de cada uno de los sitios de muestreo.

Fosfatos

Al igual que los nitratos, los fosfatos mostraron oscilaciones espaciales y temporales, dado que nuevamente los valores más altos (hasta de 3.8mg/L, en febrero y octubre) se registraron en el río Tula, y los más bajos en el río San Juan, excepto durante febrero y abril, cuando hubo un aumento significativo de este nutrimento (Fig. 12).

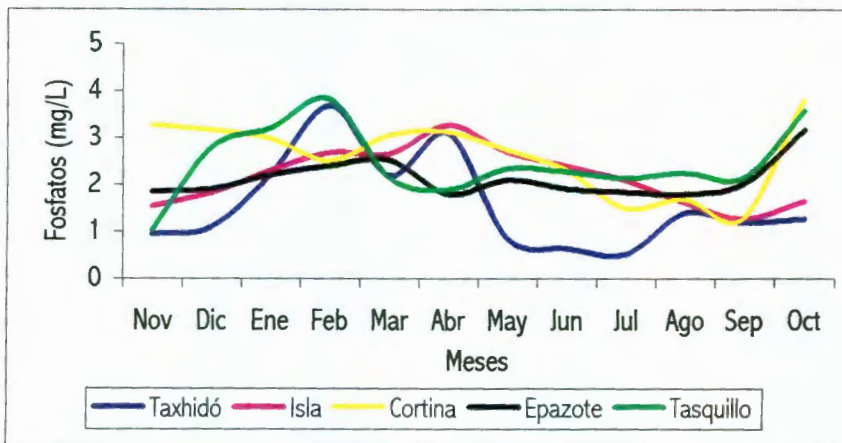


Figura 12. Variación espacio-temporal de los fosfatos, en la superficie de cada sitio de muestreo.

Con respecto a la distribución vertical en la zona lacustre, los fosfatos se mantuvieron constantes en los primeros metros de profundidad (2.98-3.5 mg/L), siendo ligeramente más altos a los 10 m (3.8 mg/L), sobre todo en la época de estratificación.

Sulfatos

La concentración de sulfatos fue muy similar en todo el embalse, excepto en Taxhidó (río San Juan), donde los valores encontrados estuvieron muy por debajo del resto del ecosistema, con excepción de julio, cuando hubo un incremento alto en los valores de este parámetro. Los sulfatos constituyen un factor importante en lo que se refiere a la liberación del fósforo soluble, que se mantiene en los sedimentos en forma de fosfatos de hierro insolubles y que puede surgir con la generación de hierro sulfhídrico, dando lugar al proceso de aporte de fósforo sedimentogénico (Wetzel, 1975) (Fig. 13).

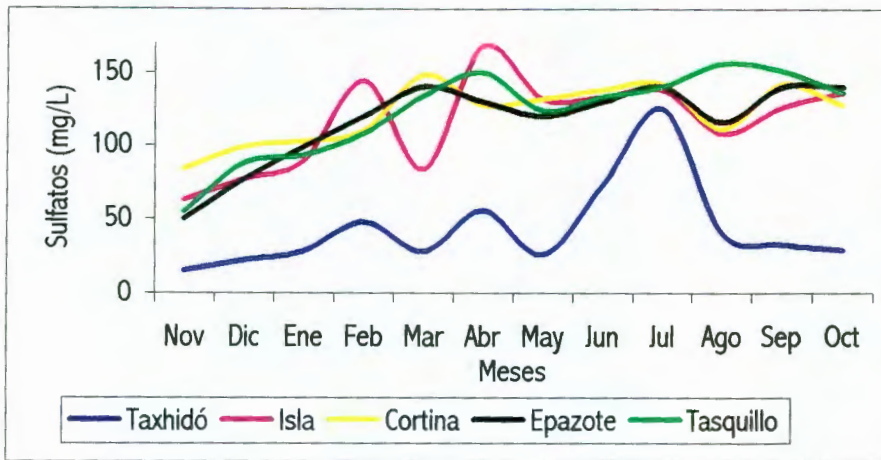


Figura 13. Variación espacio-temporal de la concentración de sulfatos en cada sitio de muestreo.

La concentración de sulfatos generalmente fue mayor a los 10 m de profundidad (150 mg/L) que en la superficie (118 mg/L), sobre todo durante el periodo de estratificación (abril-julio), mientras que en la recirculación tendió a ser más homogénea en los 10m de profundidad muestreados (110-122 mg/L).

Variables que determinan la calidad de agua

Utilizando los parámetros de calidad de agua de cada sitio de muestreo, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (Tabla 3, Fig. 14a y 14b) para identificar las variables que determinaron el comportamiento limnológico del embalse Zimapán durante el periodo de muestreo.

Tabla 3. Eigenvalores obtenidos del análisis de componentes principales para las variables de calidad de agua.

Eigenvalor	8.0677	1.5818	0.2066
Porcentaje	80.6769	15.8179	2.0659
Porc. Acumulado	80.6769	96.4948	98.5607
Eigenvectores			
Sólidos suspendidos	0.33139	0.24563	0.11830
Turbidez	0.28405	0.45024	-0.26129
Nitratos	0.27117	0.48862	0.36833
Amonia	0.33768	0.22418	-0.04871
Fosfatos	0.31420	-0.20866	-0.63724
Sulfatos	0.33382	-0.24450	-0.03285
PH	0.26078	-0.49994	0.50918
Conductividad	0.34740	-0.02176	0.29710
Oxígeno	0.32335	-0.28308	-0.08346
Temperatura	-0.34428	0.11862	0.13433

Los dos primeros componentes explicaron el 96% de la variación total. En el primer componente, las variables con mayor peso son la conductividad, temperatura, amonia, sulfatos y sólidos suspendidos (eigenvalores >0.33), mientras que en el segundo componente, el pH, los nitratos y la turbidez tuvieron los valores más altos (eigenvalores >0.45).

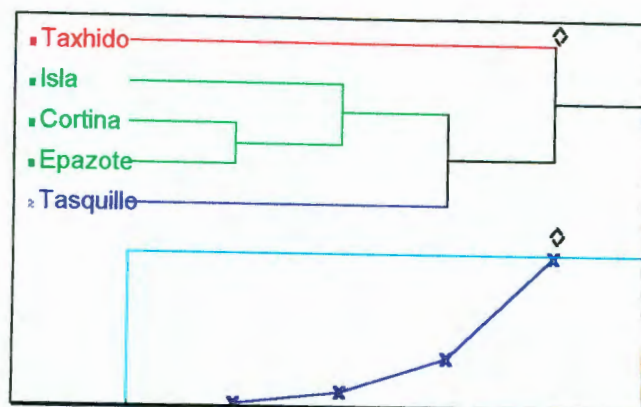


Figura 15. Análisis de similitud de sitios con respecto a su calidad de agua.

Discusión

Desde una perspectiva general, existe una tendencia al aumento en la concentración de los parámetros analizados desde el sitio 1 (Taxhidó, en el extremo del embalse correspondiente al río San Juan), hasta el sitio 5, (Tasquillo, extremo opuesto, correspondiente a la desembocadura del río Tula). Esto permite reconocer que la mejor calidad de agua está en la zona del río San Juan y La Isla, misma que va disminuyendo hacia la Cortina y alcanza su estado más crítico en la porción del río Tula.

Con base en los muestreos efectuados en la columna de agua, se apreció que en los 2-10 metros de profundidad a la superficie, hubo una diferencia en temperatura de alrededor de 4°C. Así mismo, se detectó que a los 15 m de profundidad se agota el oxígeno disuelto, lo que directamente repercute en la distribución de la biota acuática.

El comportamiento de los nutrientes en el embalse, coincide con lo que se ha reportado para otros cuerpos de agua, sobre todo en lo concerniente a la

concentración de fosfatos, que generalmente es menor en el epilimneo que en el hipolimneo, como en el caso del lago de Atezca (Díaz-Pardo, 1986, 2002) y del embalse Ignacio Allende (López-López y Soto-Galera, 1993), donde la ausencia de oxígeno en los sedimentos favorece la liberación de los fosfatos, que se mantienen como productos de descomposición. Esta relación inversa se observó en el presente estudio durante la mayor parte del año de muestreo.

Es importante mencionar que los valores de los nutrientes registrados en el presente trabajo son mucho menores a los reportados por Sosa *et al.* (1996), quienes encontraron en Taxhidó concentraciones promedio de nitratos y fosfatos de 6.28 y 14.46 mg/L respectivamente y de 40.59 y 12.14 mg/L en Tasquillo, que bien puede deberse al efecto diluyente del volumen de agua dado por la profundidad del embalse.

Considerando la concentración promedio de fósforo en el embalse (2.15mg/L), el sistema cae en la clasificación de hipereutrófico, por lo que se tendrían que reducir las concentraciones de este parámetro, si se busca disminuir el grado de eutrofia.

A partir del análisis de componentes principales, es posible inferir que las principales variables que determinaron la baja calidad del agua en el embalse fueron las concentraciones altas de nutrientes, así como de sólidos suspendidos y disueltos, especialmente en las colas de embalse (Tasquillo).

En cuanto a otras características de la calidad de agua del embalse, (Sosa, *et al.*, 1996) destacan su dureza, la cual aparentemente está determinada por el sustrato

geológico sobre el cual está asentado el cuerpo de agua y ha ido en aumento desde su construcción, especialmente en la zona lacustre (416.7mg/L), lo que impide que el agua sea considerada como potable por el sabor desagradable que le confiere.

Aun cuando en el presente trabajo no se llevó a cabo un análisis de la concentración de metales pesados en el agua, en los resultados obtenidos por Sosa *et al.* en 1996, el mercurio alcanzó valores por arriba del máximo permitido (hasta 0.326mg/L) y se menciona que este contaminante proviene probablemente de las descargas de zonas industriales hacia el río Tula o de las actividades mineras de la región. Además, el estudio toxicológico de peces en ese mismo año reveló altas concentraciones de plomo y cadmio (1.071mg/kg y 0.045mg/kg respectivamente) en el músculo de tres especies (*Oreochromis mossambicus*, *Lepomis macrochirus* y *Cyprinus carpio*), lo que indicó que la bioacumulación de dichos metales, y posiblemente otros como el mercurio, está ocurriendo en los consumidores secundarios del embalse (Díaz-Pardo, *et al.*, 1996).

Lo anterior no solo puede tener consecuencias negativas para la actividad pesquera que ha ido en aumento, sino también para la fauna y flora silvestre; por ejemplo, las poblaciones de aves acuáticas que se están estableciendo en el ecosistema podrían verse afectadas por estar en el pico de la cadena alimentaria al depender la mayoría de ellas de peces e invertebrados acuáticos para su alimentación.

Con respecto al uso, el agua del embalse está restringida, si se consideran los criterios determinados por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología del estado de Querétaro, así como los de la Norma de Agua Potable, de acuerdo con los valores dados en la tabla 4.

Tabla 4. Criterios de calidad de agua para determinados usos de acuerdo a la SEDUE y a la Norma de Agua Potable.

Concepto	Agua Potable	Riego	Protección vida acuática	vida silvestre
PH	6.9-8.5	4.5-9	<9	
Sólidos suspendidos mg/L	---	50	25	
Nitratos (mg/L)	5	---	0.025	
Fosfatos (mg/L)	0.1	---	0.0059	
Sulfatos (mg/L)	250	130	0.005	
Coliformes fecales	Ausentes	1000	200	

En el caso de coliformes fecales, este dato se tomó de análisis efectuados por la Secretaría de Salud (1999), quienes registran un valor de 78865.54 NMP/100mL, esta misma dependencia menciona que otros parámetros que sobrepasan la Norma de Agua Potable son la concentración de detergentes, grasas, aceites y mercurio, además de los señalados en la tabla anterior.

Conclusiones

De acuerdo a lo anteriormente expuesto, la calidad del agua del embalse Zimapán, se ha visto modificada de tal manera que en los sistemas lóticos originales el

agua tenía una concentración de oxígeno promedio de 7 mg/L, los sólidos suspendidos y la turbidez eran bajos, al igual que los nutrientes (Díaz-Pardo, comunicación personal), mientras que en la actualidad, el oxígeno es más bajo y llega al agotamiento en los primeros 15 m de profundidad. También, han aumentado considerablemente la turbidez, sólidos suspendidos y nutrientes.

Además, hay un gradiente de calidad de agua, donde la mejor es en la zona de influencia del río San Juan y la menos adecuada en la porción correspondiente al río Tula.

El embalse presenta un período de estratificación en verano y uno de recirculación en invierno, que influyen en las características fisicoquímicas del agua.

Por último, y con base en los criterios de calidad, el agua del embalse Zimapán no puede ser usada como agua potable ni para riego, ni tampoco para el cultivo y protección de fauna silvestre acuática, por las altas concentraciones de nutrientes, de sólidos suspendidos y de coliformes fecales, además de las cantidades que presenta de metales pesados.

V. CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL FITOPLANCTON

Introducción

Una forma de clasificar a los sistemas acuáticos es con base en la cantidad de nutrimentos presentes en sus aguas, de tal manera que se reconocen a los oligotróficos como aquellos que en términos generales tienen poca concentración de nutrimentos, los mesotróficos se caracterizan por llegar a tener uno o dos máximos de biomasa de diatomeas y concentraciones de nutrimentos entre medias a moderadas y a los sistemas eutróficos que alcanzan niveles de biomasa muy altos durante periodos de tiempo largos, con fluctuaciones irregulares (Harper, 1992).

El proceso de eutrofización puede ser natural o artificial, como consecuencia del enriquecimiento con nutrimentos como el nitrógeno y fósforo. Cuando es artificial los nutrimentos pueden provenir de diferentes fuentes, principalmente domésticas, de zonas cultivadas, industriales, etc. En los embalses, el proceso de eutrofización puede verse alterado, debido al aporte de los ríos que contribuyen a su llenado.

El grado de eutrofización directamente influye en la composición de la comunidad fitoplanctónica, la cual es la base de las cadenas tróficas en los sistemas acuáticos. Los nutrimentos son aprovechados por los productores primarios como las macrófitas y las algas. Al haber un exceso de nutrimentos se favorece un incremento en la biomasa de algunas especies como las cianofíceas, y en la productividad, lo que

provoca cambios en sus patrones temporales. En los sistemas eutróficos los cambios de las especies fitoplanctónicas pueden conducir a incrementos en la biomasa de algas, en particular las cianofíceas, lo que puede incrementar la producción de toxinas y el consumo de oxígeno (Harper, 1992).

El más frecuente de los problemas en la calidad del agua de lagos y embalses es el crecimiento excesivo del fitoplancton estimulado por altas concentraciones de nutrientes, sobre todo fósforo y nitrógeno, las medidas de control de estos florecimientos de algas usualmente se han enfocado en el abatimiento de los nutrientes. Sin embargo, una reducción en las concentraciones de nutrientes puede resultar no solo en una menor abundancia de algas, sino también en una reducción de las poblaciones de peces, debido a los flujos de energía desde la base, hasta el ápice de la cadena alimenticia (mecanismo “bottom-up”) (Ney, 1993).

En los últimos años, se ha analizado otra alternativa de manejo, en la que se considera que la estructura y abundancia de una comunidad puede también ser influenciada desde el ápice de la cadena alimenticia, hacia su base. Este efecto llamado “top-down” ha sido señalado como potencial para el control de los florecimientos de algas a través de manipulaciones de las poblaciones de peces (Carpenter *et al.*, 1985; 1994, McQueen *et al.*, 1989; Evans, 1992; Kitchell, 1992), y se ha estudiado desde 1975, cuando se propuso dicho concepto, el cual se ha documentado en casi 40

sistemas lacustres, principalmente en Estados Unidos de América, Canadá y Europa (Phillips y Moss, 1993; Romo *et al.*, 1996).

De lo anterior se deduce el que, lo que ocurra en la comunidad fitoplanctónica se verá reflejado en toda la biota del ecosistema y viceversa. Por otra parte, debido a la estrecha relación entre la calidad del agua y las especies presentes, las algas son muy usadas como indicadores de las condiciones fisicoquímicas de los sistemas acuáticos, como es el caso de las diatomeas y algas verdes, que son indicadoras del grado de eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Ney, 1993; Vázquez, 1996).

Con base en lo antes expuesto, se planteó la importancia de determinar los cambios en la composición y dominancia del fitoplancton, desde el represamiento de los ríos San Juan y Tula hasta la actualidad, como apoyo a la generación de un diagnóstico trófico del embalse Zimapán, así como identificar las especies que puedan ser indicadoras de la calidad ambiental.

Métodos

Colecta del fitoplancton

Para determinar la composición de la comunidad fitoplanctónica se filtraron, durante 18 meses, 50 litros de agua procedente de cada uno de los sitios de muestreo, a través de redes con abertura de malla de 40 micrómetros. El filtrado se fijó en solución de formol al 4%, para su preservación.

Identificación taxonómica

El reconocimiento taxonómico de las especies colectadas durante el ciclo de muestreo se llevó a cabo con un microscopio compuesto y mediante el uso de las claves de identificación de Tiffany y Britton (1952), Prescott (1962) y Bourrelly (1968, 1970).

Cuantificación del fitoplancton

Las muestras de fitoplancton fueron cuantificadas con un microscopio invertido por medio de la técnica de Uthermol (Schwoerbel, 1975), para lo cual se usaron celdas de 25 mm de diámetro y 25 mL de capacidad, la muestra se agitó antes de colocarla en la celda correspondiente y se dejó reposar durante 24 horas antes de la cuantificación, con el propósito de que sedimentara todo el fitoplancton. La cuantificación se efectuó por transectos, contando el total de individuos de cada una de las especies presentes, los datos obtenidos se transformaron a individuos por litro.

Biomasa

Se determinó la variación espacial y temporal de la biomasa de la comunidad en cada uno de los cinco sitios de muestreo, mediante la cuantificación mensual de la clorofila *a*, a través del filtrado de 50 a 300 mL de agua en un disco de fibra de vidrio de 45 μ m, que se depositó en un tubo de ensaye con 25 ml de metanol al 90%, con el fin de extraer el pigmento, el tubo se cubrió con papel aluminio para mantenerlo en oscuridad y se refrigeró para su transporte al laboratorio. La muestra se llevó al

espectrofotómetro y se midieron las absorbancias a longitudes de onda de 665, 650 y 635, para obtener la concentración en mg/L se emplearon las ecuaciones sugeridas por Meeks (1974) y Jones (1979).

Riqueza y Diversidad

En el análisis de la riqueza y diversidad se consideró la variación temporal y espacial de la composición cualitativa y cuantitativa de las especies más abundantes. Se determinó la diversidad de la comunidad, mediante la aplicación del índice de Margalef (Magurran, 1989), obtenido con el programa Biodiv.

Especies que determinan la comunidad fitoplanctónica y su relación con la calidad del agua

Con la finalidad de identificar las especies más importantes que determinan los cambios en la composición de la comunidad, así como la existencia de gradientes espaciales o temporales, se efectuó un Análisis de Similitud con la abundancia de las especies, así como un Análisis de Correlación Canónica para determinar las relaciones entre el fitoplancton y las variables ambientales.

Estado trófico

Para evaluar el estado trófico del embalse Zimapán, se aplicaron el índice de Carlson y el de la OECD (Organización de Cooperación Económica y de Desarrollo), utilizando para ello los valores de clorofila, transparencia y concentración de fosfatos.

Especies indicadoras

Partiendo del elenco sistemático del fitoplancton, se detectaron a través de la consulta de bibliografía especializada (Rosen, 1981; Patrick y Palavage, 1994), las especies o géneros que pudieran fungir como indicadores del estado trófico del embalse, y que reafirmaran el diagnóstico obtenido mediante la aplicación de índices

Resultados

Composición de la comunidad

Se identificaron un total de 71 especies, de las cuales 30 (42.3%) correspondieron a diatomeas, 25 (35.2%) a clorofíceas, 11 (15.5%) a cianofíceas, 3 (4.2%) a dinofíceas y 2 (2.8%) a euglenofíceas (Fig. 16). En la tabla 5 se muestra el elenco sistemático completo.

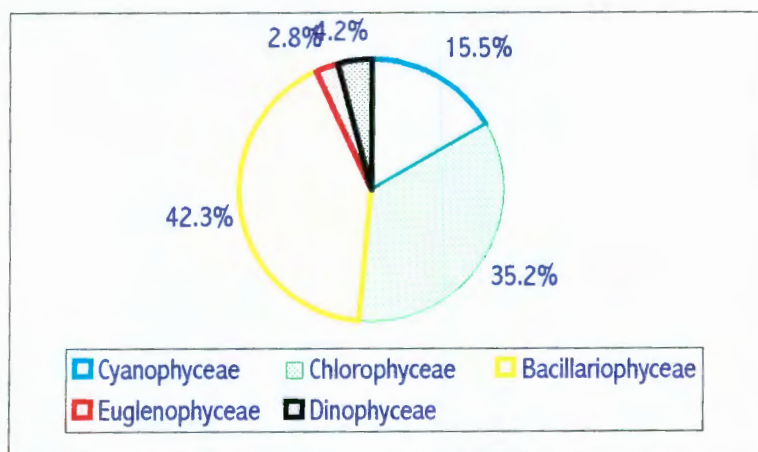


Figura 16. Riqueza específica relativa de los grupos fitoplanctónicos.

Tabla 5. Elenco sistemático del fitoplancton en el embalse Zimapán.

Clase Cyanophyceae

- Anacystis marginata* Meneghini
- Chroococcus rufescens* (Kuetzing) Naegeli
- Lyngbya versicolor* (Wartmann) Gomont
- Merismopedia convoluta* Brébisson
- Merismopedia glauca* (Ehrenberg) Kuetzing
- Microcystis aeruginosa* Kuetzing
- Nosctoc* sp Vaucher
- Oscillatoria acuminata* Gomont
- Oscillatoria formosa* Bory
- Oscillatoria* sp Vaucher
- Spirulina major* Kuetzing

Clase Chlorophyceae

- Carteria multifilis* (Fresenius) Dill
- Chlorella conductrix* Brandt
- Chlorella parasitica* Brandt
- Closteriopsis longissima* Lemmermann
- Closterium acutum* (Lyngbye) Brébisson
- Closterium lunula* (Mueller) Nitzsch
- Closterium venus* Kuetzing
- Coelastrum cambricum* Archer
- Coelastrum microporum* Naegeli
- Coelastrum sphaericum* Naegeli
- Cosmarium depressum* (Naegeli) Lundell
- Crucigenia irregularis* Wille
- Crucigenia rectangularis* (Naegeli) Gay
- Oocystis gigas* Archer
- Pediastrum angulosum* (Ehrenberg) Meneghini
- Pediastrum integrum* Naegeli
- Pediastrum simplex* (Meyen) Lemm.
- Scenedesmus opoliensis* Richter
- Scenedesmus abundans* (Kirchner) Chodat
- Scenedesmus arcuatus* Lemmermann
- Scenedesmus bijuga* (Turp.) Lagerheim

Scenedesmus dimorphus (Turp.) Kuetzing
Schroederia setigera (Schroeder) Lemm.
Sphaerocystis schroeteri Chodat
Spirogyra rectangularis Transeau
Staurastrum gracile Ralfs

Clase Bacillariophyceae

Achnanthes lanceolata (Brébisson) Grunow
Amphiprora ornata Bailey
Amphora norman Rabenhorst
Cocconeis placentula Ehrenberg
Cyclotella kuetzingiana Thwaites
Cyclotella melosiroides (Kirchner) Lemmermann
Cyclotella meneghiniana Kuetzing
Cymbella affinis Kuetzing
Cymbella cistula (Hemprich) Grunow
Cymbella lanceolata (Ehrenberg) Van Heurck
Cymbella prostrata (Berkeley) Cleve
Fragilaria capuchina Desmazieres
Fragilaria construens (Ehrenberg) Grunow
Fragilaria crotonensis Kitton
Fragilaria virescens Ralfs.
Gomphonema constrictum Ehrenberg
Gomphonema montanum Schumann
Gyrosigma attenuatum (Kuetzing) Cleve
Navicula cuspidata Kuetzing
Navicula seminulum Grunow
Navicula sp (Bory) Cleve
Nitzschia linearis (Agardh) Wm. Smith
Stauroneis acuta Wm. Smith
Stauroneis gracilis Ehrenberg
Stauroneis phoenicentron (Nitzsch) Ehrenberg
Surirella elegans Ehrenberg
Surirella linearis Wm. Smith
Surirella ovalis Brébisson
Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenberg

Clase Euglenophyceae

Euglena oblonga Schmitz

Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin

Clase Dinophyceae

Peridinium bipes Stein

Peridinium inconspicuum Lemmermann

Ceratium hirundinella (Mueller) Schrank

Variación espacial y temporal de la riqueza específica

El grupo que presentó el mayor número de especies en todos los sitios de muestreo fue el de las diatomeas, seguido por el de las clorofíceas, cianofíceas, dinofíceas y euglenofíceas. Por otra parte, La Isla tuvo la riqueza específica más elevada, por lo contrario Tasquillo fue el sitio más pobre en número de especies (Tabla 6, Fig. 17).

Tabla 6. Riqueza específica absoluta y relativa de los grupos fitoplanctónicos en cada sitio de muestreo

Grupo taxonómico	Taxhidó		Isla		Cortina		Epazote		Tasquillo	
	No. de especies	%	No. de especies	%	No. de especies	%	No. de especies	%	No. de especies	%
Diatomeas	20	55.5	10	25	15	46.8	10	40	16	48.5
Clorofíceas	8	22.2	18	45	11	34.4	6	24	10	30.3
Cianofíceas	7	19.4	8	20	4	12.5	4	16	5	15.2
Eugenofíceas	0	0	1	2.5	0	0	2	8	1	3.0
Dinofíceas	1	2.8	3	7.5	2	6.3	3	12	1	3.0
Total	36	100	40	100	32	100	25	100	33	100

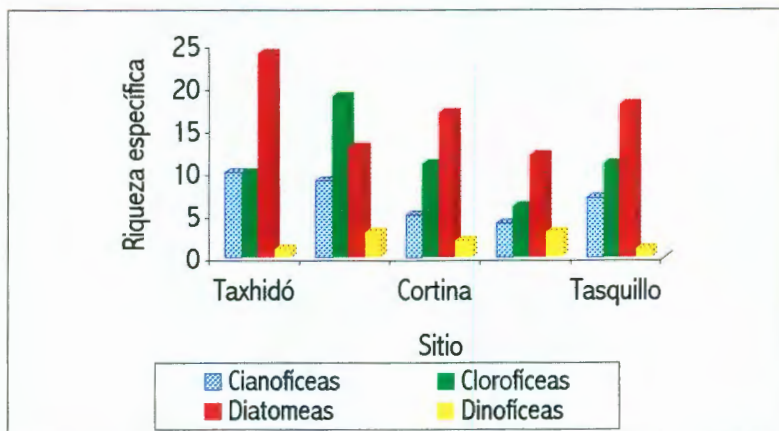


Figura 17. Variación espacial de cada clase taxonómica del fitoplancton.

En Taxhidó, el 55% de las especies encontradas fueron diatomeas (Fig. 17), siendo *Navicula* sp. el taxón más representativo, junto con la cianofita *Microcystis aeuruginosa*, el número mayor de especies se registró en mayo (24) y el menor en septiembre (5).

Para el caso de La Isla, las clorofíceas (Fig. 17) son el grupo con mayor riqueza específica, destacando la presencia de *Closteriopsis longissima*, *Microcystis aeuruginosa*, *Oocystis gigas* y *Cyclotella kuetzingiana*. El máximo de especies se obtuvo en agosto (35) y el mínimo en noviembre (7).

Con respecto a La Cortina, la clase mejor representada fueron las diatomeas (Fig. 17), aunque los taxa que predominaron fueron *Closteriopsis longissima*, *Microcystis aeuruginosa* y *Peridinium bipes*, agosto fue el mes de mayor riqueza (22 especies) y noviembre el de menor (5 especies).

El Epazote (Fig. 17) mostró una riqueza y representación de especies fitoplanctónicas semejante a la de La Cortina; agosto fue el mes con el número más elevado de especies (18) y enero el menor (6).

Tasquillo presenta (Fig. 17), al igual que Taxhidó, mayor representación de diatomeas, principalmente *Navicula seminulum*, *Scenedesmus opoliensis* y *Fragilaria virescens*, aunque este sitio se diferencia de los demás en que la riqueza específica fue baja en todos los meses (alrededor de 8).

Durante el ciclo de muestreo se encontraron diferencias en el número de especies de las diferentes clases. De esta manera, las cifras máximas se registraron en la primavera y otoño, mientras que las menores correspondieron al invierno. El análisis por clases, muestra que de agosto a diciembre la mayor riqueza se relacionó con las clorofitas, seguida de las cianofitas y las diatomeas, mientras que en el invierno las diatomeas alcanzan el mayor número de especies (Fig. 18).

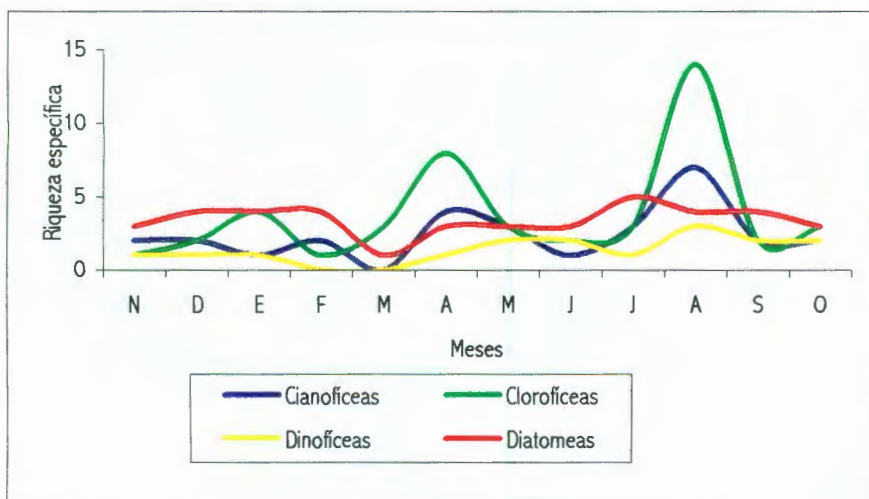


Figura 18. Variación temporal de la riqueza específica por clase taxonómica .

De acuerdo con la figura anterior, se presentan dos picos de mayor riqueza de especies, uno durante abril y otro durante agosto, ambos representados en su mayor parte por clorofitas. A partir de esta distribución es posible identificar tres grupos temporales.

Grupo 1. Representado por los meses de noviembre a febrero, cuando las diatomeas mostraron la mayor riqueza específica, aunque ésta fue generalmente baja en todas las restantes clases taxonómicas.

Grupo 2. Comprende los meses de marzo a junio, periodo en que el número de taxa aumenta, sobre todo en las clorofíceas y las cianofíceas.

Grupo 3. Se integra por el lapso que va de julio a septiembre, es el pico máximo de la riqueza específica de todas las clases y al igual que en el grupo anterior, las clorofíceas y cianofíceas tienen el número más alto de especies.

Variación espacial de la abundancia de las especies

Los sitios con el mayor número de organismos fueron La Isla y El Epazote, mientras que Taxhidó y Tasquillo presentaron las menores abundancias (Fig. 19). Las cianofitas (*Microcystis aeruginosa*) predominaron en casi todos los sitios, pero sobre todo en La Isla; en el caso de las clorofitas, la abundancia más elevada se presentó en La Cortina, representada en gran proporción por *Closteriopsis longissima*. Las dinofitas (*Peridinium bipes*) fueron abundantes principalmente en La Cortina y El Epazote, y las

diatomeas (*Fragilaria capucina*) predominaron en los sitios Taxhidó y Tasquillo, que corresponden a la porción lítica del embalse (Fig. 20).

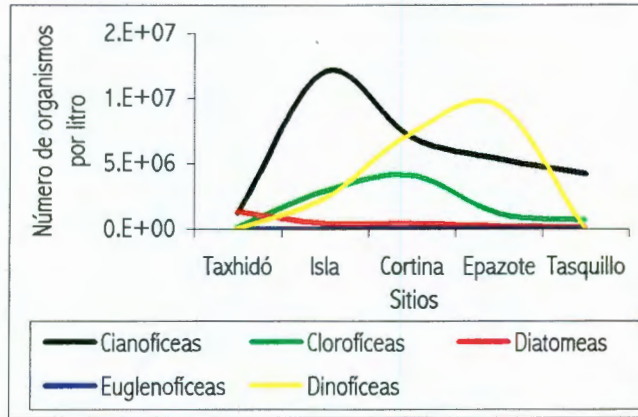


Figura 19. Variación espacial de la abundancia por clase taxonómica

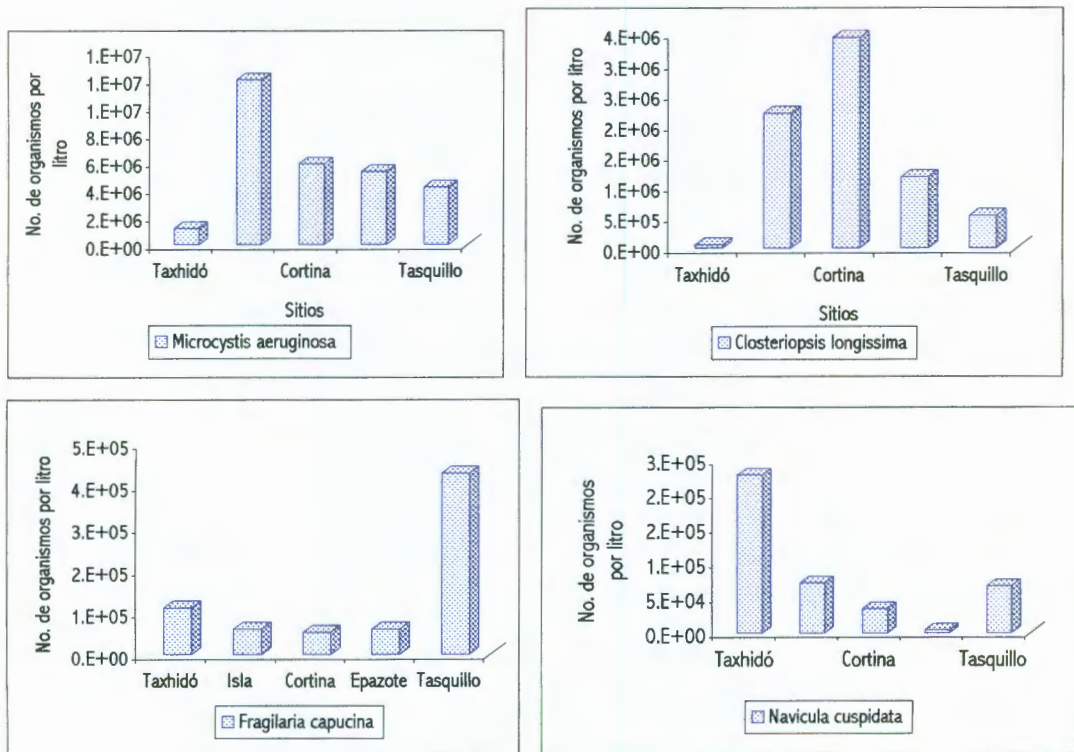


Figura 20. Variación espacial de las especies de mayor abundancia.

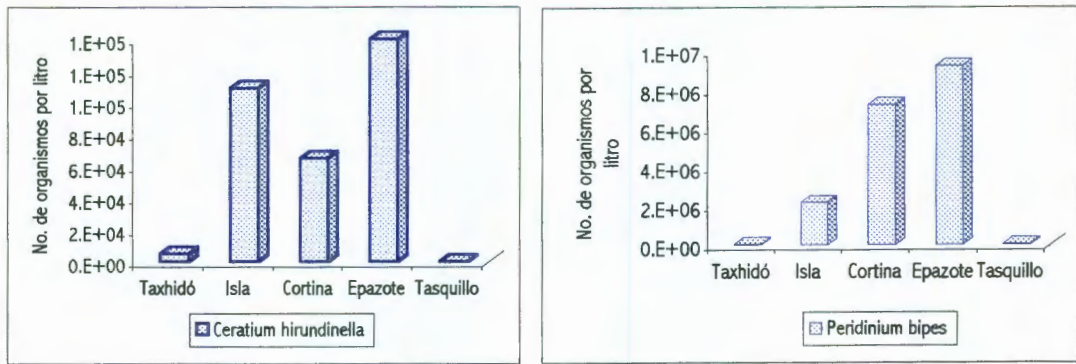


Figura 20. Continúa.

Variación temporal de la abundancia de especies

La comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por las cianofíceas (Fig. 21a), sobre todo *Microcystis aeruginosa* (Fig. 22a); el segundo grupo más abundante fueron las clorofitas (*Closteriopsis longissima*) (Fig. 21b y 22b), sobre todo de marzo a mayo; el tercer lugar fue ocupado por las dinofíceas (*Peridinium bipes* y *Ceratium hirundinella*) (Fig. 19d, 20e y d) en mayo, al igual que las diatomeas (*Fragilaria capucina*) (Fig. 21c y 22c).

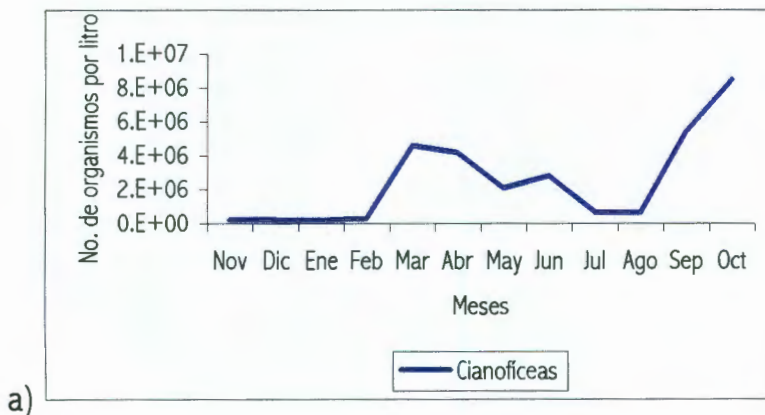


Figura 21. Variación mensual de la abundancia de algas por clase taxonómica, en todos los sitios. a) cianofíceas, b) clorofíceas, c) diatomeas, d) dinofíceas.

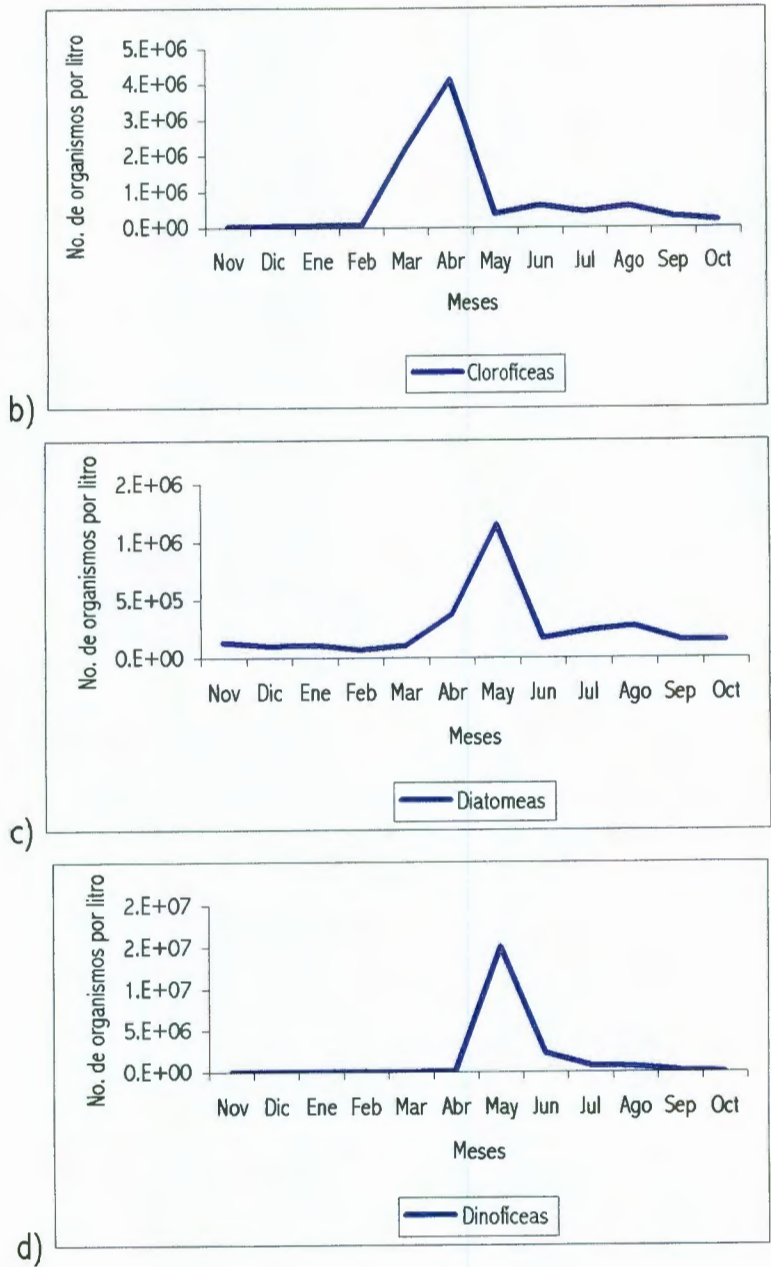


Figura 21. Continúa

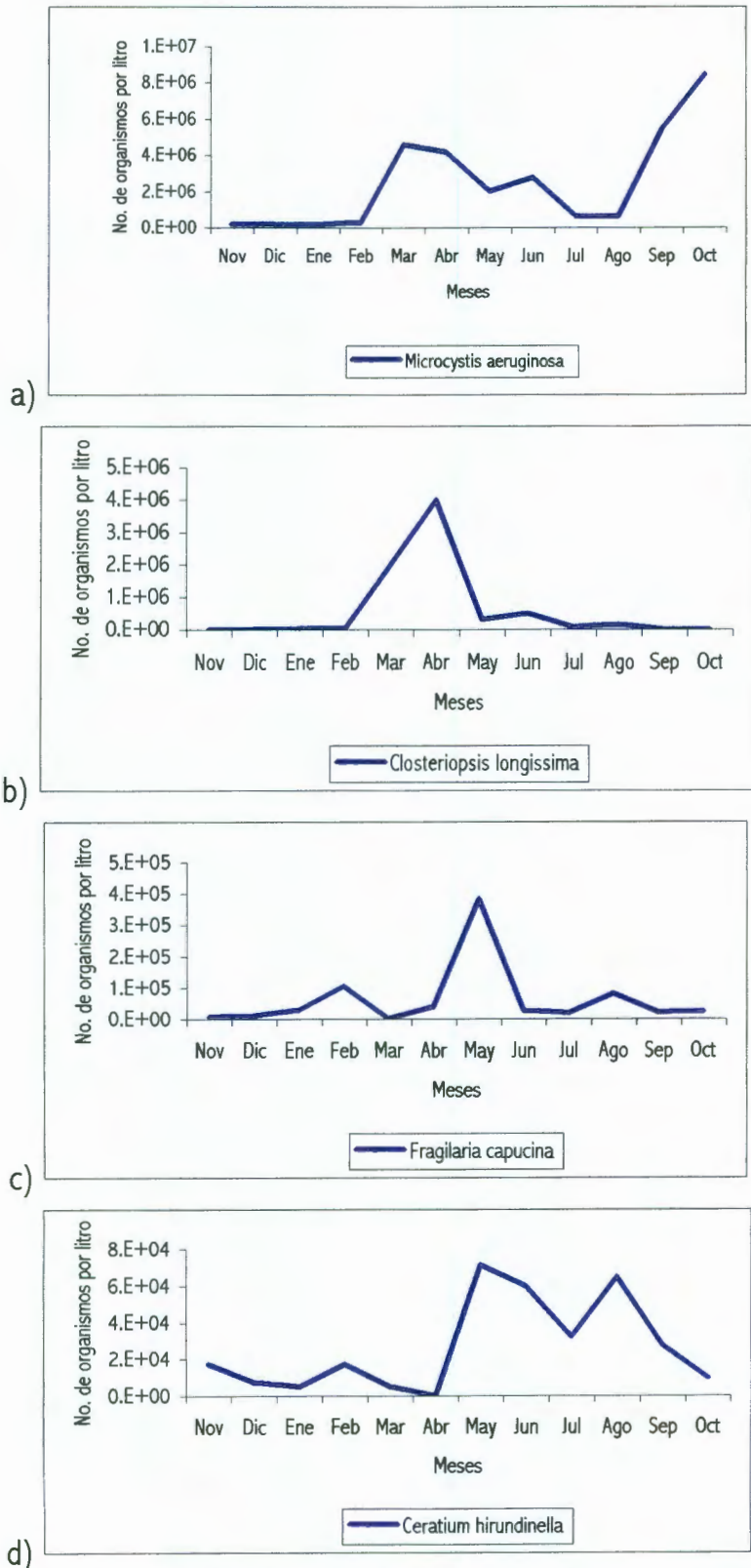


Figura 22. Variación temporal de las especies de mayor abundancia.

a) *M. aeruginosa*, b) *C. longissima*, c) *F. capucina*, d) *C. hirundinella*, e) *P. bipes*.

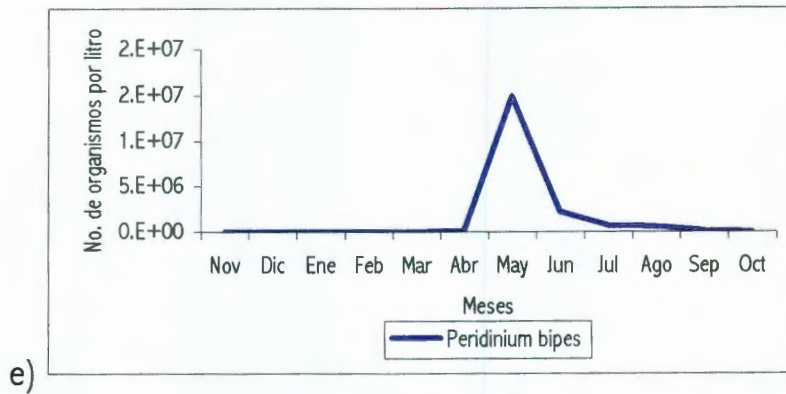


Figura 22. Continúa.

Diversidad

El índice utilizado para calcular la diversidad de la comunidad fue el de Margalef, que permitió la comparación con los datos de estudios anteriores (Vázquez, 1996).

La diversidad de la comunidad mostró variaciones estacionales (Fig. 23). Los valores más altos se presentaron de mayo a septiembre y los menores de octubre a diciembre; el mínimo de diversidad se registró en octubre para Epazote (0.44), en noviembre para La Cortina (0.36) y Tasquillo (0.47), así como el máximo en mayo (1.78) para Taxhidó, y Epazote (1.58) y en agosto para la Isla (1.63), lo cual coincide con los datos de riqueza antes mencionados.

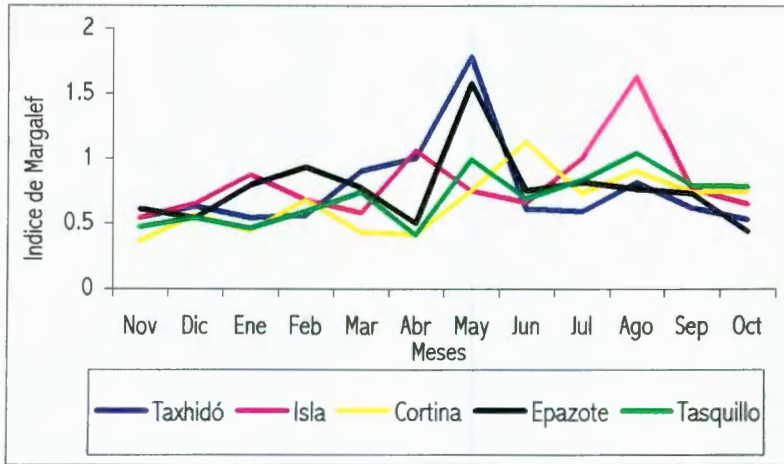


Figura 23. Variación mensual de la diversidad.

Relación espacial del fitoplancton

Para conocer la relación entre los sitios, de acuerdo a la presencia-ausencia de especies fitoplanctónicas, se efectuó un análisis de agrupación, cuyo resultado es coincidente con el respectivo de la calidad ambiental, pues Taxhidó y Tasquillo, que constituyen la porción lítica del embalse, conforman un grupo totalmente diferente al que conjunta a los sitios que representan a los sitios la zona léntica del ecosistema (Fig. 24).

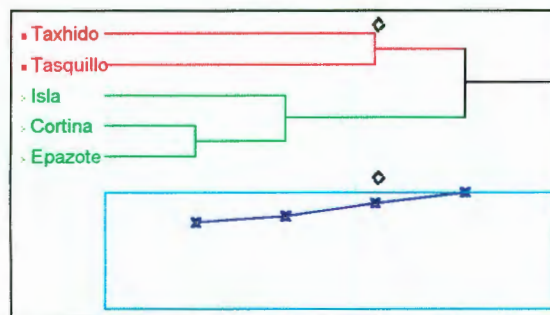


Figura 24. Agrupación de los sitios de muestreo con respecto a la presencia-ausencia de especies fitoplanctónicas.

Relación del fitoplancton con la calidad del agua

Por medio de un Análisis de Correlación Canónica ($p < 0.05$) se determinó que las principales variables fisicoquímicas que determinan la presencia de las especies son la conductividad, pH, sulfatos, amonía, fosfatos y temperatura (Tabla 7, Fig. 25). Los dos últimos están considerados entre los factores más importantes que determinan el crecimiento y los cambios en las comunidades del fitoplancton (Margalef, 1983).

Tabla 7. Correlaciones Canónicas para las variables de calidad de agua con respecto al fitoplancton

Número	Eigenvalor	Correlación Canónica	Wilks lambda	p
1	0.84488	0.91917	0.00936	0.0004
2	0.65671	0.81037	0.06038	0.2732
3	0.42713	0.65355	0.017589	0.8698

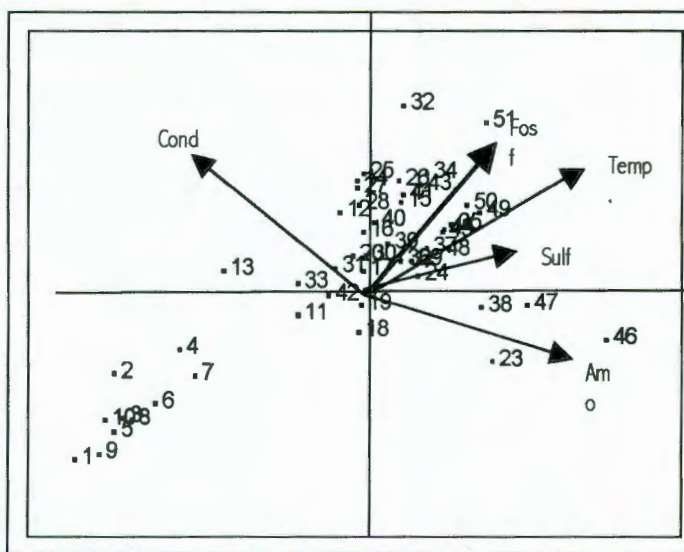


Figura 25. Relación de las especies con la calidad de agua (la numeración de las especies corresponde con el orden en que se encuentran en el elenco sistemático).

Biomasa

La cuantificación de la clorofila ha sido considerada, junto con la transparencia, como indicadora del estado trófico de un sistema lacustre, ya que da una medida directa de la productividad (Carlson, 1980; Harper, 1992)

En el presente estudio, los valores de clorofila variaron de 7 a 21mg/L durante el tiempo de muestreo y en el espacio del embalse. En los cinco sitios de trabajo se registraron dos picos de biomasa, uno en mayo y otro en el periodo septiembre-octubre, la tendencia en el resto del año fue a la estabilidad. En términos generales, los meses con valores más altos de biomasa coinciden con las épocas de mayor diversidad y abundancia de las especies. Los sitios con mayor productividad fueron los de la porción léntica del embalse (Fig. 26).

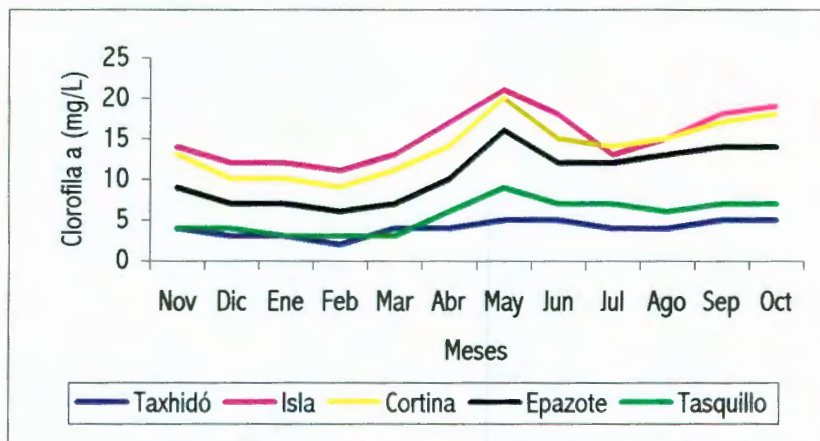


Figura 26. Variación espacio-temporal de la clorofila *a*.

Existe una relación inversa ($r = -0.87$) de los valores de clorofila con los de transparencia, durante la época cálida, en que es más alta la biomasa, la transparencia

del embalse es menor, contrario a lo que ocurre en la temporada fría, cuando la biomasa disminuye y aumenta la transparencia.

Estado trófico

Con base en los resultados de clorofila (7-21mg/L) y calidad de agua (transparencia menor a 3m y fosfatos promedio 2.15mg/L), y mediante la aplicación de dos índices (Carlson y el de la OECD), es posible determinar que el embalse Zimapán es eutrófico y que en algunas zonas correspondientes a la porción del río Tula tiende a la hipereutrofia (Tabla 8).

Tabla 8. Clasificación del estado trófico de los sistemas acuáticos según la Organización de Cooperación Económica y de Desarrollo (OECD) (Tomado de Harper, 1992).

Categoría trófica	Clorofila (mg/L)	Transparencia (m)
Ultraoligotrófico	<1	>12
Oligotrófico	<2.5	12 - 6
Mesotrófico	2.5 - 8	6 - 3
Eutrófico	8 - 25	3 - 1.5
Hipereutrófico	>25	<1.5

En el caso del índice de Carlson, éste no proporciona una clasificación del estado trófico, sino una escala de 0 a 100, en la cual se ubican los valores de transparencia, fosfatos y clorofila, de acuerdo con los datos de Zimapán, el sistema cae en el valor cercano al 80 en la escala del índice mencionado.

Especies y géneros indicadores

A partir del análisis cualitativo del fitoplancton, y con base en la revisión de la literatura sobre el tema (Rosen, 1981; Patrick & Palavage, 1994; Vázquez, 1996; Díaz-Pardo, *et. al.*, 1998, Godínez-Ortega, 2000), en la tabla 9 se presentan los géneros y especies más importantes como indicadores del estado trófico del embalse Zimapán.

Tabla 9. Géneros y especies indicadoras del estado trófico del embalse Zimapán

	Período en que predominan	Estado trófico que indican
Diatomeas		
<i>Cyclotella</i>	Primavera	Mesotrófico
<i>Synedra</i>	Primavera	Mesotrófico
<i>Fragilaria</i>	Otoño	Meso-eutrófico
Clorofíceas		
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	Otoño	Mesotrófico
<i>Oocystis</i>	Primavera	Mesotrófico
<i>Staurastrum</i>	Otoño	Meso-eutrófico
<i>Coelastrum microporum</i>	Primavera	Eutrófico
<i>Scenedesmus</i>	Otoño	Eutrófico
<i>Pediastrum</i>	Otoño	Eutrófico
Cianofíceas		
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Primavera	Eutrófico
<i>Oscillatoria</i>	Otoño-Primavera	Eutrófico

Además, la comunidad fitoplanctónica del embalse comprende especies indicadoras de baja calidad de agua y tolerantes a la contaminación, como es el caso de las cianofitas *Oscillatoria formosa* y *Spirulina major*; las diatomeas *Cyclotella meneghiniana*, *C. kuetzingiana*; *Fragilaria capucina*, *F. construens*, *F. crotonensis*, *Synedra ulna*, *Navicula cuspidata*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia linearis*, *Surirella*

ovalis, las clorofitas *Coelastrum microporum*, *Scenedesmus abundans*, *S. bijuga*, *S. abundans*, *S. dimorphus* (Patrick & Palavage, 1994).

Discusión

Como respuesta al objetivo planteado en este capítulo, se encontraron diferencias, tanto en el número de especies como en el porcentaje de los grupos dominantes, con los resultados generados por Vázquez (1996) en el mismo embalse, ya que en ese tiempo sólo se identificaron 42 especies, de las cuales 24 correspondieron a clorofitas, 12 a diatomeas y 6 a cianofíceas; es conveniente hacer notar que en ese estudio no se encontraron dinofitas, ni euglenofitas. En el periodo 2000-2001, aún cuando cada uno de estos grupos estuvo representado por sólo dos especies, la abundancia de las dinofitas fue considerable, sobre todo en la zona léntica del embalse durante el mes de mayo.

Otro aspecto interesante es que en el presente estudio no se encontraron algunas especies registradas como muy abundantes en 1996, tal fue el caso de *Volvox tertius*, *Melosira* spp, *Gomphosphaeria* sp y *Kirchneriella obesa*, lo que puede atribuirse a cambios en la calidad del agua, que no favorecieron a estos taxa.

Se encontró una correlación significativa ($r= 0.91$, $p<0.05$) entre la temperatura y los nutrimentos con la variación en composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica. Ambos factores son considerados, entre las variables

fisicoquímicas, como los determinantes más importantes del crecimiento y los cambios en las comunidades fitoplanctónicas (Margalef, 1983).

Los valores más altos de riqueza, diversidad, biomasa y abundancia del fitoplancton, se registraron durante el otoño y primavera, cuando la temperatura fue alta; por el contrario, en el invierno se obtuvieron los valores más bajos de abundancia y riqueza. En el caso de los fosfatos, la situación fue inversa, en el otoño y la primavera se mantuvieron las concentraciones más bajas, mientras que en el invierno fueron altas.

Aunque no se cuenta con una evidencia directa, los resultados sugieren que esta relación inversa se debe a la asimilación de nutrimentos por parte del fitoplancton en la época cálida. En cambio en el invierno, cuando se alcanzan las temperaturas más bajas y la menor abundancia del fitoplancton, hay una tendencia a la acumulación de los fosfatos en el cuerpo de agua. Estos resultados coinciden con los encontrados por Vázquez (1996) en el mismo embalse y con los de otros trabajos (Reynolds, 1984; López-López, 1997), en donde se han relacionado los momentos de mayor abundancia del fitoplancton con disminuciones de nutrimentos. Por otro lado, las concentraciones de fosfatos totales encontradas en la superficie a lo largo del tiempo son características de sistemas eutróficos (Carlson, 1980; Chapman, 1992, Welch, 1992; De la Lanza *et al.*, 2000).

La diversidad, mostró un comportamiento muy al encontrado por Vázquez (1996), quien reporta los valores entre 0.76 y 1.43, con máximos en la época cálida y mínimos en la fría.

La variación espacial de la biomasa mostró una clara tendencia a presentar una mayor productividad en la zona lacustre y en la zona de influencia del río Tula, la situación opuesta se halló en el área del río San Juan. Esta condición probablemente es debida a que el primero de estos ríos aporta la mayor cantidad de nitratos y fosfatos al embalse, lo que favorece un mayor desarrollo del fitoplancton. Por otra parte, también en la zona del Tula, y en la porción léntica del embalse, se encontraron las mayores densidades de especies de cianofíceas, claramente indicadoras de eutrofización.

Es importante mencionar que durante noviembre del 2000 se presentaron florecimientos algales que provocaron una disminución drástica en el oxígeno disuelto, y por consecuencia, mortalidades masivas de peces en el embalse; tal evento estuvo propiciado por la abundancia de *Microcystis aeruginosa*, que cubrió el cuerpo de agua casi por completo, sobre todo la porción media y léntica (Isla, Cortina y Epazote). Este acontecimiento ha sido observado en otros cuerpos de agua de México, como es el caso de los embalses Valle de Bravo, en el Estado de México (Olvera, 1992) e Ignacio Allende, Guanajuato (López-López y Soto-Galera, 1993) y en el lago de Atezca, Hidalgo (Díaz-Pardo, *et al.*, 1998), por citar algunos.

Los florecimientos de *Microcystis*, *Closteriopsis* y *Peridinium* contribuyeron a la alta productividad detectada en algunos meses. Estos eventos han llegado a ser detectados incluso con diferencia de horas en el embalse Zimapán, lo que sugiere que puede haber una continua producción de biomasa y una alta productividad primaria.

Productividades primarias elevadas no son indeseables cuando principalmente se deben a especies que forman parte activa de la cadena trófica, como las algas verdes, las diatomeas y otros grupos que son consumidos por el zooplancton y por peces, dado su alto valor nutricional (Levich, 1996). En este sentido, no hay consecuencias catastróficas por el aumento de estos grupos de especies, ya que después de su florecimiento sigue un incremento de abundancia de zooplancton y después de peces, por lo que hay un equilibrio en la pirámide trófica.

Sin embargo, este evento puede representar problemas graves, cuando esa productividad se debe a cianofíceas, como es el caso de Zimapán, pues no sólo hay una producción excesiva de biomasa, sino también de toxinas y gran consumo de oxígeno. La acumulación de cianofíceas ocasiona un bloqueo de la cadena alimentaria, debido a que son poco ingeridas consumidas por los consumidores secundarios y terciarios, y aún cuando sean comidas por peces planctófagos, son poco digeridas y pobremente asimiladas (Levich, 1996).

La producción de toxinas puede ser otro problema, ya que cerca de 25 especies de cianofíceas producen tres tipos: neurotoxinas, hepatotoxinas y

lipopolisacáridos. Entre ellas se incluyen especies de *Microcystis*, *Anabaena*, *Nostoc* y *Oscillatoria*. De éstas, *Microcystis* y *Oscillatoria* están presentes en Zimapán. Estudios llevados a cabo con estas especies, señalan que la toxicidad de los florecimientos bajo condiciones naturales es muy variable, y que aún florecimientos individuales pueden variar en su toxicidad con el tiempo (Vázquez, 1996), ya que dependen de las condiciones existentes antes y al momento de que se dan estos eventos. Por lo anterior, se sugiere que la presencia y dominancia de cianofíceas en Zimapán debe ser un aspecto muy importante a monitorear, así como la determinación de su toxicidad.

Otro aspecto interesante para los mismos fines, es que se registraron incrementos poblacionales de algunas especies en diferentes meses y estaciones, nuevo indicio de un acelerado proceso de eutrofización. Incluso existe información local sobre cambios en el color del agua de un día para otro, derivado de la presencia de grandes cantidades de algas en el sistema.

Conclusiones

Los cambios en la comunidad fitoplanctónica del embalse Zimapán, han repercutido en la dominancia de unas cuantas especies, mientras que la abundancia del resto de los taxa es baja, además, se registraron en el presente trabajo un mayor número de especies que en estudios anteriores (Vázquez, 1996).

Por otra parte, la composición de especies fitoplactónicas encontradas en el embalse, corresponde al de sistemas acuáticos de alta productividad, con grandes cargas de nutrimentos.

Se registraron florecimientos y de algunas especies, que permiten clasificar al ecosistema como eutrófico, en particular, *M. aeruginosa*, *C. longissima* y *P. bipes*, que son indicadoras de gran cantidad de nutrientes.

En el embalse, predominan diatomeas (*Cyclotella* spp, *Fragilaria* spp), cianofíceas (*M. aeruginosa*, *Oscillatoria* spp,) y algas verdes (*C. longissima*, *Scenedesmus* spp, *O. gigas*, *Coelastrum* spp).

Por otra parte, la comunidad fitoplanctónica mostró una clara secuencia temporal, tanto en la composición, como en la abundancia de las distintas especies.

VI. CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA ICTIOFAUNA

Introducción

En los ecosistemas acuáticos se desarrollan poblaciones naturales de peces que han sido aprovechados por el hombre durante mucho tiempo; sin embargo, la sobrepesca, la fragmentación del hábitat, la introducción de especies exóticas, la contaminación de distintos tipos, así como la construcción de presas, han afectado de manera negativa a estas comunidades, sobre todo a los taxa nativos y/o endémicos.

El embalsamiento artificial de corrientes naturales suele producir una serie de alteraciones ecológicas que determinan cambios en la estructura de las comunidades ícticas que habitan los sistemas lóticos (Nilson y Berggren, 2000). Dichos cambios van a depender del efecto conjunto de los factores bióticos y abióticos que incidan sobre la comunidad, determinando qué especies pueden establecerse en el nuevo sistema y cuáles desaparecen del mismo (Fausch, *et al.*, 1990).

Una de las primeras alteraciones en el represamiento de los ríos es la paulatina desaparición de especies características de estos ambientes, sobre todo de aquellas de hábitos bentónicos, contrario al crecimiento demográfico de las especies más adaptadas a condiciones lénticas (Moyle, 1988).

Aunado a lo anterior, la introducción de especies exóticas en los embalses, con fines de consumo humano, es negativo para las nativas, puesto que generalmente los

taxa introducidos tienen alta capacidad de supervivencia y plasticidad adaptativa, como es el caso de la tilapia (*Oreochromis mossambicus*), la lobina (*Micropterus salmoides*) y la carpa (*Cyprinus carpio*).

También, la incorporación de especies exóticas a nuevos ecosistemas es exitosa para estos taxa porque en lo general carecen de enemigos naturales y su impacto en los nuevos hábitats es altamente impredecible, debido a las diferencias en la naturaleza de las interacciones específicas bajo distintas condiciones ecológicas (Mazzola, 1992).

Por otra parte, y haciendo a un lado el riesgo de la introducción o transferencia de agentes patogénicos y de parásitos, así como de las posibilidades de inducir la hibridación en especies filogenéticamente cercanas, la introducción de peces exóticos puede resultar en la pérdida de especies nativas y en una disminución de la productividad de la comunidad por disturbios en las cadenas alimentarias. Este evento puede conducir a una perturbación del balance trófico de la comunidad y reducir la productividad total del ecosistema (Mazzola, 1992).

Con la finalidad de evaluar la alteración ecológica producto del embalsamiento, se han empleado como indicadores los atributos del ciclo de vida de los peces (sobre todo de las especies nativas), estos atributos son aspectos cuantitativos que pueden presentar variación no sólo intraespecífica, sino también intra-poblacional, como fecundidad, natalidad, tasa de crecimiento y factor de condición (Morales, 1988).

Con respecto a la fecundidad, las variaciones altas en algunos factores de los sistemas acuáticos, tales como la temperatura, la concentración de oxígeno, la productividad, la disponibilidad de alimento y la intensidad de depredación, entre otras causas, pueden influir en el cambio de las tácticas reproductivas de una especie. Estos cambios suelen manifestarse a través de modificaciones en el número y talla de las crías, en la amplitud de la temporada de reproducción, en el número de eventos reproductivos por temporada y en la talla de reclutamiento (Díaz-Pardo, *et al.*, 1996).

En el caso del crecimiento, éste puede ser positivo o negativo, temporal o a largo plazo. Puede ocurrir en todos los niveles de organización biológica: células, tejidos, órganos, organismos, poblaciones o comunidades. Dependiendo del nivel de organización, el crecimiento puede ser medido en términos de número, dimensión lineal, peso, volumen, contenido de energía o cantidad de un componente específico, como los lípidos y las proteínas. Para los propósitos del estudio de poblaciones, el crecimiento es definido como cualquier cambio en talla o cantidad de material corpóreo, sin considerar si el cambio es positivo o negativo, temporal o a largo plazo (Spigarelli *et al.*, 1982).

Durante los períodos en que los peces tienen ingresos de energía altos, el crecimiento de los tejidos y el almacenaje de energía en músculos e hígado pueden causar que un individuo tenga un peso más grande que el usual en una longitud dada.

Este exceso es usualmente revelado por el Factor de Condición, que refleja el estado nutricional de los peces (Adams y McLean, 1985).

Con base en lo anterior, el Factor de Condición (K), ha sido ampliamente utilizado, puesto que suele ser sensible a factores que influyen sobre el crecimiento de los peces, como temperatura, disponibilidad de alimento, reproducción, parasitosis, sobrepoblación, competencia, depredación y contaminación. Incluso, se ha incorporado junto con otros factores que incluyen parámetros sanguíneos, anormalidades de diferentes órganos y valores de daño en diferentes estructuras corporales, en índices de mayor envergadura como lo es el Índice de Estimación de la Salud (Adams, *et al.*, 1996), para poblaciones de peces. Además, en conjunto con la relación peso-talla, ha sido empleado para comparar el crecimiento de poblaciones de peces sujetas a diferentes condiciones ecológicas (Wootton, 1990, Rincón y Lobón-Cervia, 2002).

En el presente trabajo se usó el factor de condición simple, y no el múltiple, con la finalidad de poder comparar el bienestar de las poblaciones en la actualidad, con respecto a los resultados de los estudios previos, donde se utilizó el mismo factor.

Además de la demografía, son importantes los trabajos encaminados a la evaluación del efecto del embalsamiento sobre las comunidades ícticas, sin embargo, en México este tipo de trabajos son escasos y fragmentarios, por esta razón se llevó a cabo el presente estudio, que tiene como objetivos: Establecer la composición de la comunidad de peces en el embalse, estimar el comportamiento demográfico de las

distintas poblaciones de peces en el medio natural y en condiciones semicontroladas y determinar cómo influyen las condiciones abióticas y bióticas sobre la ictiofauna nativa.

Métodos

Colecta de ejemplares

En cuatro de los cinco sitios de muestreo seleccionados en el embalse Zimapán (Taxhidó, Isla, Cortina, y Epazote), bimensualmente se capturaron durante un ciclo anual (mayo del 2000- abril del 2001) ejemplares de peces con un chichorro de 30 m de longitud, 1.5m de caída y una luz de malla de 1cm, así como con un equipo de electropesca. De acuerdo con los objetivos planteados, el esfuerzo de captura se estandarizó mediante la captura intensiva, el número de lances (3) y el tiempo requerido para ello (1 hora), además de la búsqueda y recolecta de peces en todos los hábitats presentes en cada sitio.

Tasquillo no se menciona en este capítulo, porque durante el ciclo de muestreo, en ninguna ocasión se colectaron ejemplares, lo que puede derivarse de la velocidad de corriente y de que son escasas las zonas de remanso en las orillas del río. En el caso del Epazote, solamente fue posible la colecta durante dos muestreos, debido a que a partir del tercero, la disminución el nivel del agua ocasionó la pérdida de áreas de pesca .

Reconocimiento taxonómico

Para la determinación de las especies se usaron las claves de Rosen y Bailey (1963), Álvarez (1970), Barbour (1973), Barbour y Miller (1978), Miller (1983) y Arredondo y Guzmán (1986). A cada uno de los organismos se les midió la longitud patrón (LP) en milímetros, el peso con aproximación a décimas de gramos y se determinó el sexo.

Demografía

Con los datos mencionados en el apartado anterior, se estableció para las especies más abundantes, el índice de crecimiento alométrico de la relación longitud patrón-peso, que está representado en la ecuación $y=ax^b$, que Ricker (1971) desarrolla como $W=aL^b$, donde W es el peso y L la longitud patrón, mientras que a es una constante y b es la pendiente o como Rincón y Lobón-Cervia (2002) le llaman b es el coeficiente de adelgazamiento. Posteriormente, para desarrollar la ecuación anterior se siguieron las recomendaciones de Lagler (1956), Weatherley (1972), Bagenal (1978) y Busacker *et al.* (1990). Más tarde, se realizaron comparaciones del coeficiente b por localidad, mediante pruebas de "t".

El Factor de condición (K), que se deriva de la fórmula anterior, se calculó para las especies más abundantes, en las diferentes clases de talla. Mediante pruebas de "t" se determinó la existencia de diferencias significativas en este factor entre los diferentes sitios de captura y entre los sexos para *Poecilia mexicana*.

Se analizó el tamaño de camada de una sola especie (*P. mexicana*), puesto que fue de la única que se capturaron ejemplares adultos en el ciclo de muestreo, mediante la extracción de la gónada de las hembras, la cual se pesó y disectó con el objeto de extraer los embriones. Los resultados se analizaron por clases de talla y se establecieron las diferencias significativas, en el número de embriones y el peso de la gónada con la aplicación de pruebas de “t”.

Diseño experimental

Se utilizaron jaulas flotantes y tanques de cultivo para dos poblaciones de peces seleccionadas por su abundancia, *Oreochromis mossambicus* y *Poecilia mexicana*. La primera especie estuvo representada por ejemplares cultivados, procedentes del centro piscícola de Conca, Querétaro; mientras que en la segunda se capturaron peces de Taxhidó y se trasladaron al laboratorio. En ambas poblaciones se midieron los mismos factores demográficos que en el hábitat natural (relación peso-talla, fecundidad y factor de condición), con el fin de determinar si las condiciones ecológicas tienen alguna influencia directa sobre dichos factores e incluso sobre la desaparición de las mismas en algunas porciones del embalse. Las mediciones se efectuaron mensualmente, durante cuatro meses en las jaulas y semanalmente durante dos meses en los tanques.

Las jaulas se colocaron en un sitio de distribución natural (Isla, dentro del embalse) y fueron ancladas a las paredes del cuerpo de agua mediante cuerdas que las mantenían a flote. El número de jaulas fue de 9, considerando tres repeticiones,

cada una de ellas con tres jaulas. Para su establecimiento se consideraron la densidad de población, la talla y peso de los peces, la ubicación de la jaula (de acuerdo a la exposición de viento, profundidad, abundancia de vegetación acuática, etc.), la abertura de malla y el anclaje.

Debido a que los individuos de *Poecilia mexicana* morían en poco tiempo de que eran colocados en las jaulas del embalse, se decidió colocar en laboratorio cinco contenedores circulares de 1.10 m de diámetro, 90 cm de alto y 300 L de agua. Se colocaron 100 individuos por tanque y al igual que en las jaulas, se tomaron los datos correspondientes y los resultados obtenidos se compararon con los de condiciones no controladas.

Resultados

Composición de la comunidad

Se capturaron 1,922 ejemplares entre todos los sitios de muestreo, la mayor parte de ellos provinieron de Taxhidó y La Cortina y la menor de La Isla y El Epazote.

Se determinaron seis especies ícticas, de las cuales, *Poecilia mexicana* (la única nativa) únicamente se encontró en Taxhidó, mientras que *Cichlasoma cyanoguttatum* y *Oreochromis mossambicus* prácticamente se distribuyeron en todo el embalse, *Lepomis macrochirus* y *Micropterus salmoides* se capturaron en el área de La Isla y La Cortina.

En el caso de *Cyprinus carpio*, sólo se capturaron dos ejemplares en la zona de La Cortina (Tabla 10).

Tabla 10. Composición de la comunidad íctica.

Familia	Especie	Categoría
Poeciliidae	<i>Poecilia mexicana</i>	Nativo
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Exótico
Centrarchidae	<i>Lepomis macrochirus</i>	Exótico
	<i>Micropterus salmoides</i>	Exótico
Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Exótico
	<i>Cichlasoma cyanoguttatum</i>	Translocado

Abundancia específica

Las especies con mayor número de individuos en las capturas fueron *P. mexicana* y *C. cyanoguttatum* en Taxhidó, mientras que para el resto de los sitios la especie más abundante fue *O. mossambicus* (Tabla 11, Fig. 27). Por otra parte, los valores más altos de abundancia se encontraron durante los meses de febrero y agosto (Fig. 28).

Tabla 11. Riqueza específica y número de individuos por sitio de colecta (El % es por localidad)

Especies	Taxhidó		Isla		Cortina		Epazote	
	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)
<i>Poecilia mexicana</i>	1094	(85.2)						
<i>Cichlasoma cyanoguttatum</i>	171	(13.3)	32	(16.8)			6	(8.2)
<i>Lepomis macrochirus</i>	2	(0.2)	10	(5.3)	14	(6.6)	23	(31.5)
<i>Oreochromis mossambicus</i>	17	(1.3)	143	(75.3)	181	(84.6)	40	(54.8)
<i>Micropterus salmoides</i>			5	(2.6)	17	(7.9)	4	(5.5)
<i>Cyprinus carpio</i>					2	(0.9)		

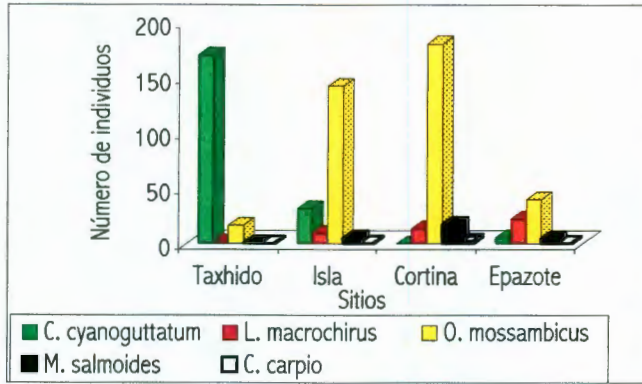


Figura 27. Distribución espacial de la riqueza íctica (*P. mexicana* no se incluyó en este análisis, por encontrarse sólo en Taxhidó).

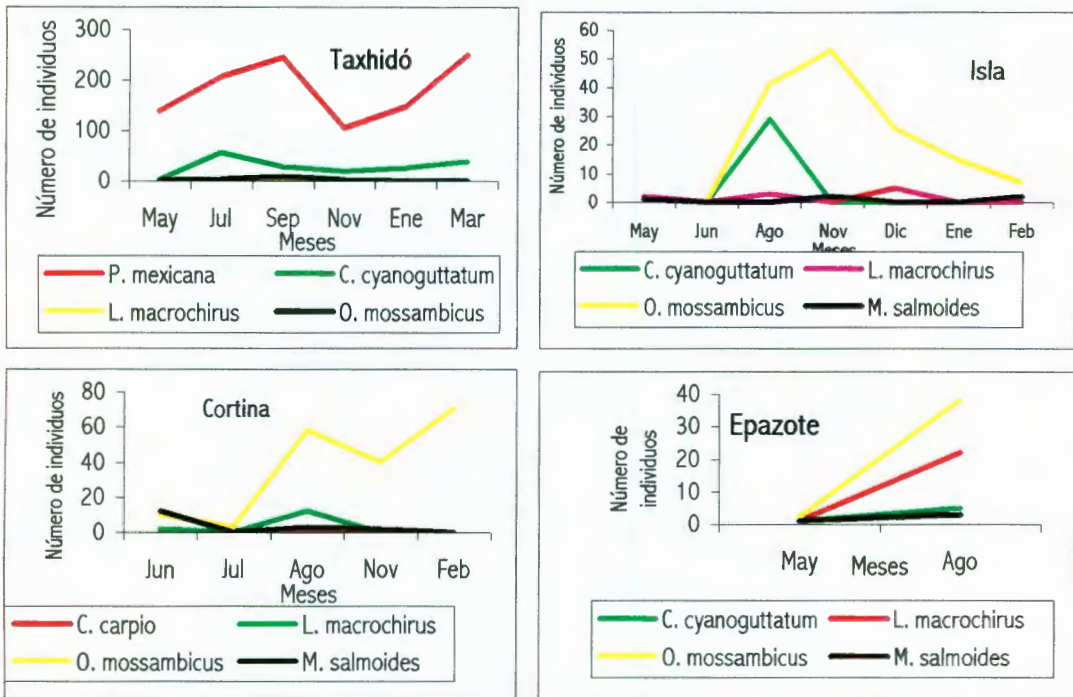
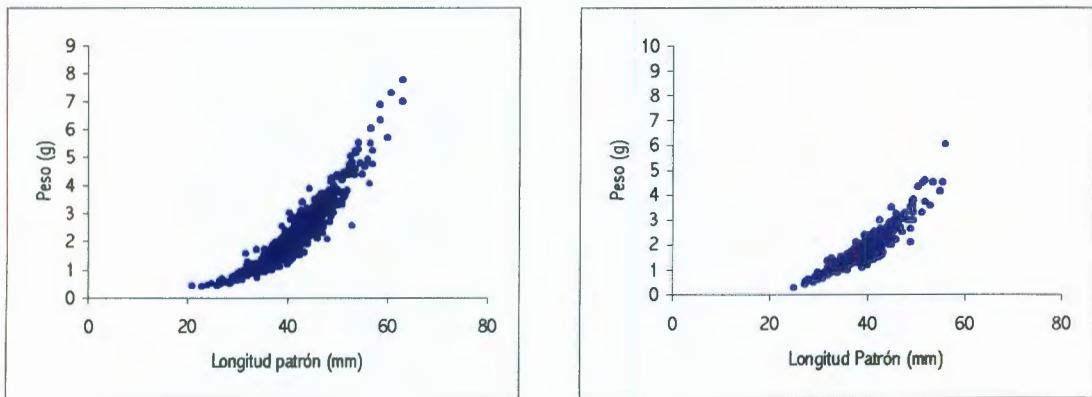


Figura 28. Variación temporal de la ictiofauna (Las figuras tienen diferente escala en el número de individuos).

Crecimiento: Relación peso-talla

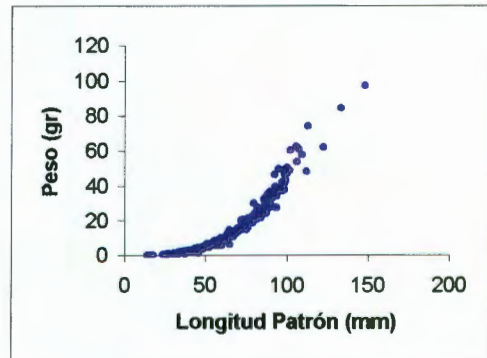
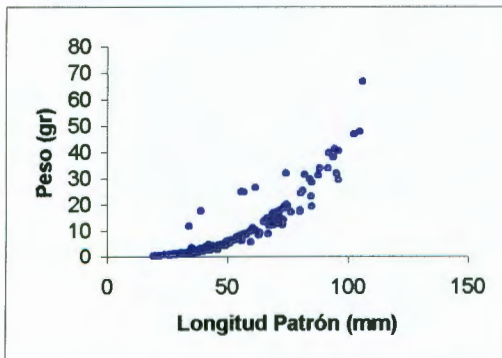
Considerando las abundancias, este factor sólo se calculó para tres especies (*P. mexicana*, *C. cyanoguttatum* y *O. mossambicus*). En el caso de *P. mexicana*, la talla mínima capturada fue de 32mm y la máxima de 63mm de longitud patrón (LP).

Las tallas mínimas y máximas encontradas de *C. cyanoguttatum* fueron de 19.4 y 130.1mm LP respectivamente, mientras que en *O. mossambicus* variaron de 14.5 a 245mm LP. Con la matriz de datos de longitud patrón y peso se obtuvo la relación alométrica peso-talla para cada especie y localidad (Fig. 29).



Poecilia mexicana hembras
($r=0.9328$, $n=616$, $p<0.01$, $b=2.7$)

Poecilia mexicana machos
($r=0.9244$, $n=429$, $p<0.01$, $b=2.6$)



Cichlasoma cyanoguttatum ($r = 0.8926$, $n=209$, $p<0.01$, $b=2.91$) ($r = 0.9405$, $n=381$, $p<0.01$, $b=3.15$)

Figura 29. Relación peso-talla de las especies de mayor abundancia

En *P. mexicana*, el patrón de crecimiento de machos y hembras fue muy similar (fig. 29) y el valor del Índice de Crecimiento ($b < 3$) indica que las poblaciones tendieron a crecer más en talla que en peso; aunque comparado con los machos, las hembras alcanzaron tallas y pesos mayores.

Por su parte, *C. cyanoguttatum* mostró un patrón de crecimiento homogéneo en los tres sitios del embalse en los que se capturaron ejemplares de esta especie, aunque no fue posible determinar la existencia de diferencias entre sexos, debido a que, a pesar de las tallas de los ejemplares analizados, ninguno tuvo gónadas maduras. El valor del índice de crecimiento ($b < 3$) indica un crecimiento ligeramente mayor en talla que en peso, sobre todo en la porción léntica del embalse.

El patrón de crecimiento de *O. mossambicus* también fue muy similar en todo el embalse, sobre todo en la porción lacustre, en donde el desarrollo de esta especie es el óptimo y la ganancia en talla y peso es casi isométrica ($b = 3.15$), y en un tiempo más corto, mientras que hay una ligera diferencia en Taxhidó, donde tiende a crecer más en talla que en peso ($b < 3$).

Factor de Condición (K)

Para eliminar las posibles diferencias debidas al componente ontogénico de los individuos (Wootton, 1990), el análisis comparativo del factor de condición se llevó a cabo sólo entre las mismas clases de talla y entre los diferentes sitios de muestreo, de

tal forma que las diferencias encontradas realmente fueron manifestación de distintas condiciones de crecimiento, como resultado de las diversas características ecológicas.

Los resultados del Factor de Condición indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios de muestreo para *C. cyanoguttatum* y *O. mossambicus* (Tabla 12), y entre sexos ($p < 0.05$) en el caso de *P. mexicana* (Tabla 13). En las tres especies no hubo significancia estadística entre clases de talla ($p > 0.05$); pero, las poblaciones más robustas correspondieron a la zona de Taxhidó y La Isla, (excepto en *O. mossambicus* de La Cortina).

Tabla 12. Comparación del Factor de Condición entre sitios.

<i>Cichlasoma cyanoguttatum</i>			Sitios	<i>Oreochromis mossambicus</i>		
Factor de Condición (K)	S_1	p		Factor de Condición (K)	S_1	p
4.3	± 0.089	< 0.05	Taxhidó	3.75	± 0.16	< 0.05
4.87	± 0.080	< 0.05	Isla	4.56	± 0.13	< 0.05
2.21	± 0.099	< 0.05	Cortina	7.35	± 0.13	< 0.05
			Epazote	3.63	± 0.05	< 0.05

Tabla 13. Comparación del Factor de Condición entre sexos de *Poecilia mexicana*

	Factor de Condición		
	(K)	S_1	p
Hembras	2.97	± 0.07	< 0.05
Machos	2.17	± 0.02	< 0.05

Los valores obtenidos para *P. mexicana* señalan que durante los meses de primavera (K= 3.1 en hembras y 2.19 en machos), el bienestar de la población es

mayor que en el resto del año, cuando los valores del factor de condición son más bajos ((Fig. 30)

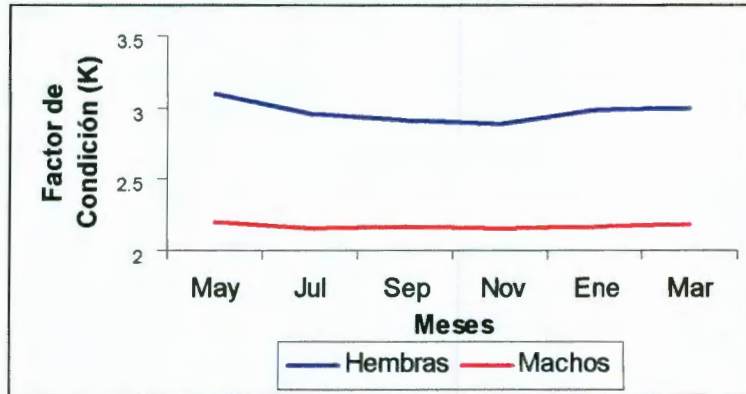


Figura 30. Variación temporal del Factor de Condición, en poblaciones de *Poecilia mexicana*.

En el caso de *C. cyanoguttatum*, las poblaciones con mayor robustez se encontraron en la zona de influencia del río San Juan (Isla), donde tuvieron los valores mayores del factor de condición (K= 4.9) (Fig. 31).

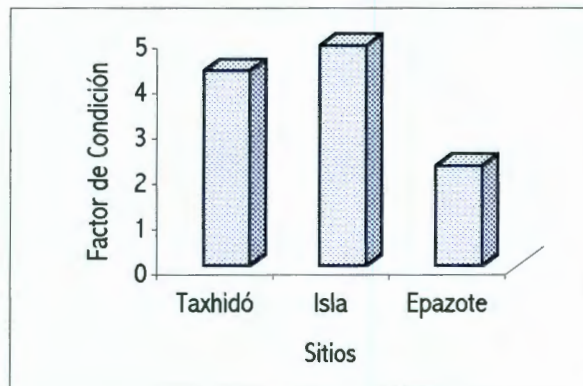


Figura 31. Variación espacial del Factor de Condición en poblaciones de *Cichlasoma cyanoguttatum*.

Además, los valores correspondientes a los meses de primavera (4.9, en La Isla), señalan que los peces son más robustos que el resto del año.

Con respecto a *O. mossambicus*, que es la de más amplia distribución en el embalse, así como la más abundante, el factor de condición tuvo una diferencia significativa entre los sitios de muestreo ($p < 0.05$) y las cifras más altas se alcanzaron en La Cortina, con un máximo de 7.48 (Fig. 32).

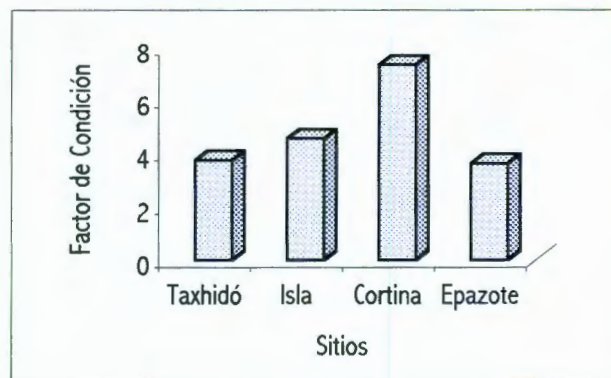


Figura 32. Variación espacial del factor de condición en poblaciones de *Oreochromis mossambicus*.

En cuanto a la variación temporal, *O. mossambicus* presentó valores homogéneos del factor de condición en cada sitio durante todo el ciclo de muestreo y aunque fueron ligeramente mayores de mayo a septiembre (hasta 7.48 en la Cortina), el bienestar de las poblaciones se mantiene semejante a lo largo del tiempo.

Tamaño de camada

Se analizó la fecundidad, expresada como tamaño de camada, de *Poecilia mexicana*, aunque el número de ejemplares con gónadas maduras fue reducido, pues

sólo 145 de los 1094 especímenes (616 hembras) capturados a lo largo del ciclo anual de muestreo presentaron condiciones de madurez. En la tabla 14 se muestran los valores obtenidos a partir del conteo de embriones y peso de la gónada por tallas. El mayor número de embriones encontrados fue de 38 y el menor de 3, de igual manera, la talla mínima en la que se encontraron embriones fue a los 34 mm. Es importante hacer notar que en ninguno de los ejemplares revisados se encontraron indicios de superfetación.

Tabla 14. Tamaño de camada en hembras de *Poecilia mexicana*

LP (mm)	No. de hembras	Peso ejemplar (g)		Peso Gónada (g)		No. Embriones			
			S ₁		S ₁	Mín	Máx	Prom	S ₁
34-39	29	1.936	±0.61	0.183	±0.16	10	24	13	±4.48
40-45	55	2.001	±0.71	0.142	±0.08	3	38	15	±7.63
46-49	28	2.329	±0.55	0.157	±0.12	6	32	18	±7.95
50-55	17	2.608	±0.58	0.184	±0.14	5	24	17	±5.53
56-69	16	2.146	±0.63	0.163	±0.14	4	12	8	±3.25

Mediante pruebas de "t" se determinó que no existen diferencias significativas en el tamaño de camada, entre las clases de talla de las hembras maduras ($p > 0.05$).

Fase experimental

Relación peso-talla

En el caso de *Oreochromis mossambicus* (Fig. 33), las crías utilizadas en las jaulas flotantes dentro del embalse, observaron una talla inicial menor de 3.9mm LP y una máxima de 6.5mm LP y la correlación entre el peso y la talla fue alta ($r = 0.86$).

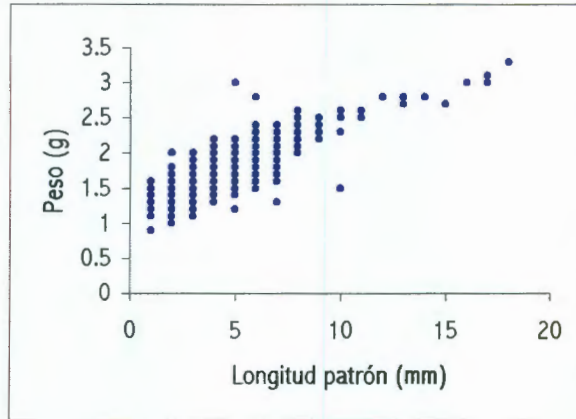


Figura 33. Relación peso-talla de *Oreochromis mossambicus* en jaulas flotantes. ($r=0.8688$, $n=725$, $p<0.01$, $b=2.9$).

En *P. mexicana*, la talla mínima y máxima inicial fue de 26 y 48mm LP respectivamente. En la figura 34, se observa la relación peso talla para esta especie en condiciones de laboratorio.

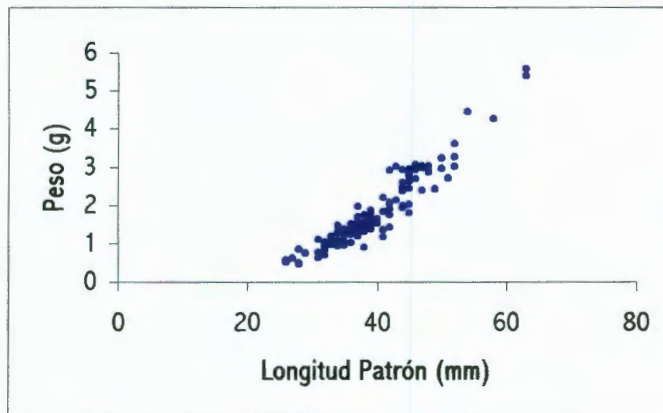


Figura 34. Relación peso-talla de *Poecilia mexicana* en tanques de laboratorio. ($r = 0.9435$, $n = 248$, $p < 0.01$, $b = 3.5$).

En las jaulas de cultivo *O. mossambicus* tuvo un crecimiento alométrico ligeramente negativo ($b=2.8$), que indica que hubo una ganancia mayor en talla que en

peso, lo cual difiere de los organismos capturados durante el ciclo de muestreo, pero este valor se explica porque los individuos utilizados en la fase experimental fueron crías, de alrededor de 25mm LP, razón por la cual se encuentran en la fase de crecimiento acelerado.

Las diferencias encontradas en *P. mexicana* mostraron que el crecimiento obtenido en laboratorio fue alométrico positivo ($b=3.5$), contrario al valor de 2.7 que presentaron los ejemplares capturados en el embalse, lo que se interpreta que en condiciones de laboratorio el crecimiento en peso fue mayor que en talla.

Factor de Condición

Con respecto a *Oreochromis mossambicus*, el valor de este factor en las jaulas de cultivo fue de 5.2, similar al de los ejemplares estudiados en condiciones naturales ($\bar{X}= 4.8$), lo que parece indicar que las características del embalse son adecuadas para el desarrollo de esta especie.

Por el contrario, el Factor de Condición de *P. mexicana* fue más alto en laboratorio (3.6), lo que es indicativo de que las poblaciones tuvieron un mayor estado nutricional y que las condiciones ecológicas prevalecientes en el embalse no son las mejores para esta especie, aun cuando se le encuentra en el área de mejor calidad de agua.

Discusión

Los estudios ecológicos a largo plazo fundamentan el entendimiento de los procesos ecológicos y de los cambios de origen antropogénico que se ven involucrados, además de que permiten el análisis de diferentes escalas espaciales y temporales para comprender dichos procesos. También, los trabajos que comparan colectas y registros de factores ecológicos antiguos con recientes, son relativamente limitados en escala geográfica o temporal, a pesar de la importancia que tienen (Magnuson, 1990; Levin, 1992).

Cuando no se contempla lo anterior, el estado de la ictiofauna como un total parece permanecer intacto y casi en proporciones relativamente similares cuando es examinada en una escala de resolución muy amplia. Sin embargo, conforme esta escala se reduce, los cambios regionales y locales en especies y abundancia relativa son más evidentes. Lo más notable es la tendencia general a la reducción de los taxa adaptados a condiciones lólicas y con estrechos requerimientos de hábitat (algunos ciprínidos, catostómidos y bagres ictalúridos), así como un incremento en las especies oportunistas (generalmente exóticos) que son tolerantes a condiciones de hábitat variables y tienen la capacidad de responder rápidamente a los disturbios del hábitat. Las consideraciones anteriores derivaron de un estudio llevado a cabo en una cuenca hidrológica en Texas, USA, que posee tanto sistemas lólicos como lénticos artificiales, en el cual se encontró que en 33 años se han perdido los taxa sensibles reduciendo la

diversidad de especies, que se relaciona con una alteración en la composición y estructura de la comunidad (Anderson *et al.*, 1995).

Como se mencionó, el embalse Zimapán se estableció aprovechando el caudal de dos ríos, San Juan y Tula, en una zona de características topográficas accidentadas. En particular, el río San Juan fluía en el fondo de un cañón, que dejaba pequeñas planicies de inundación laterales, con abundante vegetación riparia, tanto natural como la conformada por árboles frutales de distinto tipo; el recorrido del río propiciaba la presencia de áreas de corriente rápida y otras de meandros, la columna de agua no rebasaba los 2m de profundidad y la transparencia era alta, en algunos sitios total, y las concentraciones de oxígeno disuelto tenían niveles de saturación (Díaz-Pardo, *et al.*, 1996).

Algunas de las características anteriores eran similares en el río Tula, excepto la altura de las paredes del cañón, el cauce era más recto, el agua contenía mayor cantidad de sólidos suspendidos y la vegetación riparia era menos abundante (Díaz-Pardo, *et al.*, 1996).

Ross (1991) señala que la forma más importante en que las especies coexisten es el reparto del hábitat, pues explotando diferentes parches de hábitat o microhábitats en diferentes tiempos, evitan la exclusión competitiva. El uso diferencial del hábitat es un componente importante en la biodiversidad de los ríos, ya que promueve la

complejidad espacial en la estructura de la comunidad y contribuye a la resiliencia de los ensambles de peces cuando los hábitats son alterados (Petrede, 1989).

El párrafo anterior revela que los sistemas lóticos son heterogéneos debido a la diversidad de hábitats, pozas, rápidos y a las diferencias en velocidad de flujo, sustrato y temperatura, que definen diferentes microhábitats. Además, la heterogeneidad temporal y las variaciones estacionales en esas características, ofrecen variantes a esos microhábitats.

Los ríos San Juan y Tula perdieron sus características de heterogéneos, pues la construcción de la cortina y el posterior embalsamiento de estos sistemas, determinó el establecimiento de un sistema léntico profundo (hasta 200m en la cortina), con oxígeno sólo en los primeros 15m de la columna de agua, prácticamente sin áreas someras, con paredes de pendiente pronunciada, ausencia total de vegetación riparia y altamente turbios.

Estudios llevados a cabo por el US Geological Suvey's National Water-Quality Assessment Program han establecido la relación entre el uso del suelo de la cuenca, las características fisicoquímicas del agua, la condición riparia y la estructura de la comunidad de peces, y han encontrado que el decrecimiento de la condición riparia se asocia con los constituyentes de la calidad del agua (Osborne y Kovaccik, 1993), sobre todo de las descargas no puntuales, así como con los compuestos nitrogenados y los sólidos suspendidos; lo cual redundará en un decrecimiento de la condición de la

comunidad íctica. El análisis concluye sobre la importancia universal de las zonas riparias en el mantenimiento de los hábitats y de la diversidad de peces en aguas corrientes (Meador y Goldstein, 2003), lo que en el embalse Zimapán se vio seriamente afectado, al grado de que la vegetación riparia es prácticamente inexistente.

Los cambios ocurridos en el área de estudio son similares a los descritos en cuatro sistemas acuáticos, derivados del embalsamiento de los ríos Nilo, Níger y Volta en África, que muestran los efectos de las presas sobre las características físicas y químicas del agua, así como en las diferentes comunidades acuáticas. En particular, los peces que se alimentaban del bentos, como los Mormyridae (un equivalente ecológico de los Ictaluridae norteamericanos) tuvieron una reducción drástica en su población, debido al incremento de la profundidad del agua y porque los insectos bentónicos que eran su fuente alimenticia quedaron sumergidos en agua desoxigenada; también hubo cambios en la dominancia de las especies, inicialmente los taxa filtradores y de hábitos lénticos fueron los más abundantes, más tarde predominaron las especies carnívoras y por consecuencia la producción pesquera tuvo un gran incremento como reflejo de la reacción de la biota al cambio de una condición lótica a una léntica. (Talling, 1987).

Lo antes expuesto coincide con lo observado en el embalse Zimapán, pues durante el periodo de estudio no se colectaron algunas especies con registros previos al represamiento y que han sido jerarquizadas como sensibles (Díaz-Pardo *et al.*, 1993), como es el caso del ciprínido *Algansea tincella*.

Así mismo, es de destacar la ausencia actual de *Ictalurus mexicanus*, especie adaptada a condiciones de aguas corrientes y oxigenadas y que por su alto grado de sensibilidad se halla incluida en la NOM-059-ECOL-2001, que enlista las especies en riesgo. Este bagre como todos los del género *Ictalurus* tiene una sola reproducción al año, que inicia cuando disminuyen los niveles de agua y aumenta la transparencia de los ríos, al mismo tiempo que hay gran cantidad de larvas de insectos y de peces, puesto que los primeros son el elemento básico para el desarrollo de las crías y los segundos para la recuperación de los adultos después de la reproducción. Además, su hábitat reproductivo implica la presencia de sustratos rocosos y que formen oquedades, puesto que en éstas depositan los huevos (Díaz-Rojas y Díaz-Pardo, 1991). Es obvio que dichas características no se cumplen en el embalse Zimapán y explican su ausencia debida a la afectación que el represamiento tuvo sobre sus requerimientos de hábitat y sobre su ciclo biológico.

En contraste, las nuevas condiciones han favorecido el desarrollo de los taxa exóticos, principalmente de *Oreochromis mossambicus*, que es una especie con preferencia lénticas, filtradora y de tolerancia amplia, que actualmente es objeto de una pesquería.

La suma de los cambios mencionados en los párrafos anteriores, también puede resultar en diferentes presiones de selección sobre las poblaciones de peces, en particular, a través de modificaciones en la disponibilidad de recursos, tasas de

mortalidad y en características de la población tales como crecimiento, edad, talla de madurez, fecundidad y sobrevivencia (McDonnell y Pickett, 1990; Fraker, *et al.*, 2002).

Dichos efectos se detectaron en Zimapán, sobre todo en las especies nativas, lo que posiblemente explique la ausencia de algunos taxa como *Heterandria bimaculata* y *Goodea gracilis*, mientras que el único nativo persistente (*Poecilia mexicana*) tiene una distribución restringida en el embalse y ha visto afectada su talla de madurez y su crecimiento.

En este sentido, resultados coincidentes se registraron en Baltimore, EUA, donde se encontró que los cambios derivados del embalsamiento de corrientes, afectaron de manera similar el crecimiento y la biología reproductiva del ciprínido *Rhinichthys atratulus*. El crecimiento en estas poblaciones fue rápido durante el primer año de vida, cuando se comparó con poblaciones de aguas corrientes, pero, la tasa de crecimiento fue menor a partir del segundo año de vida; al contrario de lo que sucede en las de sistemas lóticos, que continúan creciendo al mismo ritmo (Fraker, *et al.*, 2002).

El impacto negativo de los exóticos ha estado implicado en una amplia variedad de escenarios geográficos, la mayoría de las veces derivados de análisis correlacionales. Un análisis de 31 casos de estudio de introducciones de peces señala que en el 77% de los casos ocurrió una declinación subsecuente de las especies nativas (Ross, 1991). Sin embargo, poco es conocido de los mecanismos por los cuales

los exóticos afectan a los nativos. Los impactos potenciales de las especies introducidas incluyen alteraciones de hábitat, introducción de enfermedades o parásitos, alteraciones tróficas, hibridación y alteraciones espaciales; si bien la depredación parece ser una causa común en el remplazamiento de las especies nativas y quizá el efecto más catastrófico esté tomando lugar en el lago Victoria, Africa, donde la perca del Nilo amenaza la existencia de cientos de especies de cíclidos endémicos (Ross, 1991; Kaufman, 1992).

La invasión por especies exóticas puede tener impactos grandes que directamente modifican los ecosistemas y producen efectos en cascada para la biota residentes. Los exóticos afectan los ecosistemas alterando la disponibilidad o calidad de los alimentos y los recursos físicos como el hábitat. Dado que las plantas y animales de sistemas acuáticos pueden crear y destruir la estructura de los ecosistemas, se les ha llamado especies ingenieras; cuando se introducen ingenieros exóticos, causan cambios en el estado físico con efectos que se ramifican a través de todo el sistema. Independientemente que las consecuencias de estas modificaciones son variadas y complejas, el concepto de ingeniería ecológica ofrece una oportunidad para predecir qué invasores lograrán su integración al sistema y las consecuencias de tal integración (Crooks, 2002).

Se ha establecido que la tilapia (*O. mossambicus*), la lobina (*M. salmoides*) y la carpa (*C. carpio*), especies que encuentran en el embalse Zimapán, provocan efectos

secundarios en las condiciones ecológicas de los sistemas acuáticos y pueden afectar de manera negativa a la fauna nativa a través de cambios en la calidad del agua. En particular, las carpas son consideradas ingenieros exóticos, dado el impacto que tienen sobre los recursos físicos de los ecosistemas, como es la destrucción de la vegetación sumergida, la remoción de sedimentos y el consecuente incremento de la turbidez, que a su vez tienen repercusión sobre la biota residente, puesto que la turbidez implica un incremento de la carga de nutrientes y éstos alteran la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica y de los invertebrados asociados al bentos (Zambrano *et al.*, 1999; Crooks, 2002).

Trabajos realizados en lagos de Sierra Nevada, California, muestran además que *C. carpio* y algunas especies de *Oreochromis* reciclan el doble del fósforo depositado en el fondo, que en lagos donde dichas especies no existen; la resuspensión de los sedimentos del fondo en los lugares someros de los embalses y la presencia de oxígeno, liberan el fósforo de la molécula inerte y lo hacen disponible para los productores primarios, propiciando los florecimientos algales, la eutrofización de los lagos y cambios en las relaciones tróficas de la comunidad de peces (Schindler, *et al.*, 2001).

En este contexto, un aspecto relevante es la presencia en el área de estudio de otros dos exóticos, *L. macrochirus* (especie filtradora) y *M. salmoides* (taxón voraz), que mantienen una interacción presa-depredador que proviene desde su lugar de

origen y que ha sido objeto de numerosos estudios. Uno de ellos (Turner y Mittelbach, 1990) indica que la presión de depredación altera el comportamiento de la presa; de esta manera, *L. macrochirus* reduce el uso del hábitat limnético, reduce su tasa de alimentación, decrece la distancia de forrajeo y de movimiento y cambia su patrón dial de actividades. Dado que estas respuestas comportamentales a la depredación involucran cambios en el consumo de alimento y el uso del hábitat, se transmiten a través de la red alimentaria, causando efectos en cascada sobre el zooplancton y fitoplancton. En el embalse Zimapán, la abundancia de la lobina ha ido en aumento, y las tallas de los ejemplares capturados se ha incrementado, incluso por estas características ha empezado a ser objeto de pesca deportiva. El punto importante a considerar es la repercusión que tendrá esta interacción en estas comunidades y en el ecosistema en su totalidad.

Los efectos particulares o conjuntos (sinérgicos), directos o indirectos, sobre la comunidad de peces a partir del represamiento (10 años) de los ríos San Juan y Tula, se resumen en las tablas 13 y 14, que hacen evidente la desaparición casi total de las especies nativas con el consecuente predominio de las exóticas y de la translocada *C. cyanoguttatum*.

Tabla 14. Cambios en la presencia de especies nativas, exóticas y translocadas

Especies	1992-93	1995-96	2000
Nativas	7	6	1
Exóticas	8	5	4
Translocadas	0	0	1

Tabla 15. Cambios en la composición ictiofaunística

Especies	Origen	1992-93	1995-96	2000
<i>Algansea tincella</i>	N	X	X	
<i>Cyprinus carpio</i>	E	X	X	X
<i>Carassius auratus</i>	E	X		
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	E	X		
<i>Ictalurus mexicanus</i>	N	X	X	
<i>Goodea gracilis</i>	N	X	X	
<i>Poecilia mexicana</i>	N	X	X	X
<i>Poecilia reticulata</i>	E	X		
<i>Heterandria bimaculata</i>	N	X	X	
<i>Poecillopsis infans</i>	N	X		
<i>Chirostoma jordani</i>	N	X	X	
<i>Micropterus salmoides</i>	E	X	X	X
<i>Lepomis macrochirus</i>	E	X	X	X
<i>Oreochromis mossambicus</i>	E	X	X	X
<i>Oreochromis aureus</i>	E	X	X	
<i>Cichlasoma cyanoguttatum</i>	T			X

N= Nativa, E= Exótica, T= Translocada

Finalmente, con base en los resultados obtenidos, es posible confirmar la hipótesis planteada en este estudio, respecto a que las especies nativas fueron afectadas negativamente con la construcción de la presa Zimapán, y la composición ictiofaunística se ha visto alterada, con la consecuente disminución de la riqueza específica a sólo seis taxa, de los 13 existentes antes del embalsamiento.

Conclusiones

Los efectos del embalsamiento sobre la ictiofauna se resumen de la siguiente manera:

Algunas especies como el bagre *Ictalurus mexicanus* y *Algansea tincella*, *Chirostoma jordani* y *Goodea gracilis*, que tenían una amplia distribución en los sistemas lóticos antes del represamiento, no se colectaron en el presente trabajo, lo cual puede deberse a distintas causas, entre ellas, la modificación de la profundidad, del sustrato y de la calidad de agua.

Por el contrario, los taxa exóticos se vieron favorecidos, sobre todo *Oreochromis mossambicus* y *Cyprinus carpio*, mismos que ahora son muy abundantes.

Con respecto al crecimiento, éste se ha modificado, siendo en *Poecilia mexicana* mayor en talla que en peso, con el consecuente reclutamiento de nuevos reproductores a tallas más pequeñas.

De igual manera, el bienestar de las poblaciones se ha visto mermado, excepto en el caso de *Oreochromis mossambicus*, y esto se refleja en valores bajos del Factor de Condición.

VII. EL EMBALSE ZIMAPAN: CAMBIOS Y PERSPECTIVAS

Análisis integral

De manera natural, la eutrofización de los sistemas acuáticos ocurre de forma gradual; en cuerpos de agua muy grandes se puede dar en tiempos geológicos, mientras que en lagos pequeños cambia en tiempos ecológicos. No obstante, el periodo de este proceso se reduce todavía más con la eutrofización antropogénica, que puede suceder en cuestión de décadas. Lo anterior acontece cuando en los ecosistemas hay un incremento de nutrientes, lo que provoca un aumento en la producción orgánica de los mismos y al aporte de material inorgánico que llega de la cuenca de captación (Mason, 1984).

Aún cuando los embalses se crean en condiciones diferentes a los lagos naturales, en la mayor parte de los casos durante su construcción no se lleva a cabo el clareo de la zona de inundación, de tal manera que el material atrapado provoca una serie de alteraciones en el nuevo ecosistema. Una de las primeras es la descompensación entre los procesos de producción y respiración, ya que en las capas superficiales del agua, el fitoplancton lleva a cabo una producción de oxígeno muy elevada, resultado de la gran cantidad de compuestos solubles de nitrógeno y fósforo que actúan como fertilizantes, mientras que en las zonas profundas predomina el consumo de oxígeno debido a la respiración de los organismos, a la mineralización de

la materia orgánica acumulada y al aporte de materiales alóctonos. En este periodo es común que se dé un agotamiento del oxígeno hipolimnético.

Las características de operación de las compuertas de los embalses, también influyen en la dirección evolutiva del sistema, entre ellas se encuentran la presencia de válvulas de desazolve que se instalan en la porción inferior y que contribuyen a que el sistema cuente con mayores posibilidades de manejo, debido a que al eliminar la materia orgánica acumulada en el fondo, se abaten las condiciones reductoras del hipolimneo (Bennet, 1970), aunque hay que considerar los impactos que esto trae consigo río abajo.

El embalse Zimapán terminó de establecerse en el año de 1995 y favorablemente se cuenta con estudios de calidad de agua e ictiofauna desde los sistemas lóticos originales, además del fitoplancton en sus primeras etapas de sucesión. La presente contribución de las condiciones ambientales y bióticas prevalecientes en el embalse pretende aportar información que contribuya al manejo adecuado del mismo y que conduzca a optimizar el uso del ecosistema.

Uno de los primeros pasos en la elaboración de una propuesta de manejo es el seguimiento de las condiciones ambientales en el sistema acuático, que permite detectar la secuencia de los eventos estacionales que forman parte de la funcionalidad del cuerpo de agua y que conducen a la generación de un diagnóstico, que en el caso

del embalse Zimapán posibilitará la identificación de las causas que lo han llevado a las condiciones prevaletientes.

De dicho diagnóstico se desprende el hecho de que la cuenca de captación del embalse Zimapán presenta un uso principalmente agrícola, industrial y urbano, en ese orden, además de que existe una parte importante de suelo desprovisto de vegetación, a partir de lo cual es posible inferir que el embalse recibe aportaciones de material alóctono que van desde arcillas coloidales, nutrimentos orgánicos, así como materia orgánica soluble y particulada.

En cuanto a las condiciones limnológicas, se detectó un periodo de estratificación térmica en verano, lo que corresponde a un sistema monomítico, contrario a otros embalses como es el caso del Ignacio Allende (Díaz-Pardo, *et al.*, 1991), en el cual se han detectado dos periodos de estratificación al año.

A la estratificación térmica le corresponde otra química, dada principalmente por las concentraciones de oxígeno disuelto que se mantienen altas (hasta 9mg/L) de la superficie a los 4m de profundidad, en el mesolimneo un descenso brusco y el hipolimneo es anóxico.

La recirculación ocurrió durante el resto del año, coincidiendo con la época de mayor precipitación pluvial, lo que contribuyó a la incorporación de nutrimentos y sólidos suspendidos, que ocasionaron interferencia en el paso de la luz en la columna de agua, lo que conllevó a una disminución de la capa trofogénica.

Durante la estratificación los niveles de nitratos epilimnéticos fueron altos y disminuyeron en la recirculación, en cambio, los fosfatos alcanzaron su máximo en el invierno y el mínimo en la estratificación.

Este comportamiento es muy similar al encontrado en otros cuerpos de agua del país, como es el caso del embalse Ignacio Allende (Díaz-Pardo, *et al.*, 1991) y del lago de Atezca (Díaz-Pardo *et al.*, 1986; Vázquez y Favila, 1998; Díaz-Pardo *et al.*, 2002).

Con base en el análisis de las condiciones ambientales desde antes del represamiento (Crisóstomo, 1994) y de la caracterización limnológica hecha en el periodo inmediato posterior al llenado (Sosa *et al.*, 1996; Díaz-Pardo *et al.*, 1996), hasta el presente trabajo, es posible inferir que el embalse Zimapán después del represamiento tuvo una mejoría en su calidad del agua, con respecto a los sistemas lóticos originales, pero que con el paso del tiempo esta calidad ha ido disminuyendo hasta encontrarse en las condiciones actuales, en las cuales los nutrientes presentan valores altos, han aumentado la concentración de sólidos suspendidos y la turbidez, y por lo contrario ha disminuido la cantidad de oxígeno disuelto. La conjunción de estas características han influido en la evolución del ecosistema, llevándolo hacia una fase de eutrofización acelerada.

Es importante señalar que varios atributos de la calidad de agua del embalse Zimapán no cumplen con la norma recomendada para aguas destinadas a la protección

de la vida acuática. En particular destacan todas las variables indicadoras de una fuerte carga de nutrimentos, así como la presencia de grasas y aceites (Sosa, *et al.*, 1996) y de altas concentraciones de coliformes fecales y totales (Secretaría de Salud, 1999).

Esto es relevante en cuanto a la restricción del uso de agua del sistema con fines de riego; además, si se considera la posibilidad de que el embalse albergue poblaciones importantes de aves acuáticas, estas podrían verse afectadas a largo plazo por la baja calidad de agua. Por otro lado, si el comportamiento limnológico del embalse se mantiene como hasta ahora, sería de esperar que la eutrofización vaya en aumento, debido a la cantidad de nutrimentos que ingresan al ecosistema, así como a los florecimientos algales que se presentan, por lo que debe mantenerse una vigilancia de la descarga de nutrimentos por sus dos afluentes principales, lo que permitirá la implementación de estrategias que contrarresten este proceso.

Otro riesgo en cuanto a la calidad del agua es que, debido a que la resuspensión de sedimentos derivada de la turbulencia, las concentraciones de metales pesados aumenten en la zona donde los ríos confluyen al embalse. En la zona central y en la cortina, es posible que la sedimentación de los metales sea más fácil por la ausencia del influjo de los ríos y por la profundidad; sin embargo puede haber mezcla de aguas por la extracción para el funcionamiento de las turbinas generadoras de energía eléctrica.

Las variables de la calidad del agua importantes de monitorear son la temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, nitratos, fosfatos totales, metales pesados (principalmente plomo, mercurio y cadmio), plaguicidas, grasas, aceites y coliformes fecales y totales.

Respecto a la frecuencia de monitoreo, sería recomendable que se considerara al menos los momentos del año que involucren las temporadas de lluvia y estiaje, o de preferencia, llevar a cabo muestreos mensuales; esto es importante porque la variación temporal de algunos de los parámetros de la calidad del agua están relacionados con el mayor influjo de agua al embalse propio de la época lluviosa.

En lo referente al fitoplancton, al igual que con la calidad de agua, se ha dado un cambio importante en la composición y estructura de la comunidad desde el embalsamiento, de tal manera que de tener en 1996 una mayor riqueza específica y dominancia de clorofitas en el ecosistema, actualmente son las diatomeas las que presentan el mayor número de especies, si bien las dominantes son las cianofitas. Esto es relevante, sobre todo si se considera que las especies de cianofitas presentes en el embalse (*Microcystis aeruginosa* y el género *Oscillatoria*) son productoras de toxinas y que al igual que *Closteriopsis longissima* y *Peridinium bipes* producen florecimientos algales que han ocasionado mortandades masivas de peces.

Los cambios en la composición del fitoplancton a lo largo del año son principalmente determinados por la temperatura y los nutrientes, específicamente por

los fosfatos, parámetros que importantes en cuanto a su influencia sobre los cambios fitoplanctónicos en los sistemas lacustres (Margalef, 1983).

En la primavera y verano hubo gran abundancia del dinoflagelado *Peridinium bipes*, así como de *Microcystis aeruginosa* y *Closteriopsis longissima* en la porción lacustre del embalse, mientras que en el mismo período las diatomeas fueron muy abundantes en la zona de influencia lítica. Este comportamiento ha sido observado en otros ecosistemas y está asociado con altas temperaturas, gran cantidad de nutrimentos así como con condiciones propias del inicio de la estratificación (Pollinger y Hickel, 1991; Díaz-Pardo *et al.*, 1998; Vázquez y Favila 1998; Díaz-Pardo *et al.*, 2002).

Por su parte, los florecimientos de algas verdeazules, que son las que predominan todo el año en Zimapán, se han relacionado con condiciones de escasez de nutrimentos y estabilidad en la columna de agua. *Microcystis aeruginosa*, aparentemente es especialista y tiende a almacenar y utilizar grandes pulsos de nutrientes conforme se vuelven disponibles en el ambiente (Romo *et al.*, 1996). En el embalse se estableció una sucesión de dinoflagelados a algas verdeazules, mientras que en otros lagos como el de Atezca (Díaz-Pardo, *et al.*, 1998, 2002), y el embalse Ignacio Allende (López-López, 1997) se observó una sucesión inversa.

En la secuencia de especies destaca *Ceratium hirundinella*, que tuvo las mayores abundancias durante la estratificación, cuando los niveles de fosfatos fueron

más bajos, manifestándose su carácter de especie indicadora de escasez de nutrimentos.

Modelo de sucesión fitoplanctónica en el embalse Zimapán.

De acuerdo a los resultados obtenidos, es posible sugerir el siguiente patrón de sucesión: a partir del principio de la estratificación, las diatomeas y dinoflagelados (*Peridinium*) dominan en condiciones de altas temperaturas y concentraciones de nutrientes; posteriormente son sustituidas por especies que son favorecidas por la estabilidad de la columna de agua (*Fragilaria* y algunas especies de cianofíceas). En el momento en que los nutrimentos han disminuido y la mezcla de la columna de agua se inicia, las cianofíceas (*Microcystis aeruginosa*), que son capaces de controlar su posición en la columna de agua y vivir con pocos nutrientes, son las que predominan.

En lo concerniente a los cambios que han ocurrido en la comunidad de peces del embalse Zimapán, destaca en primera instancia la desaparición de casi todas las especies nativas, en contraste con el aumento de las exóticas. De esta manera, de 15 especies de peces (7 nativas y 8 exóticas) que se encontraban en los ríos San Juan y Tula antes del represamiento, al término del llenado esta condición había cambiado a 11 taxa (6 nativas y 5 exóticas), y al momento de llevar a cabo el presente estudio, se encontraron seis especies, de las cuales sólo una es nativa y su distribución en el embalse está restringida a la porción lótica del río San Juan.

Además, de ser las especies nativas las de mayor abundancia en los estudios anteriores, en el presente es *Oreochromis mossambicus* la que tiene el mayor número de individuos y se distribuye en todo el embalse, seguida por *Cichlasoma cyanoguttatum*, sobre todo durante las estaciones de otoño e invierno y en las zonas aledañas a la cortina.

En cuanto al crecimiento, también ha habido modificaciones, puesto que en los antecedentes se señala que los ejemplares de las distintas especies tenían índices alométricos positivos, mientras que ahora este índice es negativo, excepto para la tilapia (*O. mossambicus*). Lo anterior indica que las poblaciones de peces están creciendo más en talla que en peso, como una respuesta a la presión ambiental y que ha derivado también en la modificación de las tácticas reproductivas, como en *Poecilia mexicana*, cuyos individuos están optando por tener un reclutamiento reproductivo a tallas menores.

Otra alteración ha sido la disminución de la salud de las poblaciones en la mayor parte de las especies del embalse, lo que se ha reflejado en el decremento de los valores del Factor de Condición, situación que ha sido extrema en el caso de *P. mexicana*, que es un indicador de que las condiciones ambientales prevalecientes en el embalse no son favorables para el desarrollo de estas especies y seguramente tampoco para el resto de las especies nativas que habitaban anteriormente en esa área.

Los cambios en la composición de la comunidad íctica de Zimapán siguen el mismo patrón que se presenta en todos los embalses, en los cuales las primeras y mayormente afectadas son las especies nativas, en beneficio de las exóticas, tal situación y su relación con la degradación ambiental ha sido documentada en varios trabajos, como es el caso de la presa Los Carros en Morelos (Magallón-Barajas *et al.*, 1992) y de algunos lagos naturales como el de Chapala (Lyons, *et al.*, 1998), además de aquellos en los que se describe el impacto que tiene la introducción de exóticos en los cuerpos de agua (Zambrano, *et al.*, 1999) y el efecto de la disminución en la salud de los ecosistemas (Fausch, 1990; Adams *et al.*, 1991; Constanza & Mageau, 1999)

De los datos expuestos en el capítulo de calidad de agua, es posible inferir que los peces se han visto afectados por las altas concentraciones de grasas y aceites y de metales pesados (Díaz-Pardo *et al.*, 1996; Sosa *et al.*, 1996), e indirectamente por la alta productividad del fitoplancton, florecimientos súbitos de algas y agotamiento temporal del oxígeno disuelto.

La bioacumulación de metales pesados en los peces puede traer consigo una serie de alteraciones que van desde anemia y trastornos funcionales en diversos órganos, hasta atrofia testicular. De acuerdo a los resultados obtenidos por Díaz-Pardo, *et al.*, (1996), se señala que el músculo acumula metales en menor proporción a lo que tiende a acumularse en órganos viscerales que almacenan grasa, por lo que es muy posible que la bioacumulación de sustancias tóxicas haya sido la responsable de

las malformaciones en las gónadas de *Goodea gracilis* y de la posterior desaparición de esta especie del embalse, ya que es un taxa que busca su alimento en el fondo, donde se depositan estos toxones en mayor cantidad.

En suma, y como respuesta al objetivo general de este trabajo, las causas secundarias producto del embalsamiento de los ríos San Juan y Tula que intervinieron en la modificación y sustitución de la comunidad de peces en el embalse Zimapán, están fundamentadas en un efecto sinérgico del ambiente, en el que queda incluida la eutrofización acelerada, así como los efectos directos e indirectos (Kerfoot y Sih, 1987) de las especies introducidas sobre la ictiofauna nativa. Todo lo cual ha redundado en la desaparición de las especies nativas (por ejemplo, *Heterandria bimaculata*), de las nativas adaptadas a aguas corrientes (*Ictalurus mexicanus*) y de los nativos sensibles (*Algansea tincella*), en una menor salud de las poblaciones existentes, con un consecuente predominio de las especies características de ambientes lénticos (taxa exóticos).

Diagnóstico de eutrofización acelerada

Los resultados conjuntos del presente trabajo apoyan el diagnóstico de que el embalse Zimapán se encuentra en estado eutrófico, con una alta productividad primaria, producida por una comunidad dominada por *Microcystis aeruginosa* y con una gran producción de zooplancton y peces. La presencia del zooplancton, aunque no fue

cuantificada, principalmente se detectó en la zona de influencia del río Tula, encontrándose en ocasiones en grandes cantidades. En conjunto con la calidad de agua y la comunidad fitoplanctónica, los indicadores que sugieren que se está dando un proceso de eutrofización acelerado son:

➤ El contenido de oxígeno es el típico de un sistema eutrófico, ya que hay una disminución muy brusca hasta la anoxia en los primeros 15 m de la columna de agua. Esto puede ser consecuencia de una desmedida producción de biomasa y repercute en las poblaciones de peces provocando su muerte por falta de oxígeno.

➤ Las densidades poblacionales altas de algunas especies fitoplanctónicas, que requieren de grandes cantidades de compuestos nitrogenados y fosforilados. En Zimapán estos nutrientes se encontraron en altas concentraciones, ya que constantemente están siendo suministrados a través de los ríos San Juan y Tula.

➤ La presencia de varias cianofíceas que indican eutrofización y que son productoras de toxinas, como *Microcystis*, así como de algunas tolerantes a la contaminación (*Fragilaria*, *Cyclotella*, *Coelastrum*).

➤ Florecimientos algales repentinos de varias especies (*Microcystis*, *Closteriopsis* y *Peridinium*) que indican que hay un aporte excesivo de nutrientes.

Modelo de estado trófico

La dinámica detectada en el embalse Zimapán sugiere que el estado trófico sufre cambios estacionales. De acuerdo con Carlson (1980), un diseño adecuado para el manejo de cuerpos de agua requiere de un diagnóstico que contemple los cambios estacionales y que permita contar con una medida de la magnitud y duración de los cambios, lo que repercutirá en la toma de decisiones sobre las estrategias más adecuadas de manejo.

El modelo de estado trófico en Zimapán indica que con el aporte de nutrientes durante la época de lluvias, al término de éstas el embalse alcanza condiciones de hipereutofía, sobre todo en la porción correspondiente al río Tula, aunque en el resto del ecosistema las condiciones se mantengan como eutróficas,

Entre las características que comparten estas condiciones tróficas son, además de las concentraciones de fósforo, las mortandades masivas de peces, resuspensión de sedimentos por efecto de la recirculación y de los hábitos alimentarios de algunas especies como la carpa, así como las altas densidades fitoplanctónicas.

Una característica que puede impedir la evolución de todo el embalse hacia la hipereutrofia, es la presencia de compuertas hipolimnéticas, que permiten la eliminación de sedimentos ricos en materia orgánica en descomposición, por lo que con ello se contribuye al desazolve, a la eliminación de nutrientes y a la eliminación de agua

carente de oxígeno; sin embargo, es necesario considerar el efecto que todo lo anterior ocasiona río abajo de la cortina.

Estrategias de manejo

Aún cuando este rubro no estaba contemplado en los objetivos de este trabajo, tanto el diagnóstico como la problemática identificada en el embalse Zimapán demanda estrategias de manejo que conduzcan a mejorar las condiciones ambientales actuales en el ecosistema. Debido a que los procesos ocurridos en la cuenca de captación afectan de manera directa al embalse, cualquier programa de manejo deberá incluir también el manejo de la cuenca.

Por otro lado, considerando que los embalses son obras de ingeniería y que en el caso de Zimapán se construyó con fines de generación de energía eléctrica, desde su proyección se les priva de posibilidades de incorporación de medidas de protección, prevención o manejo de la calidad de sus aguas, por lo que es un requisito indispensable que la planeación del embalsamiento sea multidisciplinaria y en la cual participen ingenieros, biólogos y administradores públicos para lograr el desarrollo conjunto de estrategias de manejo, una vez que la etapa de inundación concluya.

De acuerdo con los criterios de algunos autores (Kennedy, 1995; Nilson y Berggren, 2000), se pueden considerar tres niveles de manejo de los embalses: el primero es el llamado “manejo de cuenca” (Kortman y Rich, 1994), el segundo incluye

el “manejo de la calidad del agua dentro del embalse” y el tercero involucra el “manejo o administración de compuertas”.

En el primer nivel, se requiere de la identificación de las fuentes puntuales y no puntuales de nutrientes provenientes de la cuenca de captación y la reducción del aporte de los mismos al embalse, en el caso de Zimapán, uno de los principales problemas lo constituyen las descargas de las ciudades por las que atraviesa el río Tula y en menor medida el San Juan, por lo que habría que implementar medidas de reducción y/o tratamiento de aguas en las descargas de las ciudades e industrias principales.

Dentro de las prácticas de manejo de cuenca, también se menciona el desvío de descargas a otras cuencas; sin embargo, esta medida no resulta recomendable, puesto que además de que no soluciona el problema, puede agravar la situación de las cuencas adyacentes al ecosistema en estudio.

Otra medida a nivel de cuenca incluye el manejo del litoral, la cual hace referencia a la reforestación en las zonas aledañas al embalse, en Zimapán, esta estrategia podría contribuir a la retención de terrígenos que influyen en el aporte de sólidos suspendidos y turbidez al cuerpo de agua, sobre todo considerando que la cuenca de captación presenta grandes extensiones desprovistas de vegetación; sin embargo, hay que tomar en cuenta que debido al tamaño de la cuenca existen un gran número de fuentes difusas de nutrientes, lo que las hace de difícil control.

Las medidas conocidas como estrategias de manejo de la calidad de agua del embalse, se refieren a acciones correctivas que se implementan en el cuerpo de agua y en las que incluyen según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA, 1990) la aireación hipolimnética (Kortman, *et al.*, 1994), la desestratificación, el uso de alguicidas, la biomanipulación y la inactivación de nutrientes.

La aireación hipolimnética consiste en la inyección de oxígeno en el fondo para favorecer la nitrificación y provoca que el nitrógeno esté disponible y pueda ser asimilable; además de que la oxidación del hipolimneo promueve la formación de quelatos que mantienen atrapado el fósforo. Con estas medidas se pueden abatir varios de los síntomas de la eutrofización, entre ellos los florecimientos de cianofíceas que representan un problema común en Zimapán. El inconveniente de esta técnica recae en el costo, tanto económico como energético para la inyección hipolimnética.

La desestratificación consiste en el rompimiento de la estratificación térmica del cuerpo de agua, lo que promueve el paso libre de oxígeno en la columna de agua. Aunque este tipo de técnica es de mayor utilidad en cuerpos de agua en los que los nutrimentos no presentan problema, aunque al igual que el anterior es un procedimiento costoso.

En cuanto al uso de alguicidas, algunas experiencias en otros lugares (Kennedy, 1995) indican que para el caso de embalses, dado el menor tiempo de residencia

hidráulica, resulta sumamente costosa su aplicación, por la frecuencia de aplicación y volumen del herbicida que se requiere para abatir los florecimientos algales, además de que esta técnica corrige el problema solo de manera temporal y puede tener efectos adversos de tipo toxicológico, que se manifiestan después de la aplicación.

La biomanipulación consiste en favorecer la presencia de algas verdes y diatomeas, entre otras, para promover la presencia y abundancia de peces planctófagos, transformando la alta producción primaria en una producción secundaria elevada de zooplancton y peces (interacciones de cascada trófica). Sin embargo, esto no es fácil de instrumentar debido a que los factores responsables de la eutrofización, de los florecimientos algales y de la tendencia a la dominancia de las cianofíceas, son las altas concentraciones de nitratos y fosfatos, de diferentes orígenes (Margalef, 1983; Harper, 1992).

La inactivación de nutrientes se basa en la aplicación de sales de aluminio que contribuyan a eliminar el exceso de nutrientes de la columna de agua y a formar quelatos en el fondo, pero, al igual que las estrategias anteriores, el costo de su adición hace poco posible la utilización de esta técnica, aun cuando ha dado buenos resultados, sobre todo en cuerpos de agua pequeños (Barko, *et al.*, 1990).

Un tercer nivel de estrategias es modificar la operación de las cortinas, que puede llegar a afectar el tiempo, calidad y cantidad de las descargas de agua. Lo anterior es a partir de cambios en el nivel de agua y por tanto en el tiempo de

residencia hidráulica, que influyen en la tasa de sedimentación, en el periodo de retención de nutrientes y en la respuesta de la comunidad fitoplanctónica. Un aspecto importante a considerar es que los cambios en el nivel de agua también intervienen en la estratificación, en la erosión de la línea de costa, así como en las comunidades planctónicas y en la trama trófica del embalse, éstas últimas afectaciones se han visto directamente en el embalse Zimapán, en el que se requiere el desarrollo de un esquema de regulación de las descargas, sin llegar a abatimientos drásticos del nivel de agua y que contribuirían a atenuar los momentos de florecimientos de las cianofíceas.

Esta última estrategia es la más viable para el embalse Zimapán, puesto que no sería necesario hacer modificaciones estructurales en la cortina, ni llevar a cabo inversión económica en compra de equipo, sino sólo de un manejo adecuado de las compuertas, que probablemente disminuirían la condición trófica del ecosistema. Sin embargo, es conveniente no perder de vista la perspectiva del manejo de la cuenca de captación, la cual a largo plazo podría resultar más costosa y tendría un efecto más perdurable en las condiciones limnológicas y por ende en las comunidades biológicas del embalse.

Consideraciones a futuro

📍 Continuar el monitoreo de los principales atributos de la calidad del agua y del hábitat, con la finalidad de detectar cambios bruscos y de contrarrestar el establecimiento de condiciones adversas que repercutan directamente sobre las comunidades biológicas existentes en la presa Zimapán, sobre todo de las concentraciones de nutrimentos, de metales pesados, grasas y aceites, así como de coliformes fecales y totales.

📍 Proseguir el análisis de la presencia y abundancia de las cianofíceas a lo largo del año, en particular de *Microcystis aeruginosa* y *Oscillatoria*, especies peligrosas debido a su producción de toxinas que pueden ser dañinas tanto para los peces y otros organismos acuáticos, como para el hombre.

📍 Determinar y cuantificar la presencia de toxinas en el agua, producto de la abundancia de cianofíceas.

📍 Vigilar a algunas clorofíceas como *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Coelastrum* y *Glosteriopsis*, lo que permitirá detectar florecimientos, sobre todo en la zona de influencia del río Tula, ya que están relacionadas con un alto aporte de nutrimentos.

📍 Promover la instalación de cadenas de plantas de tratamiento de agua sobre el cauce del río Tula, sobre todo en los sitios más industrializados y poblados, con la finalidad de mejorar la calidad de agua aportada al embalse.

🔑 Mantener el análisis de los cambios en las poblaciones de peces, en los que se debe incluir una parte ecotoxicológica y genotoxicológica, sobre todo en aquellas especies que pueden estar bioacumulando toxones y que están siendo aprovechadas con fines pesqueros, como es el caso de *Oreochromis mossambicus*.

🔑 La cuantificación El análisis debe comprender elementos como el plomo, cadmio, plaguicidas organoclorados, organofosforados y con carbamatos en músculo y gónadas, así como la evaluación de daños genéticos a partir del análisis de la estructura nuclear celular. Es importante hacer notar que la toma de muestras para todos los análisis debe ser simultánea y debe atender a la estacionalidad del área.

XI. LITERATURA CITADA

- Adams S.M. and R.B. McLean. 1985. Estimation of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, Lacépède, growth using the liver somatic index and physiological variables. *Journal of Fish Biology*. 26: 111-126.
- Adams S.M., K.B. Ham, M.S. Greeley, R.F. LeHew, D.E. Hinton and C.F. Saylor. 1996. Downstream gradients in bioindicator responses: point source contaminant effects on fish health. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2177-2187.
- Adams S.M., W.D. Krumby, M.S. Greeley Jr., M.G. Ryon and E.M. Schilling. 1991. Relationships between physiological and fish populations response a contaminated stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 11: 1549-1557.
- Álvarez del Villar J. 1970. Peces mexicanos (claves). Secretaría de Industria y Comercio. Instituto Nacional de Investigaciones Biológico-Pesqueras y Comisión Nacional de Pesca, México. 166 p.
- Ambroggi R.P. 1980. Agua. Investigación y Ciencia. Scientific American. Barcelona: 65-77 pp.
- Anderson A.A., C. Hubbs, K.O. Winemiller and R.J. Edwards. 1995. Texas freshwater fish assemblages following three decades of environmental change. *The Southwestern Naturalist*. 40 (3): 314-321.

Arredondo-Figueroa J.L. y A. M. Guzmán, 1986. Actual situación taxonómica de las especies de la tribu Tilapini (Pisces: Cichlidae) introducidas en México. An. Inst. Biol. UNAM, Méx., Ser. Zool. 56 (2) 555-572.

Arredondo-Figueroa J.L. y A. Flores-Nava. 1992. Características limnológicas de pequeños embalses epicontinentales, su uso y manejo en la acuacultura. Hidrobiológica. 3/4: 1-10.

Athié L.M. 1987. Calidad y cantidad del agua en México. Ed. Universo Veintiuno. México. 152 pp.

Bagenal T. 1978. Methods for assessment of fish production in fresh waters. IBP Handbook No. 3, Blackwell Scientific Publs. Oxford. 365 pp.

Barbour C.D. 1973. The systematics and evolution of the genus *Chirostoma* Swanson (Pisces: Atherinidae). Tulane Stud. Zool. Bot. 18 (3): 97-141.

Barbour C.D. and R.R. Miller. 1978. Revision of mexican cyprinid fish genus *Algansea*. Misc. Publ. Mus. Zool. Univ. Michigan. 155: 1-72.

Barko J.W., W.F. James, W.D. Taylor and D.G. McFarland. 1990. Effects of alum treatment on phosphorus and phytoplankton dynamics in Eau Galle Reservoir: A synopsis. Lake Reserv. Manage. 6 (1): 1-8.

Bennett G.W. 1970. Management of lakes and ponds. De Van Nostrand Reinhold. New York, 376 pp.

- Bourrely P. 1968. Les algues d' eau douce. Initiation a al Systematique. Les algues jaunes et brunes. N. Boubée et Cie. Prís. T. II. 572 p.
- Bourrely P. 1970. Les algues d' eau douce. Initiation a al Systematique. Les algues blues et rouges. N. Boubée et Cie. Prís. T. III. 512 p.
- Cairns J.Jr. 1990. The genesis of biomonitoring in aquatic ecosystems. The Environmental Professional. 12: 169-176.
- Carlson R.E. 1980. Using trophic state indices to examine the dynamics of eutrophication. U.S.E.P.A. 1980. International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration, EPA 440/5'80-010.
- Carlson R.E. 1984. The trophic state concept: a lake management perspective. Lake and Reservoir Management. Proceedings of third annual conference North America Lake Management Society, USA-EPA 440/5184-001.
- Carpenter S.R., J.F. Kitchell and J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience. 35: 634-639.
- Carpenter S.R., C. Kraft, R. Wright, X. He, P.A. Soranno and J.R. Hodgson. 1994. Resilience and resistance of a lake phosphorous cycle before and after food web manipulation. The American Naturalist. 140: 781-798.
- Ceballos G., M.R. Murillo, M. Medina, M. Martínez, L. Rodríguez y S. González. 1994. Análisis limnológico del lago de Cuitzeo, Michoacán, México. Biología Acuática. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México.

- Chacón T.A. 1993. Lake Pátzcuaro, México: Effects of turbidity in a tropical high altitude lake. *Tropical Freshwater Biology*. (3): 251-272.
- Chapman D. (Ed.). 1992. *Water quality assessments*. Chapman & Hall, London, 585 pp.
- Comisión Federal de Electricidad. 1994. Proyecto de ordenamiento de la Presa Hidoeléctrica de Zimapán, México. Documento Interno.
- Contreras-Balderas S. 1985. *Impacto ambiental de obras hidráulicas*. Universidad Autónoma de Nuevo León. México: 116 pp.
- Constanza R. and M. Mageau. 1999. What is a health ecosystem?. *Aquatic Ecology* 33: 105-115.
- Crisóstomo M.M., 1994. Estudio sobre algunos parámetros ecológicos de la comunidad ictiofaunística en los ríos San Juan, Tula y Moctezuma, de los estados de Hidalgo y Querétaro. Tesis Profesional Biólogo. UNAM. México. 35 pp.
- Crooks J.A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*. 97: 153-166.
- de la Lanza-Espino, G. y J.L. García-Calderón. 2002. *Lagos y presas de México*. AGT Editor, S.A. México: 680 pp.
- de la Lanza-Espino, G.; S. Hernández-Pulido y J.L. Carbajal-Pérez. 2000. *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores)*. Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, Comisión Nacional del Agua, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, Plaza y Valdés S.A. de C.V., México: 633 pp.

- Díaz-Argüero M.M. 1995. Biomonitorio en sistemas lénticos: el uso de especies indicadoras. *Zoología Informa*. (31): 17-35.
- Díaz-Pardo E., C. Guerra-Magaña y G. Vázquez. 1986. Estudio bioecológico de la laguna de Atezca, Hidalgo, México. I. Análisis limnológico. *An. Esc. nac. Cienc. Biol. Méx.* 30: 171-189.
- Díaz-Pardo E., E. López-López. 1991. Ciclo limnológico anual en la presa Begonias, Guanajuato, México. *An. Esc. nac. Cienc. Biol. Méx.* 34: 65-79.
- Díaz-Pardo E., E. Soto-Galera y J. Paulo-Maya. 1996. Monitoreo de la ictiofauna posterior a la construcción del P.H. Zimapán (Informe final). Instituto de Ecología, A.C. 27 pp.
- Díaz-Pardo E., G. Vázquez y C. Guerra-Magaña. 2002. Lago de Atezca. En: de la Lanza-Espino G. y J.L. García-Calderón. *Lagos y presas de México*. AGT Editor S.A. México: 109-125.
- Díaz-Pardo E., G. Vázquez and E. López-López. 1998. The phytoplankton community as bioindicator of health conditions of Atezca lake, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1: 257-266.
- Díaz-Pardo E., M. Godínez-Rodríguez, E. López-López y E. Soto-Galera. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, México. *An. Esc. nac. Cienc. biol.; Méx.* 38: 103-128.

- Díaz-Rojas A. y E. Díaz-Pardo. 1991. Biología reproductiva del bagre del balsas *Ictalurus balsanus* (Pises: Ictaluridae), del río Amacuzac, Morelos. An. Esc. nac. Cienc. biol. Méx. 34: 173-189.
- Equihua M., S. Zamudio, G. Benitez, G. González, F. González, R. Novelo y O. Grunberger, 1994. Caracterización ambiental del cauce del río Moctezuma, desde la cortina del P.H. Zimapán hasta la confluencia con el río Estórax. Informe Final. Instituto de Ecología, A-C.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1990. The lake and reservoir restoration guidance manual, 2nd Ed. North American Lake Management Society, 326 pp.
- Evans M.S. 1992. Historic changes in lake Michigan zooplankton community structure: the 1960's revisited with implications for top-down control. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 49: 1734-1749.
- Fausch K.D., J. Lyons, J.R. Karr and P.L. Anger-Meyer. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Society Symposium. 8: 123-144.
- Fraker M.E., J.W. Snodgrass and F. Morgan. 2002. Differences in growth and maturation of blacknose dace (*Rhinichthys atratulus*) across an urban gradient. Copeia. (4): 1122-1127.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. UNAM. México.

- García-Lara M.A. 1982. Los recursos hidráulicos. En: R.M. López-Portillo. El medio ambiente en México: Temas, problemas y alternativas. Fondo de Cultura Económica. México: 92-109.
- Godínez-Ortega J.L. 2000. Algas. En: G. de la Lanza-Espino; S. Hernández-Pulido y J.L. Carbajal-Pérez.. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca, Comisión Nacional del Agua, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, Plaza y Valdés S.A. de C.V., México: 109-193.
- Hernández-Montaño D. Y A. Orbe-Mendoza. 2002. Presa Fernando Hiriart Valderrama (Zimapán) Hidalgo-Querétaro, México: opciones para su manejo. En: G. de la Lanza-Espino y J.L. García-Calderón. Lagos y presas de México. AGT Editor S.A. México: 437-457.
- Harper D. 1992. Eutrofication of feshwater. Principles problems and restauration. Chapman & Hall. London: 327 pp.
- Jones J.G. 1979. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 39.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6: 21-27.
- Kaufman L. 1992. Catastrophic change in species-reach freshwater ecosystems. Bioscience. 42: 846-858.

- Kennedy R. 1995. reservoir water quality management. *LakeLine*. 15 (1): 24-27.
- Kerfoot C. and A. Sih. 1987. Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities. University Press of New England. 386 pp.
- Kitchell J.F. 1992. Food web management: a case study of lake Mendota. Springer Verlag, Berlín: 97-126 pp.
- Kortman R.W. and P.H. Rich. 1994. Lake ecosystem energetics. The missing management link. *Lake and Reserv. Manage.* 8 (2): 77-97.
- Kortman R.W., G.W. Knoecklein and Ch.H.Bonell. 1994. Aeration of stratified lakes: theory and practice. *Lake and Reserv. Manage.* 8 (2): 99-120.
- Lagler K.F. 1956. Freshwater fishery biology. WM. C. Brown Co. Publs. Dubuque. 421 pp.
- Levich, A.P. 1996. The role of nitrogen-phosphorus ratio in selecting for dominance of phytoplankton by cyanobacteria or green algae and its application to reservoir management. *Journal of Aquatic Ecosystems Health*. 5: 55-61.
- Levin S.A. 1992. The problem of pattern an scale in ecology. *Ecology*. 73: 1943-1967.
- Limón G. & O.T. Lind. 1990. The management of lake Chapala (Mexico): Considerations after significant changes in the water regimen. *Lake and reserv. Manag.* 6 (1): 61-71.

- López-López E. 1997. Análisis limnobiológico del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México. Tesis Doctor en Ciencias (Ecología). Instituto Politécnico Nacional, México. 163 pp.
- López-López E. Y E. Soto-Galera, 1993. Diagnóstico de eutroficación del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Univ. Nal. Autón. México.* 20 (1): 33-41.
- Lyons J., S. Navarro-Pérez, P.A. Cochran, E. Santana C. and M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. *Conservation Biology.* 9: 569-584.
- Lyons J., G. González-Hernández, E. Soto-Galera and M. Guzmán-Arroyo. 1998. The cline of freshwater fishes and fisheries in selected drainages of Coast Central Mexico. *Fisheries Management* 23 (4): 10-18.
- Lyons J., A. Gutiérrez-Hernández, E. Díaz-Pardo, E. Soto-Galera, M. Medina-Nava and R. Pineda-López. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central México. *Hidrobiología.* 418: 57-72.
- Magallón-Barajas S., J. Paulo-Maya y E. Díaz-Pardo. 1992. Avances en el conocimiento de la presa "Los Carros", Morelos, un embalse de reciente formación. *Universidad: Ciencia y Tecnología.* 2 (2): 121-129.

- Magnuson J.J. 1990. Long-term ecological research and the invisible present. *BioScience*. 40: 495-501.
- McDonnell J.D. and C.T.A. Pickett. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*. 71: 1232-1237.
- McQueen D.J., M.R.S. Johannes, J.R. Post, T.J. Stewart and D.R.S. Lean. 1989. Bottom-up and Top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs*. 59: 289-309.
- Margalef, R. 1976. *Limnología de embalses*. Publ. 123. Serv. de Ed. Centro de estudios hidrográficos, Madrid. 450 pp.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona. 1095 pp.
- Margalef, R. 1990. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona. 1101 pp.
- Mason C.F. 1984. *Biología de la contaminación del agua dulce*. Edit. Alhambra. España. 289 pp.
- Mazzola A. 1992. Allochthonous species and aquaculture. *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova*. 56-57: 235-246.
- Meador M.R., R.M. Goldstein. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*. 31 (4): 504-517.
- Meeks C.J. 1974. *Algal physiology and biochemistry*. Stewart, P.D.W. (Ed.), Blackwell Scientific Publications Ltd. Great Britain: 161-175.

- Miller R.R. 1983. Checklist and key to the mollies of México (Pisces: Poeciliidae: *Poecilia*, subgenus: *Mollinesia*). *Copeia* (3): 817-822.
- Morales G.E. 1988. Estrategias de ciclo de vida. Ciencias. UNAM. No. Esp. 2: 37-43.
- Moyle P.B. 1988. *Fishes. An introduction to ichthyology*. Prentice Hall. Englewood Cliffs, New Jersey, 559 pp.
- Ney J.J. 1993. Top-down management of water quality: clean lakes plus better fishing?. *LakeLine*: 16-17.
- Nilson C. and K. Berggren. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience*. 50 (9): 783-792.
- Olvera V.V. 1992. Estudio de eutroficación de la presa Valle de Bravo, México. *Ingeniería Hidráulica en México*. VII (2-3): 148-161.
- Osborne L.L. and D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*. 29: 243-258.
- Patrick R. and D.M. Palavage. 1994. The value of species as indicators of water quality. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 145: 55-92.
- Petredes M.Jr. 1989. River fisheries in Brazil: A review. *Regulated Rivers Restoration and Management*. 4: 1-16.
- Phillips G.F. and B. Moss. 1993. Is biomanipulation an useful technique in lake management?. National Rivers Authority, Bristol. pp 1-43.

- Pollinger U. y B. Hickel. 1991. Dinoflagellate associations in subtropical lake. *Archive. Für Hydrobiologie*, 120:267-285.
- Prescott G.W. 1962. *Algae of the western great lakes area*. Revised Edition. W.M.C. Brown Co. Pub. 977 p.
- Reynolds C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge, 384 pp.
- Rodríguez C.R. 1999. Diagnóstico preliminar del estado de las afectaciones ambientales potenciales asociadas a la presa Zimapán. Consejo de Ciencia y Tecnología del estado de Querétaro-Instituto de Geofísica, UNAM. México. 42 pp.
- Romo S., E. V. Donk, R. Gylstra and R. Gulatis. 1996. A multivariate analysis of phytoplankton and food web changes in a fallow biomanipulated lake. *Freshwater Biology*. 36: 683-696.
- Rosen D.E. and R.N. Bailey. 1963. The Poeciliid fish (Cyprinodontiformes), Their structure, zoogeography and systematics. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. New York*. 126 (91): 1-176.
- Rosen G. 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica*. 13: 263-290.
- Rosenberg D.M. and V. H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 488 pp.

- Ross S.T. 1991. Mechanism structuring stream fish assemblages. *Environmental Biology Fishery*. 30: 359-368.
- Schindler D.E., R.A. Knapp and P.R. Leavitt. 2001. Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introductions into mountain lakes. *Ecosystems*. 4: 308-321.
- Schwoerbel J. 1975. Métodos de hidrobiología (biología del agua dulce). H. Blume Ediciones. España. 73-81 pp.
- Secretaría de Salud. 1999. Bacterias coliformes en la presa Hiriart Valderrama. Informe Técnico.
- Sosa V., M. Equihua y G. Vázquez. 1996. Monitoreo de la calidad del agua del embalse de la Central Hidroeléctrica Fernando Hiriart Valderrama (Informe final). Instituto de Ecología, A.C. 25 pp.
- Spigarelli S.A., M.M. Tomes and W. Prepejchal. 1982. Feeding, growth and fat deposition by brown trout in constant and fluctuating temperatures. *Transactions of the America Fisheries Society*. 111: 199-209.
- Talling G.F. 1987. The longitudinal succession of water and biological characteristics in the White Nile. *Hydrobiologia*. 11: 73-89.
- Torres-Orozco R. y J.L. García-Calderón. 1995. Introducción al Manejo de datos limnológicos. Universidad Autónoma Metropolitana. México.
- Tiffany L.H. and M.E. Britton. 1952. The algae of Illinois. The University of Chicago Press, Chicago: 407 pp.

- Turner A.M. and G.G. Mittelbach. 1990. Predator avoidance and community structure: interactions among piscivores, planktivores and plankton. *Ecology*. 71 (6): 2241-2254.
- Vázquez G. 1996. Monitoreo del fitoplancton del embalse de la Central Hidroeléctrica Fernando Hiriart Valderrama (Informe final). Instituto de Ecología, A.C. 44 pp.
- Vázquez G. y M.E. Favila. 1998. Status of the health conditions of subtropical Atezca lake. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1: 245-255.
- Weatherley A.H. 1972. *Growth and ecology of fish populations*. Academic Press. London. 293 pp.
- Welch E.B. 1992. Respuesta de lagos y embalses a la disminución en la producción de fósforo. *Ingeniería Hidráulica en México*. VII (2-3): 135-141.
- Wetzel R.G. 1975. *Limnology*. Saunders College Publishing. Washington, 743 pp.
- Wetzel R.G. and G.E. Likens. 1979. *Limnological Analyses*. W.B. Saunders Company, 357 pp.
- Winemiller K. and K. Rose. 1992. Patterns of life history diversification in north American fishes: implications for population regulation. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 49 (10): 2196-2218.
- Wootton R.J. 1990. *Ecology of the teleost fishes*. Chapman & Hall. London, 404 pp.

Yang, J.R.; F.R. Pick and P.B. Hamilton. 1996. Changes in the planktonic diatom flora of a large mountain lake in response to fertilization. *Journal of Phycology*. 32: 232-243.

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