



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

---

---

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
IZTACALA

Dinámica espacio - temporal de los parámetros  
físicos y químicos y su relación con la clorofila  
*a* en un lago urbano eutrófico

T E S I S  
PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
B I Ó L O G A  
P R E S E N T A  
VERVER Y VARGAS GARCÍA  
JAQUELINE

DIRECTOR DE TESIS  
DR. LUGO VÁZQUEZ ALFONSO

Los Reyes, Iztacala, Edo. de Méx. 2005





Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## AGRADECIMIENTOS

La presente tesis se realizó dentro del proyecto “Estudio biológico del lago urbano Tezozómoc como base para una propuesta de restauración” que fue apoyado por el programa PAPCA 2004 de la FES Iztacala, UNAM y que contó también con financiamiento del programa PAPIIT extraordinario 2004 (Clave IX239604) de la DGAPA, UNAM.

Con respeto, amistad y profundo agradecimiento por su orientación y apoyo al:

Al Dr. Alfonso Lugo Vázquez

A los profesores por sus aportaciones al trabajo

Dra. Ma. del Rosario Sánchez Rodríguez

QFB. Esperanza Robles Valderrama

M. en C. Laura Peralta Soriano

Biol. Ángel Moran Silva

M. en C. María Guadalupe Oliva Martínez

Y a todos los que trabajan en el Proyecto de Investigación en Limnología Tropical (PILT).

Al súper equipo de trabajo:

Hyrais Castro Alcázar ☺

Armando Rodríguez Rocha ☺

## DEDICATORIA

A mis seres queridos en especial a :

Mis padres, por su apoyo y amor

Reyna Graciela García Vázquez

Agustín Alfredo Verver y Vargas Corona

Mis hermanos

Ernesto y Emanuel Verver y Vargas García

Mi Cuñada

Vanesa

A mis tíos, primos y sobrinos de la Familia

Verver y Vargas Corona y García Vázquez



En especial de aquellas personas que no están conmigo, pero que de alguna forma me obsequiaron una segunda oportunidad de vivir.

Elvira García + Norma García + Arely García +  
Agapito Vázquez + Rafael Rivera + Ivan García +  
Agustín Verver y Vargas Preciado +

A todos mis amigos

Del CCH de Naucalpan.

De la FES Cuatitlán Campo 1 de la carrera de Ing. en Alimentos e Ing. Químico.

De la carrera de Biología, en especial a Marco Antonio Hernández por su apoyo y al profesor M. en C. Francisco López Galindo.

A Juan Manuel Morales, Víctor Hugo García y Fernando Martínez Rivera

## El Tren....

Un día leí un libro que comparaba la vida con un viaje en tren. Una comparación extremadamente interesante cuando es bien interpretada.

Interesante, porque nuestra vida es como un viaje en tren llena de embarques, de pequeños accidentes en el camino, de sorpresas agradables, con subidas y bajadas tristes.

Cuando nacemos y subimos al tren, encontramos dos personas queridas, que nos harán conocer el viaje hasta el fin: nuestros padres.

Lamentablemente, ellos en alguna estación se bajarán para no volver a subir más.

Quedaremos huérfanos de su cariño, protección y afecto. Pero a pesar de esto, nuestro viaje deberá continuar; conoceremos otras interesantes personas durante la larga travesía, entre ellos nuestros hermanos, amigos y amores.

Muchos de ellos solo realizarán un corto paseo, otros estarán siempre a nuestro lado, compartiendo alegrías y tristezas.

En el tren, también viajarán personas que andarán de vagón en vagón para ayudar a quien lo necesite.

Muchos se bajarán y dejarán recuerdos imborrables.

Otros, en cambio, viajarán ocupando asientos, sin que nadie perciba que están allí sentados.

Es curioso ver como algunos pasajeros a los que queremos deciden sentarse alejados de nosotros, en otros vagones. Eso nos obliga a realizar el viaje separados de ellos.

Pero eso no nos impedirá, aunque tal vez con alguna dificultad, acercarnos a ellos.

Lo difícil es aceptar que, a pesar de estar cerca.... no podremos sentarnos juntos, pues muchas veces otras son las personas que nos acompañan.

Este viaje es así, lleno de atropellos, sueños, fantasías, esperas, llegadas y partidas.

Sabemos que este tren solo realiza un viaje, el de ida.....



## ÍNDICE GENERAL

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN .....	9
2. RESUMEN .....	12
3. ANTECEDENTES .....	13
4. JUSTIFICACIÓN .....	14
5. OBJETIVOS .....	15
6. HIPÓTESIS .....	15
7. ÁREA DE ESTUDIO .....	16
8. MATERIAL Y MÉTODOS .....	18
9. RESULTADOS	
9.1. PARÁMETROS FÍSICOS	
TEMPERATURA .....	21
CONDUCTIVIDAD K <sub>25</sub> .....	24
9.2. PARÁMETROS QUÍMICOS	
pH .....	25
OXÍGENO DISUELTO .....	26
FÓSFORO REACTIVO DISUELTO .....	28
AMONIO .....	30
NITRITOS .....	31
NITRATOS .....	33
CLOROFILA <i>a</i> .....	34
9.3. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP) .....	36

9.4. DENDROGRAMA ESPACIAL	.....	37
9.5. DENDROGRAMA TEMPORAL	.....	38
9.6. RELACIÓN N/P	.....	39
10. DISCUSIÓN	.....	41
11. CONCLUSIONES	.....	56
12. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	.....	58

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Fig. 1. Esquema del lago del Parque Tezozómoc mostrando la ubicación de las estaciones de muestreo .....	17
Fig. 2. Temperaturas registradas en la superficie y en el fondo de las tres estaciones limnéticas .....	22
Fig. 3. Temperatura superficial registrada en las tres estaciones litorales .....	23
Fig. 4. Variación de la Conductividad específica $K_{25}$ en el lago del Parque Tezozómoc....	24
Fig. 5. Variación del pH, en la zona limnética .....	25
Fig. 6. Variación del pH, en la zona litoral .....	25
Fig. 7. Concentración de oxígeno disuelto, registrado en la superficie y el fondo en las tres estaciones de la zona limnética .....	27
Fig. 8. Concentración de oxígeno disuelto registrado en las estaciones litorales .....	28
Fig. 9. Variación temporal de la concentración de $P-PO_4$ en las tres estaciones de la zona limnética del lago Tezozómoc .....	29
Fig. 10. Variación temporal de la concentración de $P-PO_4$ en las estaciones litorales del lago del parque Tezozómoc .....	29
Fig. 11. Variación temporal de la concentración de $N-NH_3$ en las estaciones de la zona limnética .....	30
Fig. 12. Variación temporal de la concentración de $N-NH_3$ en las estaciones litorales .....	31



Fig. 13. Variación temporal de la concentración de N-NO <sub>2</sub> en la zona limnética .....	32
Fig. 14. Variación temporal de la concentración de N-NO <sub>2</sub> en la zona litoral del lago .....	32
Fig. 15. Variación temporal de la concentración de N-NO <sub>3</sub> en la zona limnética del lago Tezozómoc .....	33
Fig. 16. Variación temporal de la concentración de N-NO <sub>3</sub> en la zona litoral del lago.....	34
Fig. 17. Variación temporal de la concentración de clorofila <i>a</i> en la zona limnética .....	35
Fig. 18. Variación temporal de la concentración de clorofila <i>a</i> en la zona litoral del lago ..	35
Fig. 19. Distribución de las variables físicas, químicas y clorofila <i>a</i> con respecto a los dos primeros componentes del ACP aplicado al lago del Parque Tezozómoc .....	36
Fig. 20. Dendrograma de agrupación entre las estaciones limnéticas (E) y litorales (L) ....	37
Fig. 21. Dendrograma de agrupamiento de los muestreos (M) .....	39
Fig. 22. Variación temporal de la relación NID/PR del lago Tezozómoc .....	40

## INTRODUCCIÓN

Hasta hace unos 30 años se tenía el concepto de que la contaminación era una molestia que había que tolerar, una consecuencia inevitable de la vida urbana, e incluso, un símbolo de prosperidad. Con el desarrollo de la tecnología y de la investigación, se ha demostrado que los efectos de la contaminación no son simples molestias sino que influyen notablemente en la salud humana y en el entorno (Albert, 1985).

En la antigüedad, las aguas negras procedentes de las ciudades constituyeron una grave amenaza a la salud de los lagos y ríos. En México, la creciente contaminación de las aguas continentales superficiales se perfila como una amenaza de grandes proporciones, ya que al degradarse su calidad se limitan considerablemente sus usos y surgen peligros, tanto para la flora y la fauna acuáticas como para el hombre mismo (Vizcaíno, 1986; Alcocer *et al.*, 1994).

No obstante, con el desarrollo de sistemas de tratamiento de aguas residuales esta problemática fue ampliamente disminuida. En estos sistemas la materia orgánica es descompuesta o degradada por microorganismos hasta sus componentes básicos (sales minerales de nitrógeno y fósforo, dióxido de carbono, entre otros compuestos). Sin embargo, si bien se elimina el material orgánico contaminante, las aguas procedentes de estos sistemas poseen concentraciones elevadas de nutrimentos vegetales, especialmente fosfatos y nitratos que “fertilizan” a las plantas acuáticas, que se desarrollan profusamente. Tal es el caso de muchas presas y lagos mexicanos que se encuentran prácticamente cubiertos por lirio acuático o que presentan una gruesa “nata” de color verde brillante conformada por algas microscópicas (Alcocer *et al.*, 1994).

Lo anterior forma parte del fenómeno de la eutrofización de las aguas. Se trata de una alteración en la cual se presenta un desequilibrio en los cuerpos acuáticos derivado del aumento de la concentración de nutrimentos (principalmente nitrógeno y fósforo) disponibles, lo que provoca un aumento de las tasas de crecimiento de los organismos autótrofos de los lagos, y el resultado es un incremento y aceleración de la productividad

del fitoplancton o de otros autótrofos con relación a las condiciones anteriores a la perturbación. Esto conduce eventualmente al deterioro de los sistemas acuáticos. La eutrofización es un proceso natural que ocurre prácticamente en todos los sistemas acuáticos, pero la expansión extremadamente rápida de las áreas urbanas y la actividad humana aceleran vertiginosamente el proceso mediante un aporte excesivo de nutrientes (Pesson, 1979; Margalef, 1983; Figueruelo y Marino, 2001).

Las causas más importantes de eutrofización han sido el ingreso de aguas residuales domésticas e industriales sin tratamiento, la adición de materia orgánica y de las aguas sobrantes de riego en la agricultura que han sido enriquecidas con abonos, así como la utilización desmedida de detergentes ricos en fosfatos. Todos estos factores además de los efluentes de los sistemas de tratamiento, pueden provocar profundas modificaciones en los componentes físicos y químicos e incrementar la eutrofización en los cuerpos acuáticos (Margalef, 1983; Alcocer *et al.*, 1994).

La producción y acumulación de fitoplancton y el aumento de turbidez en los cuerpos de agua se considera indeseable y reduce el valor del sistema acuático como recurso recreativo, desde el punto de vista estético y turístico ya que produce malos olores (por H<sub>2</sub>S), sabores, coloraciones intensas, un agotamiento de oxígeno acompañado por una mortalidad de animales, proliferación de bacterias y la formación de precursores potenciales de compuestos halogenados tóxicos (Margalef, 1983; Alcocer *et al.*, 1994; Figueruelo y Marino, 2001; De Jonge *et al.*, 2002).

Desde el punto de vista químico-biológico, un aumento en el suministro de nutrientes influye proporcionalmente en la biomasa algal y acelera su metabolismo celular en la tasa de fotosíntesis de clorofila *a*; es por este motivo que la cuantificación de clorofila *a* es una forma de estimar la biomasa del fitoplancton de ambientes de agua dulce (Darley, 1987; Simon y Helliwell, 1998; Figueruelo y Marino, 2001). Sin embargo una limitación de la producción primaria se establece en relación con el nitrógeno y el fósforo (Margalef, 1983).

La eutrofización es un problema muy generalizado en los lagos urbanos. Se trata de los lagos ubicados en el interior de las ciudades y los cuales se consideran como el equivalente a un parque urbano: ambos son ecosistemas funcionales que no se encuentran en su condición original pero que poseen un gran valor público al ser sitios de esparcimiento (Labounty, 1995).

Los lagos urbanos tienen gran importancia desde el punto de vista estético, como lugares para actividades recreativas, en el control de avenidas de agua y –en algunos casos- como fuentes de abastecimiento de agua para el consumo humano (Shueler y Simpson, 2001). Debido al crecimiento mundial de la población de las ciudades, los lagos urbanos se han convertido en los cuerpos de agua que un mayor número de personas conoce, utiliza y visita. Por esto mismo, son también ecosistemas fuertemente afectados y desequilibrados, además de que su estudio es poco frecuente (Birch y McCaskie, 1999). Muchos de ellos son artificiales y someros, presentando condiciones de contaminación y eutrofización. Debido a su importancia y a su deterioro casi completamente generalizado, diversos lagos urbanos han sido objeto de acciones de manejo y restauración (Moss, 1999).

En el presente estudio se propone evaluar la variación en la concentración de clorofila *a* y en los nutrientes (N y P) durante el período de lluvias del año 2004 para conocer la relación entre éstas variables y otras condiciones ambientales (temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto) en un pequeño cuerpo de agua urbano llenado con aguas residuales tratadas. Los resultados obtenidos permitirán establecer las condiciones tróficas del cuerpo acuático y proponer medidas para mejorar las condiciones ambientales.

## RESUMEN

En este trabajo se describe, caracteriza y analiza el lago del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco, D.F. a través del estudio de la dinámica de los parámetros físicos y químicos, así como su relación con las concentraciones de clorofila *a*. El estudio comprendió seis meses de muestreos quincenales durante la época de lluvias (mayo-octubre) del 2004. El lago del Parque Tezozómoc, presentó los siguientes intervalos en las condiciones ambientales y clorofila *a*: en Fósforo reactivo disuelto (FRD) 46.09 – 214.84  $\mu\text{M L}^{-1}$  P- $\text{PO}_4$ , Nitratos 35.71–418.75  $\mu\text{M L}^{-1}$  N- $\text{NO}_3$ , Nitritos 0.071–13  $\mu\text{M L}^{-1}$  N- $\text{NO}_2$ , Amonio 23.57–328.57  $\mu\text{M L}^{-1}$  N- $\text{NH}_3$ , Clorofila *a* 80.9–1321.43  $\mu\text{g L}^{-1}$ , Temperatura 18.7–23.5 °C, Oxígeno 0.0–20  $\text{mg L}^{-1}$ , pH 6.57–10.27 y Conductividad ( $K_{25}$ ) 620–874  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . El lago del Parque Tezozómoc, se caracterizó por ser un ecosistema con elevadas concentraciones de fósforo y nitrógeno, las cuales se reflejaron, durante la mayor parte del período estudiado, en cantidades muy elevadas de clorofila *a*. La intensa producción primaria del lago fue también la causa de los elevados valores de pH medidos en todos los muestreos. Todas estas condiciones señalan claramente el estado fuertemente eutrófico que prevalece en el lago y muestran una dinámica importante en las concentraciones de nutrimentos. El lago también presentó heterogeneidad temporal, mostrando tres épocas: la primera -mayo a agosto- presentó altas concentraciones de clorofila *a*, nitratos y nitritos; la segunda únicamente correspondió al 22 de julio, con muy bajas concentraciones de clorofila *a*, nitritos, nitratos, pH y con un máximos de fosfatos y amonio; en la tercera, correspondiente a septiembre y octubre el nitrógeno inorgánico descendió y aumentó la concentración de FRD. El lago, a pesar de su pequeño tamaño, presentó heterogeneidad espacial, principalmente en las estaciones limnética entrada y litoral salida que resultaron diferentes del resto. También se observó claramente la variación en las condiciones del agua, especialmente en la concentración de nutrimentos y clorofila *a*, a través de su recorrido desde la entrada hasta la salida del lago. Desde el punto de vista teórico, el nitrógeno resultó ser el nutrimento limitante.

## ANTECEDENTES

Como ya se mencionó, el problema de la contaminación –incluyendo a la eutrofización– es un fenómeno común en numerosos cuerpos de agua mexicanos (García Calderón y de la Lanza 1995). La mayor parte de los lagos de mayor tamaño de nuestro país han experimentado el proceso de eutrofización. Entre los más importantes puede mencionarse el Lago de Chapala (Guzmán, 1995), el de Pátzcuaro (Orbe y Acevedo, 1995) y el de Catemaco (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 1995).

En un contexto muy similar se encuentran los lagos urbanos de la Ciudad de México, los cuales por su ubicación, son llenados principalmente con aguas residuales tratadas; por esta situación han sido motivo de diversos estudios, entre otros los lagos del Bosque de Chapultepec (L. Viejo, L. Mayor y L. Menor) por Alcocer en 1988 y Muro en 1994; el Lago Nabor Carrillo en Texcoco (Martínez, 1993); el lago del Bosque de San Juan de Aragón (Calderón y Sarabia, 1995) y el lago Huetzalin en Xochimilco (Enríquez, 2004) y como consecuencia de sus condiciones todos ellos han sido clasificados como lagos eutróficos.

El lago del parque Tezozómoc también es llenado con aguas residuales tratadas. Diversos estudios se han realizado en él, varios de ellos referentes a la alimentación y reproducción de *Poecilia reticulata*, y su relación con algunos parámetros ambientales en el lago (Arzate, 2002; Botello, 2002; Solano, 2002) los cuales han contribuido con datos sobre el comportamiento del lago en los últimos años. Además, Contreras y Rivera (2003) realizaron un diagnóstico ambiental del lago del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco, D.F., en donde aportaron resultados de algunos otros parámetros ambientales.

La eutrofización en los lagos, se ha visto que depende principalmente de las actividades humanas, las cuales giran en torno al desarrollo poblacional en el mundo, ya que ha incrementado la población excesivamente (De Jonge *et al.*, 2002); es por este motivo que la eutrofización no es un problema sólo local, sino que se ha convertido en un fenómeno mundial. En Europa, muchos lagos poco profundos se han convertido en más fértiles,

durante las últimas décadas por el incremento de la carga de nutrientes. Por ejemplo, Kagalou *et al.*, (2003) evaluaron de 1998 a 1999 la eutrofización del lago urbano Pamvotis, en Grecia. Este lago ha recibido por muchos años efluentes de la ciudad de Ioannina. Otro ejemplo, en este caso en Asia, es el del Lago Taihu en China. Chen *et al.*, (2003) analizaron los cambios en el nitrógeno, fósforo y fitoplancton por medio de clorofila *a*, en un periodo de ocho años (1991-1999). Este lago se encuentra localizado entre dos ciudades (Changzhou y Wuxi) y a su vez desembocan en él dos grandes ríos (Lujiang y Liangxi), los cuales aportan al lago cantidades importantes de nutrientes. Ejemplos como éstos pueden encontrarse en casi todo el mundo.

## **JUSTIFICACIÓN**

Los lagos urbanos son sistemas dinámicos que están sometidos a constantes cambios, tanto naturales, como aquellos que son provocados por el hombre; por esta razón es necesario contar con información confiable para conocer la dinámica hidrológica y al mismo tiempo entender los cambios que suceden en este tipo de sistemas eutróficos con el propósito de mejorar las condiciones de calidad del agua.

## **OBJETIVO GENERAL**

El objetivo principal de este trabajo fue describir, analizar y caracterizar el lago del Parque Tezozómoc a través del estudio de la dinámica de los parámetros físicos y químicos, así como su relación con las concentraciones de clorofila *a*, durante un período de seis meses (mayo-octubre de 2004).

## **OBJETIVOS ESPECIFICOS**

- Registrar la variación temporal y espacial de las siguientes variables ambientales: temperatura, oxígeno disuelto, conductividad específica a 25 °C ( $K_{25}$ ) y pH.
- Cuantificar las concentraciones de los siguientes nutrientes: amonio, nitritos, nitratos y ortofosfatos.
- Obtener la concentración de clorofila *a* y analizar su relación con los nutrientes.
- Establecer el estado trófico del lago.
- Determinar la relación N/P y su influencia sobre las condiciones biológicas del lago.
- Caracterizar el lago de acuerdo con el comportamiento espacio-temporal de los parámetros físicos - químicos y clorofila *a*.

## **HIPÓTESIS**

- ❖ Los parámetros físicos y químicos intervendrán en la concentración de clorofila *a*.
- ❖ Las concentraciones de los nutrientes influyen directamente en la biomasa del fitoplancton.
- ❖ El lago Tezozómoc, a pesar de ser pequeño, tendrá un comportamiento heterogéneo en espacio-tiempo.
- ❖ La calidad del agua que abastece el lago determinará la dinámica.
- ❖ La concentración de nutrientes permanecerá alta por ser un lago eutrófico.



## ÁREA DE ESTUDIO

**Localización:** El parque Tezozómoc se ubica entre las coordenadas 19° 29' 05" de latitud Norte y 99° 12' 36" de longitud Oeste, a una altura de 2250 msnm y con una extensión de 27 hectáreas; se encuentra al noroeste de la Delegación Azcapotzalco, la cual colinda en dirección norte y noreste con el Municipio de Tlalnepantla y en dirección oeste con Naucalpan (Villafranco, 2000).

El lago se ubica en la parte central del parque, tiene una superficie de 17 000 m<sup>2</sup> y una capacidad de 38 000 m<sup>3</sup>. La profundidad mínima es de 50 cm, la máxima de 2.10 m y la promedio de 1 m. El agua que abastece al lago proviene de la Planta de Tratamiento "El Rosario" y recibe un tratamiento de tipo secundario (por lodos activados), operada por la Dirección General de Operación Hidráulica (DGOH). El abastecimiento es diario, a razón de 6 L seg<sup>-1</sup>. El agua se utiliza para regar las áreas verdes y llenar el lago (Villafranco, 2000).

**Clima:** La zona posee un clima de tipo C (Wo), es decir templado subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura media anual oscila entre los 12 °C y 16 °C, mientras que la temperatura promedio más cálida, de entre 18 °C y 19 °C, se presenta en mayo y la más fría (entre 11 y 12 °C) en diciembre y enero. La precipitación pluvial anual es de 500 a 800 mm, con porcentaje de lluvia invernal menor al 5 % (Villafranco, 2000).

**Vegetación:** La superficie del Parque en su gran mayoría está cubierta por áreas verdes, compuestas por tres estratos: herbáceo, arbustivo y arbóreo. La única planta estrictamente acuática que se encuentra en el lago es un papiro de gran tamaño (*Cyperus payrus*) (Solano, 2002) que se encuentra ubicado en la estación **LITORAL ENTRADA**.



Figura. 1. Esquema del lago del Parque Tezozómoc mostrando la ubicación de las estaciones de muestreo

## MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio comprendió seis meses de muestreos quincenales durante la época de lluvias (mayo-octubre) del 2004. Se establecieron seis estaciones de muestreo, en donde se considera la parte limnética (3 estaciones) y litoral del lago (3 estaciones)( Fig. 1).

Los parámetros ambientales como: temperatura, oxígeno disuelto y conductividad se midieron *in situ* en la superficie y fondo de la zona limnética y en la zona litoral sólo en superficie, con ayuda de un equipo multisensor marca YSI (Yellow Spring Instruments) modelo 85 previamente calibrado. El pH se midió en el laboratorio (menos de dos horas después del muestreo) mediante un potenciómetro de laboratorio marca Oakton modelo pH 500.

Las muestras para el análisis de nutrientes y la clorofila *a* se tomaron a 20 cm de la superficie del agua del lago utilizando botellas de plástico de boca ancha marca Nalgene de 500 ml de capacidad que previamente se lavaron con detergente libre de fosfatos (Extran) al 2 % y enjuagadas con agua desionizada. Las muestras se mantuvieron en un lugar sombreado hasta su traslado al laboratorio.

En el laboratorio, las muestras para los análisis de nutrientes, se centrifugaron a 2000 rpm durante 15 minutos para eliminar la mayor parte de la materia orgánica particulada (viva y muerta) y turbidez presente, y manteniéndose en refrigeración hasta su análisis. Los nutrientes que se midieron fueron: fósforo reactivo disuelto (ortofosfatos) y nitrógeno (nitratos, nitritos y amonio). Las determinaciones se realizaron con ayuda de un laboratorio portátil de calidad de agua HACH DREL/2000. Todos los análisis se realizaron en un plazo máximo de 24 horas posteriores al muestreo.

El fósforo reactivo disuelto P-PO<sub>4</sub>, (límite de detección de 0.01 mg L<sup>-1</sup> P-PO<sub>4</sub>) fue analizado a través del método del ácido ascórbico empleando el reactivo PhosVer 3. El nitrógeno en forma de amoníaco fue evaluado mediante el método de Nessler, con un límite de detección de 0.01 mg L<sup>-1</sup> N-NH<sub>3</sub>. El nitrógeno en forma de nitritos mediante el método

de diazotización utilizando el reactivo Nitraver 3, con un límite de detección de  $0.001 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_2$ . El nitrógeno en forma de nitratos fue analizado mediante el método de reducción de cadmio empleando el reactivo Nitraver 5, con un límite de detección de  $0.1 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$  (HACH, 1993). En cada muestreo se realizaron repeticiones de algunas muestras para calcular la precisión y se analizaron soluciones estándar (HACH Co.) para obtener la exactitud de los análisis de  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{N-NH}_3$  y de  $\text{P-PO}_4$ .

La concentración de clorofila *a*, que es una medida aproximada de la biomasa de fitoplancton- se determinó por espectrofotometría (espectrofotómetro HACH DR/2000) utilizando el método de extracción en frío ( $4^\circ \text{ C}$ ) con metanol al 100% (Marker *et al.*, 1980) La clorofila *a* se concentró con ayuda de un equipo de filtración Millipore filtrando desde 5 hasta 15 ml de la muestra a través de filtros Whatman de fibra de vidrio tipo GF/F. Los filtros se colocaron en tubos plásticos de 15 ml para centrifuga, con un volumen de 10 ml de metanol (como solvente de extracción) y para destruir las células se utilizó un sonicador marca Bransson modelo 450 durante 2 minutos, utilizando la modalidad de pulsos con una periodicidad de 9/10 de segundo y una energía de 50 Watts (Simon y Helliwell, 1998). Posteriormente, se dejaron en oscuridad y en el refrigerador para su extracción por un período menor a 24 horas. Subsiguientemente, el extracto se centrifugó a 2500 rpm durante 10 minutos y el sobrenadante se utilizó para la lectura en el espectrofotómetro HACH DR/2000. La clorofila *a* tiene su pico de absorción máximo a 663-665 nm. Se midió además, la densidad óptica a 750 nm como una medida aproximada de la absorción dada por otros materiales. Por lo tanto, dicho valor se restó de las mediciones de densidad óptica hechas a 663-665 nm. La concentración de clorofila *a* (en  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) se obtuvo con la siguiente fórmula (Marker *et al.*, 1980):

$$\text{Chl } a = 13.9 D_{665} \times V/B$$

Donde  $D_{665}$  es la absorbancia a 665 nm menos la obtenida a 750 nm, V es el volumen del extracto en metanol (en ml) y B es el volumen de agua filtrado (en L).

Manejo de los datos obtenidos:

Para el análisis estadístico de la información se efectuó un análisis de componentes principales (Paquete estadístico SPSS Ver. 12.0) para establecer las variables que determinaron en mayor medida el comportamiento del sistema (Plá, 1986). Posteriormente, para establecer el comportamiento espacial y temporal del sistema, se realizaron análisis de cluster con datos transformados logarítmicamente y utilizando como índice de similitud 1-r de Pearson y ligamiento simple. (Crisci y López, 1983). Para éstos análisis se utilizó el paquete estadístico STATISTICA ver. 6.0.

## RESULTADOS

### PARÁMETROS FÍSICOS

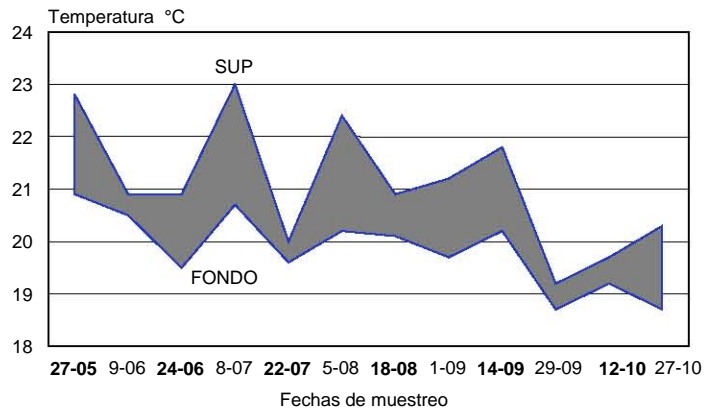
#### Temperatura

La temperatura registrada en la zona limnética del lago del parque Tezozómoc fluctuó entre 18.7 °C y 23 °C. Los valores máximos en la superficie (22 °C en **SALIDA** y 23 °C en **CENTRO** y **ENTRADA**) se registraron el 5 de julio. En cambio, las temperaturas superficiales más bajas se presentaron el 29 de septiembre con los valores de 19.1 °C en la estación **SALIDA** y 19.2 °C en las estaciones **CENTRO** y **ENTRADA** (Fig. 2).

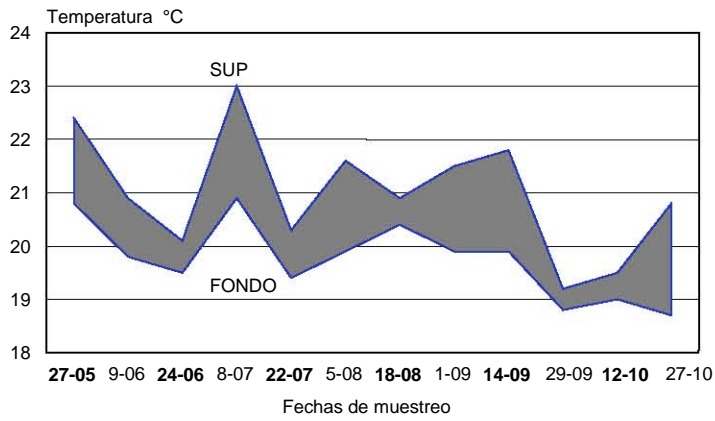
En el fondo del lago los valores máximos se midieron el 27 de mayo (21.8 °C) en la estación **SALIDA** y 20.9 °C en la **ENTRADA**; sin embargo, en el **CENTRO** la temperatura más elevada en el fondo (20.9 °C) se presentó el 8 de julio y resultó apenas superior a los 20.8 °C medidos el 27 de mayo. Los valores mínimos del fondo se presentaron el 29 de septiembre y el 27 de octubre con temperaturas de entre 18.7 y 18.8 °C. La temperatura en la zona limnética del lago fue muy homogénea en todas las estaciones durante el periodo de lluvias.

La variación máxima total de la temperatura a lo largo del período fue de 4.8 °C. Debido principalmente a su baja profundidad, durante la temporada estudiada el lago se comportó muy heterogéneo en lo que corresponde a la mezcla y estratificación de la columna de agua. En la mayoría de los muestreos se observó la presencia de estratificación (diferencia de al menos 1 °C por cada metro de profundidad) en al menos dos de las estaciones limnéticas (principalmente **CENTRO** y **ENTRADA**). La estratificación más generalizada se observó en los muestreos del 8 de julio y el 1 de septiembre. En contraste, en los muestreos del 22 de julio, 18 de agosto, 29 de septiembre y 12 de octubre se presentó una mínima diferencia de temperatura en la columna de agua, asumiéndose que el lago se encontraba mezclado.

### ENTRADA



### CENTRO



### SALIDA

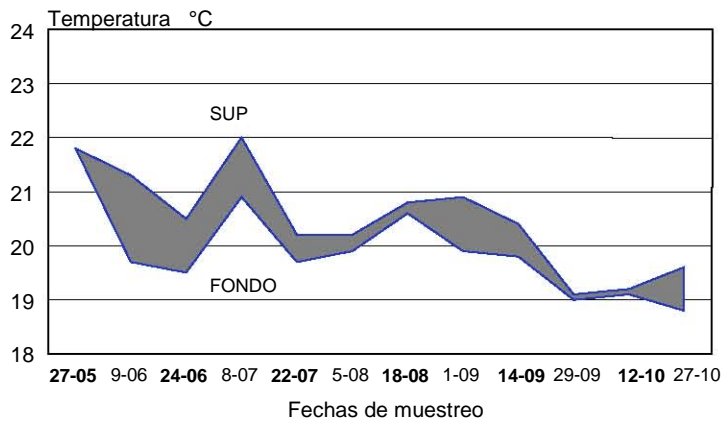


Fig. 2. Temperaturas registradas en la superficie y en el fondo de las tres estaciones limnéticas.

Los períodos de mezcla y estratificación del lago estuvieron determinados por la variación en la temperatura ambiental y su influencia sobre la temperatura del agua. Lo anterior se observa mejor en los muestreos realizados los días 8 de julio y 29 de septiembre. La presencia de la estratificación más marcada -el 8 de julio- ocurrió simultáneamente con la presencia de los valores máximos en la superficie del lago.

Del 29 de septiembre al 12 de octubre se presentó una disminución en las temperaturas del agua en el lago, favoreciendo una mayor circulación de la columna de agua. Sin embargo, aún durante ésta época se observó estratificación en algunas de las estaciones limnéticas.

La temperatura en las estaciones litorales del lago varió un poco más que en la zona limnética, siendo la fluctuación de entre 19 y 23.5° C; los valores máximos se registraron el 8 de julio y fueron 21.7° C en la estación **LITORAL SALIDA**, 22.5° C en **LITORAL CENTRO** y 23.5° C en **LITORAL ENTRADA**. En cambio, los valores mínimos variaron entre 19 y 19.4° C, y se presentaron el 29 de septiembre y el 12 de octubre (Fig.3).

Del 27 de mayo al 14 de septiembre la temperatura permaneció entre los 20 y los 23.5° C; posteriormente hubo una disminución que duró del 14 de septiembre al 12 de octubre. En el último muestreo se presentó un nuevo incremento, llegando en algunas estaciones hasta los 21 ° C.

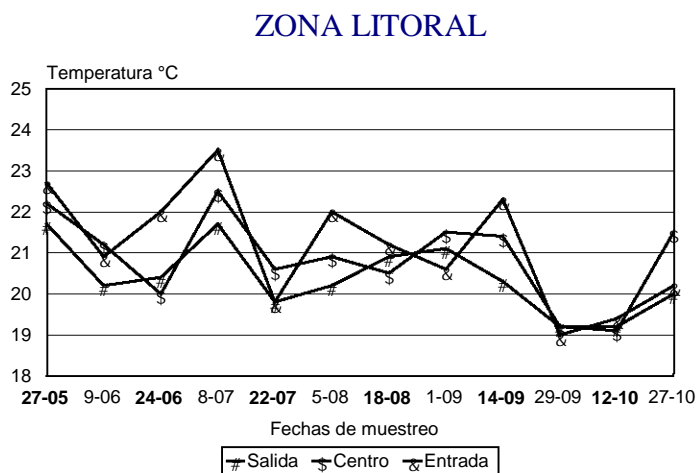


Fig. 3. Temperatura superficial registrada en las tres estaciones litorales.



## Conductividad ( $K_{25}$ )

La conductividad específica a 25 °C ( $K_{25}$ ) fue otro de los parámetros que presentó valores bastante homogéneos tanto en la superficie como en el fondo del lago, con un intervalo de variación de entre 620 y 874  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (Fig.4). Estos resultados señalan una moderada mineralización del agua del lago.

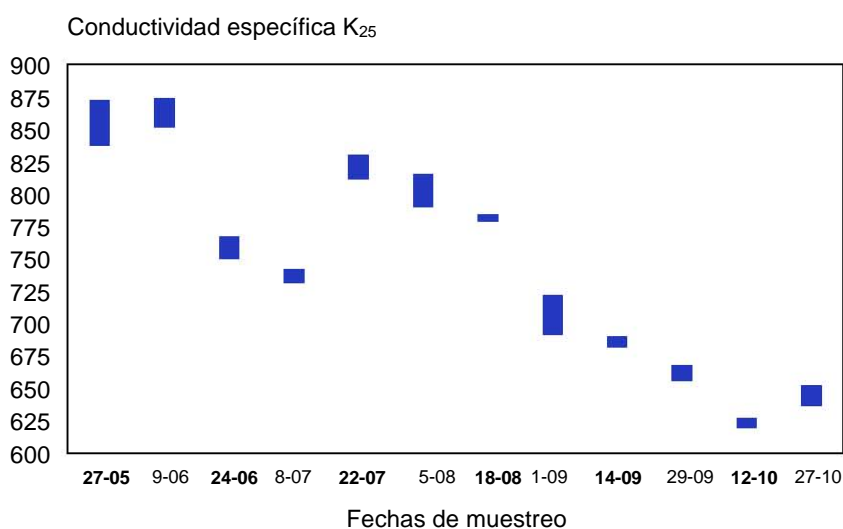


Fig. 4. Intervalos de variación de la  $K_{25}$  por muestreo en el lago del Parque Tezozómoc.

Del 27 de mayo al 18 de agosto el intervalo de variación de la  $K_{25}$  se mantuvo entre los valores mayores (725 a 874  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ); dentro de éste intervalo, los valores más bajos se presentaron el muestreo del 8 de julio. A partir del 1 de septiembre los valores de la  $K_{25}$  disminuyeron y por eso entre esa fecha y el final del estudio el intervalo de variación se presentó de entre 620 y 722  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

## PARÁMETROS QUÍMICOS

### pH

El pH fue una variable muy homogénea tanto en las estaciones como en el período de muestreo, presentando casi todos los valores en el intervalo 9 a 10, es decir pH básico. Sin embargo, en el muestreo del 22 de julio se presentó una disminución muy notable, con un intervalo de 6.57 a 8.51. En esta ocasión, los valores más bajos se presentaron en la estación **SALIDA** y en **LITORAL CENTRO** y **LITORAL SALIDA**. Según observaciones realizadas, este fenómeno temporal se debió a una gran acumulación de flóculos de materia orgánica que eran observables en esas porciones del lago (Fig. 5 y 6).

### ZONA LIMNÉTICA

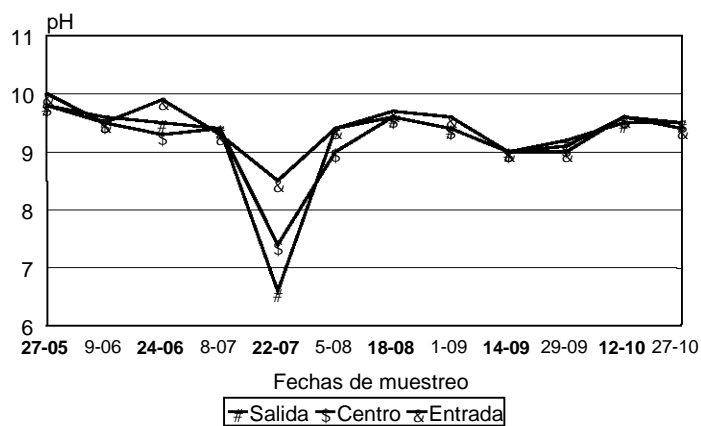


Fig. 5. Variación del pH, en la zonas limnética.

### ZONA LITORAL

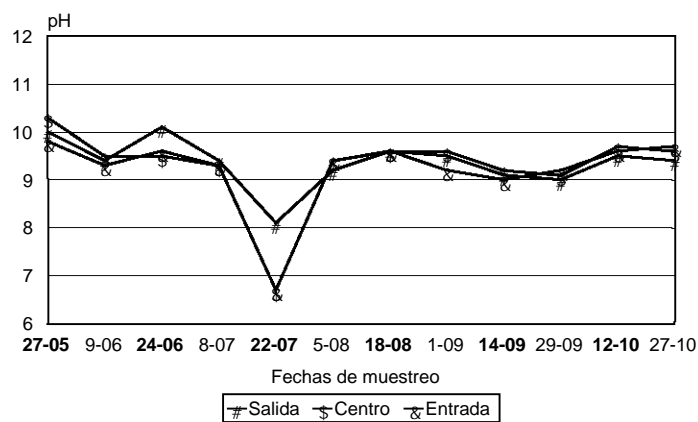


Fig. 6. Variación del pH en la zona litoral

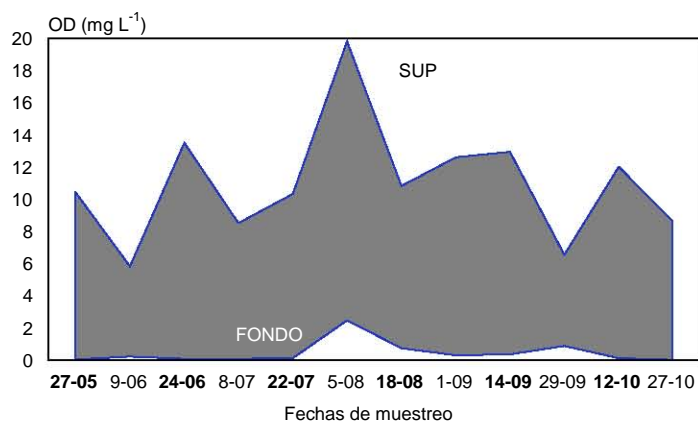
## Oxígeno Disuelto

La concentración de oxígeno disuelto (O. D.) varió entre 0 y 19.8 mg L<sup>-1</sup> en la zona limnética. Los valores máximos se presentaron en la superficie el 5 de agosto con 19.8 mg L<sup>-1</sup> en la **ENTRADA** y 16.2 mg L<sup>-1</sup> en el **CENTRO**. En la estación **SALIDA** el máximo se midió el 9 de junio y fue de 13.5 mg L<sup>-1</sup>. Para el caso del fondo del lago los valores de concentración de O.D. fueron considerablemente menores y en numerosos casos se encontraron condiciones anóxicas. Los valores más altos en el fondo se presentaron el 5 de agosto y fueron de 2.4 mg L<sup>-1</sup> en la **ENTRADA** y 4.2 mg L<sup>-1</sup> en la **SALIDA**; en la estación **CENTRO** el máximo fue 5.4 mg L<sup>-1</sup> y se midió el 18 de agosto.

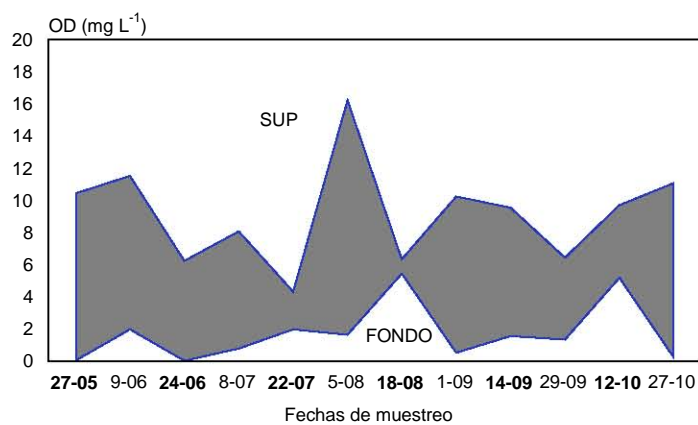
Las condiciones anóxicas en el fondo perduraron en las estaciones **SALIDA** y **ENTRADA** en la mayoría de los muestreos: de mayo a junio y del 18 de agosto al 14 de septiembre en la estación **SALIDA**; en la **ENTRADA** fue de mayo a julio y durante el mes de octubre. La estación **CENTRO** fue la que menos ocasiones presentó condiciones anóxicas, pues sólo se observaron en tres de los muestreos: el 27 de mayo, 24 de junio y el 27 de octubre (Fig. 7 )

En lo que corresponde a la zona litoral, los máximos valores se presentaron el 9 de junio en las estaciones **LITORAL SALIDA** (10.4 mg L<sup>-1</sup>) y **LITORAL CENTRO** (16.1 mg L<sup>-1</sup>) y el 5 de agosto en la estación **LITORAL ENTRADA** (20 mg L<sup>-1</sup>). Los valores mínimos se registraron el 18 de agosto en todas las estaciones y fueron respectivamente 2 mg L<sup>-1</sup> en **LITORAL SALIDA**, 0.1 mg L<sup>-1</sup> en **LITORAL CENTRO**, y 0.7 mg L<sup>-1</sup> en **LITORAL ENTRADA** (Fig.8).

### ENTRADA



### CENTRO



### SALIDA

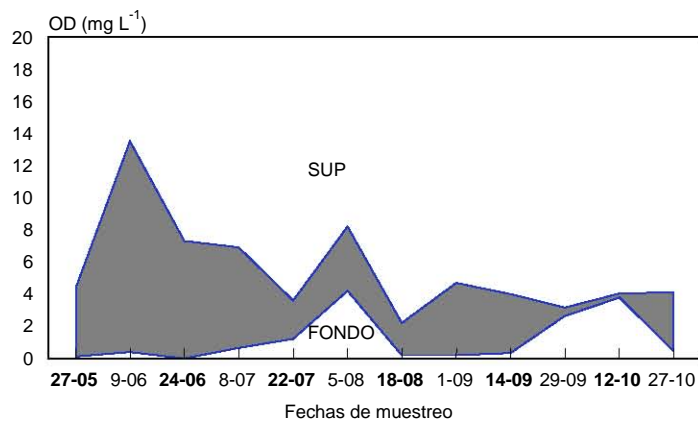


Fig. 7. Concentración de oxígeno disuelto, registrado en la superficie y el fondo en las tres estaciones de la zona limnética.

## ZONA LITORAL

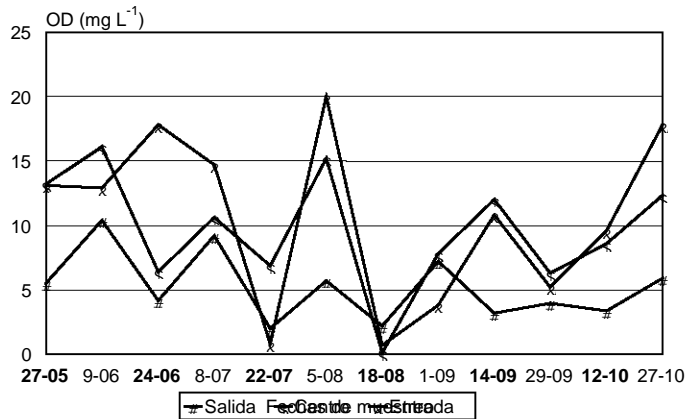


Fig. 8. Concentración de oxígeno disuelto registrado en las estaciones litorales

## NUTRIMENTOS

### Fósforo reactivo disuelto (P-PO<sub>4</sub>)

Para el análisis de fósforo reactivo la precisión medida como desviación estándar fue de 0.044 mg L<sup>-1</sup> y la exactitud, como error relativo, fue de 0.093 mg L<sup>-1</sup> para todo el periodo de muestreo.

El fósforo en las estaciones de la zona limnética presentó un intervalo de variación de entre 48.8 μM L<sup>-1</sup> (1.6 mg L<sup>-1</sup>) y 210.94 μM L<sup>-1</sup> (6.8 mg L<sup>-1</sup>); los valores máximos se presentaron el 22 de julio y fueron de 210.94 μM L<sup>-1</sup> en la estación **CENTRO** y de 203.12 μM L<sup>-1</sup> (6.5 mg L<sup>-1</sup>) en las estaciones **ENTRADA** y **SALIDA**. Las concentraciones más bajas se midieron durante el mes de octubre: en la **ENTRADA** (59.38 μM L<sup>-1</sup> = 1.9 mg L<sup>-1</sup>) el día 12 de octubre. En las estaciones **CENTRO** (48.8 μM L<sup>-1</sup> = 1.6 mg L<sup>-1</sup>) y **SALIDA** (50 μM L<sup>-1</sup> = 1.6 mg L<sup>-1</sup>) los mínimos se presentaron en el muestreo del 27 de octubre (Fig. 9).

### ZONA LIMNÉTICA

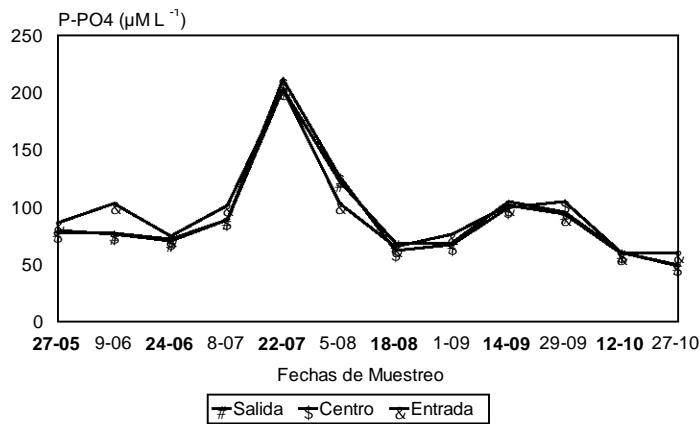


Fig. 9. Variación temporal de la concentración de P-PO<sub>4</sub> en las tres estaciones de la zona limnética del lago Tezozómoc.

El comportamiento del fósforo reactivo en las estaciones litorales fue altamente coincidente con el de las limnéticas, pues las concentraciones máximas y mínimas se presentaron en las mismas fechas. Los máximos fueron 199.22  $\mu\text{M L}^{-1}$  (6.4  $\text{mg L}^{-1}$ ) en la estación **LITORAL ENTRADA**, 210.94  $\mu\text{M L}^{-1}$  (6.8  $\text{mg L}^{-1}$ ) en la estación **LITORAL SALIDA** y 214.8  $\mu\text{M L}^{-1}$  (6.9  $\text{mg L}^{-1}$ ) en la estación **LITORAL CENTRO** y ocurrieron el 22 de julio. El mínimo para **LITORAL SALIDA** se presentó el 24 de junio y fue de 46.09  $\mu\text{M L}^{-1}$  (1.5  $\text{mg L}^{-1}$ ). En **LITORAL ENTRADA** (53.12  $\mu\text{M L}^{-1}$  = 1.7  $\text{mg L}^{-1}$ ) y en **LITORAL CENTRO** (51.56  $\mu\text{M L}^{-1}$  = 1.6  $\text{mg L}^{-1}$ ) las concentraciones más bajas se presentaron el 27 de octubre (Fig.10).

### ZONA LITORAL

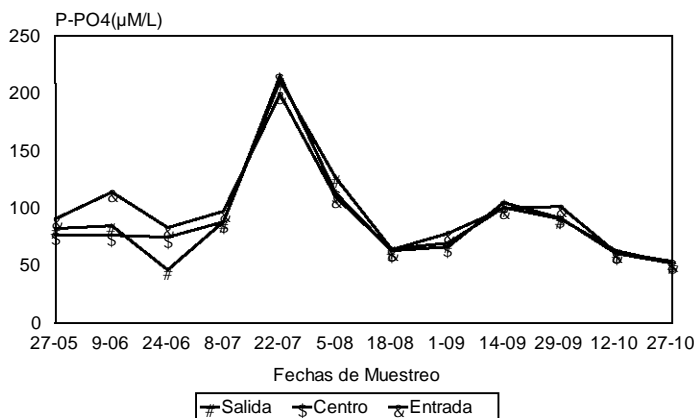


Fig. 10. Variación temporal de la concentración de P-PO<sub>4</sub> en las estaciones litorales del lago

## Nitrógeno como Amoníaco N-NH<sub>3</sub>

La determinación del nitrógeno como amoníaco tuvo una una precisión (desviación estándar) de 0.0172 mg L<sup>-1</sup> y una exactitud (error relativo) de 0.022 para todo el periodo de muestreo.

Las concentraciones de amonio en la zona limnética fluctuaron entre 23.57 y 328.57 μM L<sup>-1</sup> (0.33 y 4.6 mg L<sup>-1</sup>) N-NH<sub>3</sub>. Los valores máximos se midieron el 22 de julio con 328.57 μM L<sup>-1</sup> (4.6 mg L<sup>-1</sup>) en **SALIDA**, 316.07 μM L<sup>-1</sup> (4.42 mg L<sup>-1</sup>) en **CENTRO** y 255.35 μM L<sup>-1</sup> (3.58 mg L<sup>-1</sup>) en **ENTRADA**. El 14 de septiembre se presentaron los valores mínimos: 33.9 μM L<sup>-1</sup> (0.48 mg L<sup>-1</sup>) en **ENTRADA**, 23.57 μM L<sup>-1</sup> (0.33 mg L<sup>-1</sup>) en **CENTRO** y 26.43 μM L<sup>-1</sup> (0.37 mg L<sup>-1</sup>) en **SALIDA**. La estación que en general presentó las menores concentraciones de N-NH<sub>3</sub> fue la entrada de agua al lago (Fig. 11).

### ZONA LIMNÉTICA

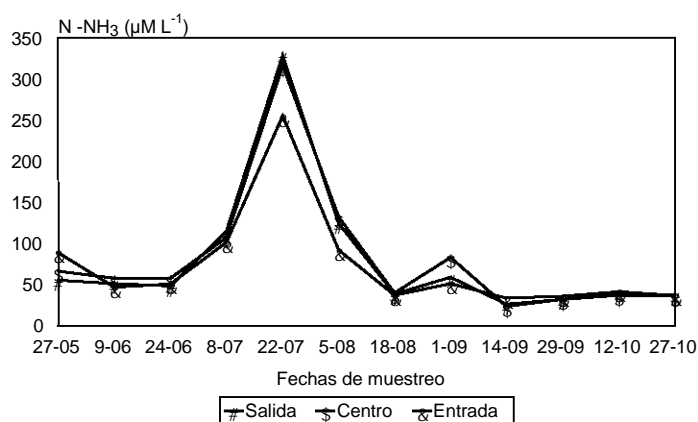


Fig. 11. Variación temporal de la concentración de N-NH<sub>3</sub> en las estaciones de la zona limnética.

En la zona litoral, las concentraciones de amonio como nitrógeno fluctuaron entre 27.14 y 321.43 μM L<sup>-1</sup> (0.38 y 4.5 mg L<sup>-1</sup>). Al igual que en el caso del fósforo, la presencia de los valores máximos coincidió temporalmente con la zona limnética. Los máximos valores se presentaron el 22 de julio: 246.42 μM L<sup>-1</sup> (3.45 mg L<sup>-1</sup>) en **LITORAL ENTRADA**, 321.42 μM L<sup>-1</sup> (4.5 mg L<sup>-1</sup>) en **LITORAL CENTRO** y 314.28 μM L<sup>-1</sup> (4.4 mg L<sup>-1</sup>) en **LITORAL SALIDA**. Los mínimos se presentaron el catorce de septiembre y fueron, de 27.14 μM L<sup>-1</sup>

( $0.38 \text{ mg L}^{-1}$ ) en **LITORAL SALIDA**,  $30 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.42 \text{ mg L}^{-1}$ ) en **LITORAL CENTRO** y  $28.21 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.395 \text{ mg L}^{-1}$ ) para **LITORAL ENTRADA** (Fig. 12).

De acuerdo con la circulación del agua en el lago, hubo menor concentración de amonio en la entrada del agua y se presentaron concentraciones más altas en la salida.

### ZONA LITORAL

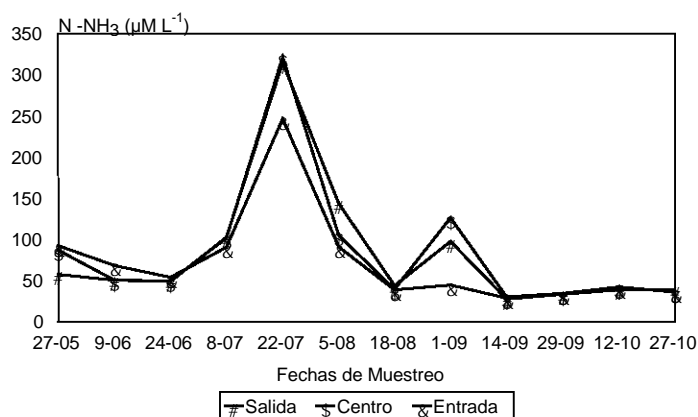


Fig. 12. Variación temporal de la concentración de  $\text{N-NH}_3$  en las estaciones litorales.

### Nitritos $\text{N-NO}_2$

La precisión calculada para el análisis de la concentración de nitrógeno como nitritos fue de  $0.0011 \text{ mg L}^{-1}$  y en éste caso no se midió la exactitud..

En general, entre el 27 de mayo y el 22 de julio, las concentraciones de nitritos fueron altas, con un incremento muy notable en el muestreo del 5 de agosto; por ultimo, se presentó un período de concentraciones muy bajas ( $<1 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$ ) que abarcó del 18 de agosto al 27 de octubre.

Las concentraciones de nitrógeno en forma de nitritos ( $\text{N-NO}_2$ ) en la zona limnética fluctuaron entre  $0.07$  y  $11.07 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.001$  y  $0.155 \text{ mg L}^{-1}$ ). Las concentraciones más altas se presentaron el 5 de agosto y variaron entre  $10.28$  y  $11.07 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.144 - 0.155 \text{ mg L}^{-1}$ ). Las mínimas se presentaron el 12 de octubre en las estaciones **SALIDA** ( $0.21 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$



$\approx 0.003 \text{ mg L}^{-1}$ ) y en **ENTRADA** ( $0.28 \text{ } \mu\text{M L}^{-1} \approx 0.004 \text{ mg L}^{-1}$ ), mientras que en **CENTRO** se presentó el 27 de octubre y fue de  $0.07 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.001 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Fig. 13).

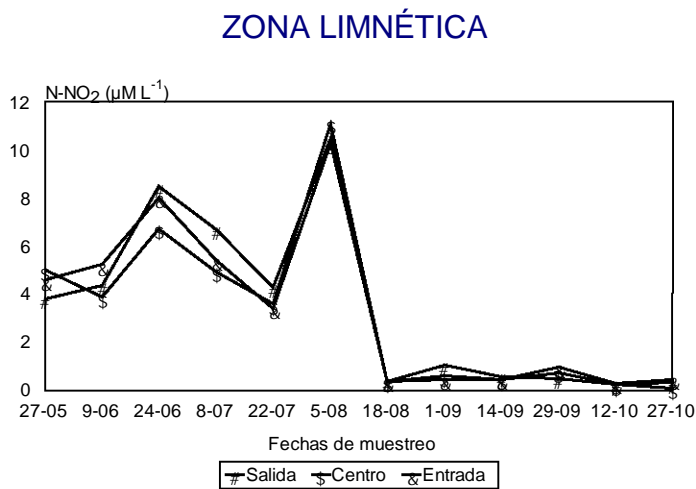


Fig. 13. Variación temporal de la concentración de N-NO<sub>2</sub> en la zona limnética.

En la zona litoral el comportamiento fue semejante a la zona limnética y los valores fluctuaron entre  $0.214$  y  $13 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  N-NO<sub>2</sub> ( $0.003$  y  $0.182 \text{ mg L}^{-1}$ ). Las concentraciones más bajas se presentaron en octubre y fueron  $0.28 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.004 \text{ mg L}^{-1}$ ) en **LITORAL CENTRO**, y  $0.21 \text{ } \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.003 \text{ mg L}^{-1}$ ) en **LITORAL SALIDA** y **LITORAL ENTRADA** (Fig. 14).

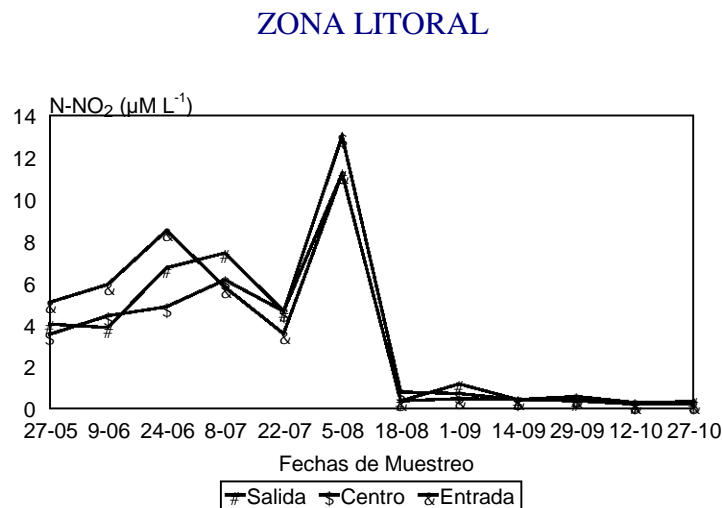


Fig. 14. Variación temporal de la concentración de N-NO<sub>2</sub> en la zona litoral del lago.

## Nitratos N-NO<sub>3</sub>

La precisión para el análisis de N-NO<sub>3</sub> fue de 0.124 mg L<sup>-1</sup> y la exactitud (error relativo) promedio fue de 0.22 mg L<sup>-1</sup>.

En general, las concentraciones más elevadas de N-NO<sub>3</sub> en la zona limnética, se presentaron del 27 de mayo al 5 de agosto; posteriormente se presentó un descenso en las concentraciones desde el 18 de agosto hasta el último muestreo realizado en octubre.

En la zona limnética, las concentraciones de N-NO<sub>3</sub> fluctuaron muy ampliamente entre 35.71 y 399.11 μM L<sup>-1</sup> (0.5 y 5.6 mg L<sup>-1</sup>). Los valores máximos se encontraron el 27 de mayo, los cuales fueron de 363.10 μM L<sup>-1</sup> (5.1 mg L<sup>-1</sup>) en **ENTRADA**, 313.99 μM L<sup>-1</sup> (4.4 mg L<sup>-1</sup>) en **CENTRO** y 399.11 μM L<sup>-1</sup> (5.6 mg L<sup>-1</sup>) en **SALIDA** el 9 de junio. El 29 de septiembre se presentaron los mínimos valores de 35.71 μM L<sup>-1</sup> (0.5 mg L<sup>-1</sup>) en las estaciones **SALIDA** y **CENTRO**, y 42.86 μM L<sup>-1</sup> (0.6 mg L<sup>-1</sup>) en **ENTRADA** (Fig.15).

### ZONA LIMNÉTICA

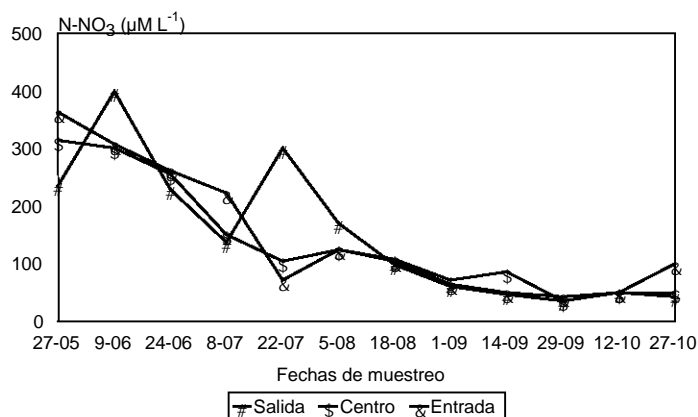


Fig. 15. Variación temporal de la concentración de N-NO<sub>3</sub> en la zona limnética del lago.

En la zona litoral durante el periodo de muestreo los valores altos de N-NO<sub>3</sub> se presentaron del 27 de mayo al 18 de agosto, mientras que en septiembre y octubre se observó una disminución en las concentraciones, fluctuando entre 35.71 y 418.75 μM L<sup>-1</sup> (0.5 – 5.9 mg L<sup>-1</sup>).

Los valores máximos se encontraron el 27 de mayo en la estación **LITORAL CENTRO** ( $330.36 \mu\text{M L}^{-1} = 4.6 \text{ mg L}^{-1}$ ) y en la **LITORAL ENTRADA** se presentaron en los dos muestreo de junio con un valor de  $418.75 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $5.9 \text{ mg L}^{-1}$ ) y el 18 de agosto en la estación **LITORAL SALIDA** ( $307.14 \mu\text{M L}^{-1} = 4.3 \text{ mg L}^{-1}$ ). Los mínimos se presentaron en la misma fecha que en la zona limnética, el 29 de septiembre, fluctuando entre  $35.71 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) y  $39.28 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.55 \text{ mg L}^{-1}$ )(Fig. 16).

### ZONA LITORAL

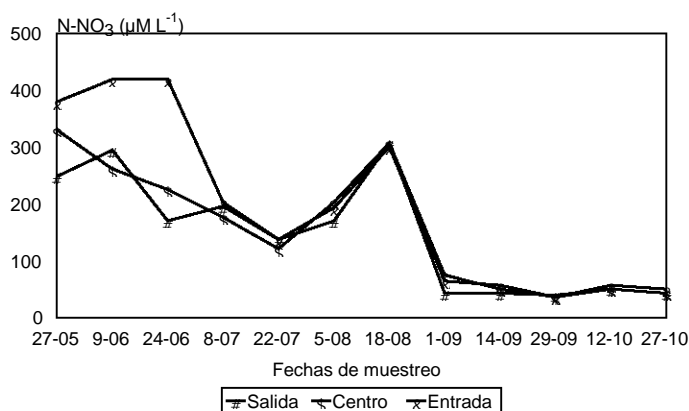


Fig. 16. Variación temporal de la concentración de N-NO<sub>3</sub> en la zona litoral del lago

### Clorofila *a*

Los valores de clorofila *a* en la zona limnética fluctuaron entre  $81$  y  $954 \mu\text{g L}^{-1}$ . Los valores máximos se presentaron el 9 de junio en las estaciones **SALIDA** y **CENTRO** ( $917 \mu\text{g L}^{-1}$  y  $903 \mu\text{g L}^{-1}$  respectivamente); en la estación **ENTRADA** ( $954 \mu\text{g L}^{-1}$ ) se encontró el primero de septiembre. Los valores mínimos se presentaron muy heterogéneamente ya que el 22 de julio se presentó en la estación **CENTRO** ( $125 \mu\text{g L}^{-1}$ ), el 18 de agosto en la estación **ENTRADA** ( $136 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y en la estación **SALIDA** ( $81 \mu\text{g L}^{-1}$ ) se presentó el 14 de septiembre (Fig. 17).

En la zona litoral los valores oscilaron entre  $110$  y  $1321 \mu\text{g L}^{-1}$ . Los valores máximos se presentaron el 9 de junio en las estaciones **LITORAL CENTRO** con  $587 \mu\text{g L}^{-1}$  y **LITORAL ENTRADA** con un valor de  $933 \mu\text{g L}^{-1}$  y en lo que corresponde a la estación

**LITORAL SALIDA** se presentó el 24 de junio con un valor de  $1321 \mu\text{g L}^{-1}$ . Los valores mínimos se presentaron el 14 de septiembre en la estaciones **LITORAL SALIDA** ( $111.34 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y en la **LITORAL ENTRADA** ( $120 \mu\text{g L}^{-1}$ ); en lo que concierne a la estación **LITORAL CENTRO**, con un valor de  $110 \mu\text{g L}^{-1}$ , se presentó el 22 de julio (Fig. 18).

### ZONA LIMNÉTICA

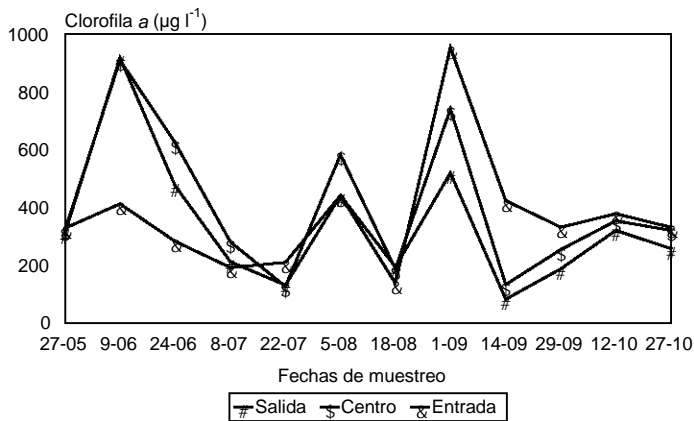


Fig. 17. Variación temporal de la concentración de clorofila *a* en la zona limnética.

### ZONA LITORAL

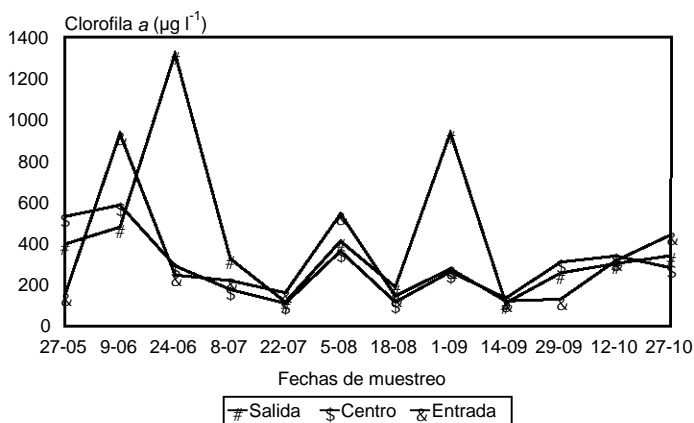


Fig. 18. Variación temporal de la concentración de clorofila *a* en la zona litoral del lago.

## Análisis de Componentes Principales (ACP)

En el análisis efectuado sobre los datos referidos al lago de Parque Tezozómoc, se seleccionaron los componentes I y II, que en conjunto explican el 68.4 % de la varianza (Fig. 19). En el componente I se agruparon las concentraciones de N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NH<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> y los valores de Conductividad (K<sub>25</sub>) y de temperatura.

En el segundo componente la clorofila *a* y el pH se encuentran relacionados positivamente, lo cual puede ser un reflejo del incremento de los valores de pH cuando la cantidad de algas y de producción primaria es mayor. También relacionada con éstas variables se ubicó la concentración de oxígeno disuelto, que evidentemente es mayor cuando se incrementa la producción primaria. En el extremo opuesto del componente II se ubicaron las concentraciones de fósforo reactivo y de nitrógeno como amoníaco. Esto parece señalar que la presencia de concentraciones elevadas de éstos dos compuestos se asocia a menores concentraciones de fitoplancton (clorofila *a*). Lo anterior se observó claramente en el muestreo del 22 de julio. El análisis señala que las mayores concentraciones de clorofila *a* se asociaron principalmente a la presencia de concentraciones mayores de nitratos.

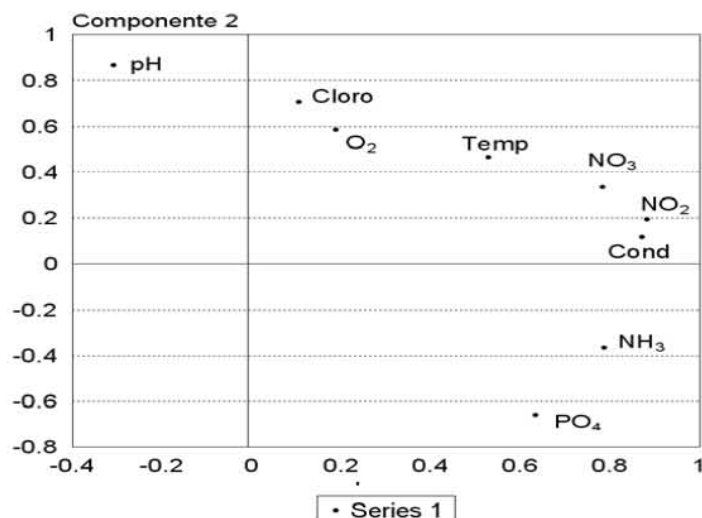


Fig. 19. Distribución de las variables físicas, químicas y clorofila *a* con respecto a los dos primeros componentes del ACP aplicado al lago del Parque Tezozómoc.

## Dendrograma Espacial

El dendrograma de comparación de condiciones entre las estaciones muestreadas presentó como resultado una disimilitud entre algunas de las estaciones, lo cual implica una heterogeneidad espacial en el lago. Tomando en cuenta lo anterior, el análisis definió 4 zonas bien delimitadas (Fig. 20): la primera zona corresponde a las estaciones **CENTRO (E2)** y **SALIDA (E1)**. En esta zona corresponde con el recorrido natural del agua en el lago desde el canal que lo alimenta hasta que sale para ser conducida a un cárcamo.

La zona dos estuvo formada por dos estaciones litorales: **LITORAL CENTRO (L2)** y **LITORAL ENTRADA (L3)**. Estas dos estaciones se encuentran más alejadas de las otras y presentan barreras físicas (el embarcadero, la isla) que dificultan la circulación del resto del agua del lago hacia esas zonas. Adicionalmente, en la estación **LITORAL ENTRADA (L3)** existió durante la mayor parte del tiempo estudiado una frondosa planta de papiro que contribuyó a modificar en mayor medida las condiciones en esa estación debido a que en ella se acumulaban cantidades importantes de materia orgánica.

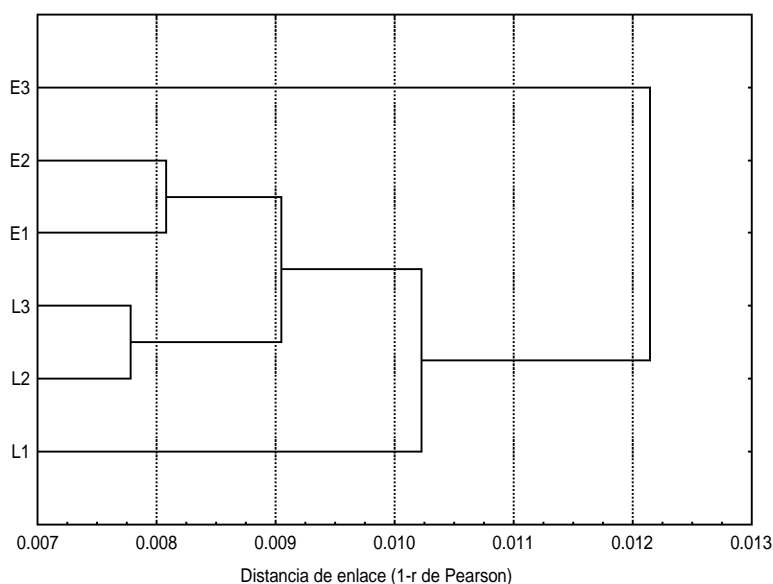


Fig. 20. Dendrograma de agrupación entre las estaciones limnéticas (E) y litorales (L).

La tercera zona correspondió a la estación **LITORAL SALIDA (L1)**, que a pesar de su cercanía con la estación limnética **SALIDA (E1)** presentó algunas diferencias, pero que posiblemente se deba a la poca circulación que hay en esta zona comparándola con el de la zona limnética del lago. Por último la estación limnética **ENTRADA (E3)**, resulto ser una estación totalmente diferente al resto de las demás lo cual se pueda asociarse a la entrada y su calidad del agua que abastece al lago procedente de la planta de tratamiento.

### **Dendrograma Temporal**

El análisis de cluster entre los muestreos también arrojó una gran similitud temporal. Sin embargo, fue posible diferenciar tres épocas principales presentes en el lapso estudiado (Fig. 21): la primera época correspondió del veintisiete de marzo al dieciocho de agosto que perteneció a los primeros muestreos (**M1**, 2, 3, 4, 6 y 7) con una disimilitud menor a los 0.02. Esta época se caracterizó por los valores más elevados de temperatura y una intensa actividad fotosintética, lo cual se reflejó en altos valores de pH y de concentración de oxígeno disuelto. También se observaron los valores mayores de  $K_{25}$  y altas concentraciones de nitratos, nitritos y amonio.

La segunda temporada abarcó del primero de septiembre al veintisiete de octubre, correspondiendo a los muestreos **M8**, 9, 10, 11 y 12 con una disimilitud menor a los 0.01, es decir, que los muestreos de ésta época fueron muy semejantes. Esta temporada parece ser la época de mayor dilución dentro del período de lluvias y se caracterizó por valores menores de la  $K_{25}$ , de la temperatura y de las concentraciones de nitritos y nitratos.

La tercera época correspondió únicamente al muestreo del 22 de julio (**M5**), el cual resultó muy diferente de todos los demás. Esta época correspondió con una presencia excesiva de materia orgánica en el lago probablemente asociada a una poda de plantas cercanas a la zona litoral. Las características de ésta temporada fueron valores muy bajos de pH y de clorofila *a*. En cambio, las concentraciones de fósforo reactivo soluble y de nitrógeno como amoníaco alcanzaron sus valores máximos, indicando mineralización reciente de materia

orgánica. Es probable que en éstas condiciones también haya tenido que ver la presencia de densidades elevadas del cladóceros *Daphnia* que también presentó su máximo en ésta época.

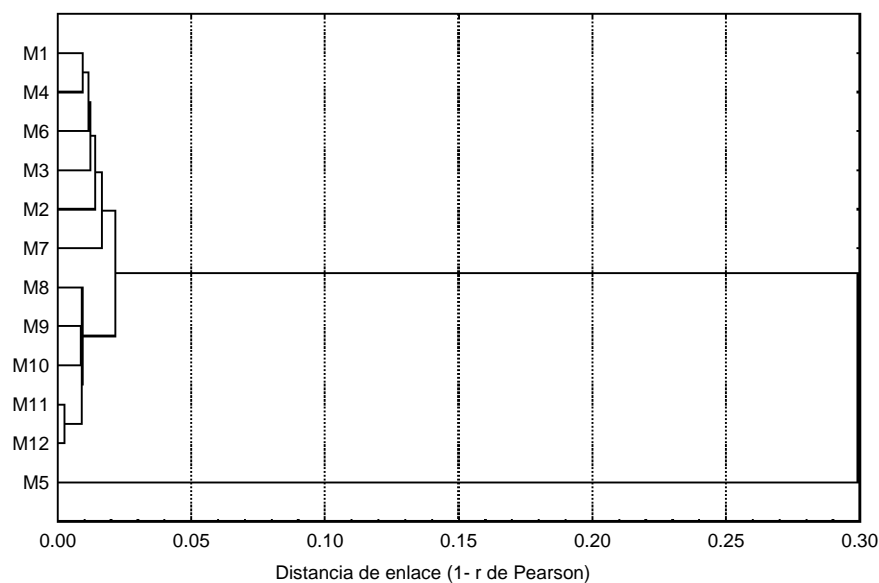


Fig. 21. Dendrograma de agrupamiento de los muestreos (M)

### Relación N/P.

Se calculó la relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto ( $NID = N-NH_3 + N-NO_2 + N-NO_3$ ) y el fósforo reactivo disuelto (ortofosfatos) a lo largo del período estudiado. La relación entre los dos nutrientes no varió ampliamente en la temporada de muestreo y durante todo el tiempo fue el nitrógeno el que resultó el nutriente limitante (Relación N/P < 16)(Fig. 22).



# Relación

N/P

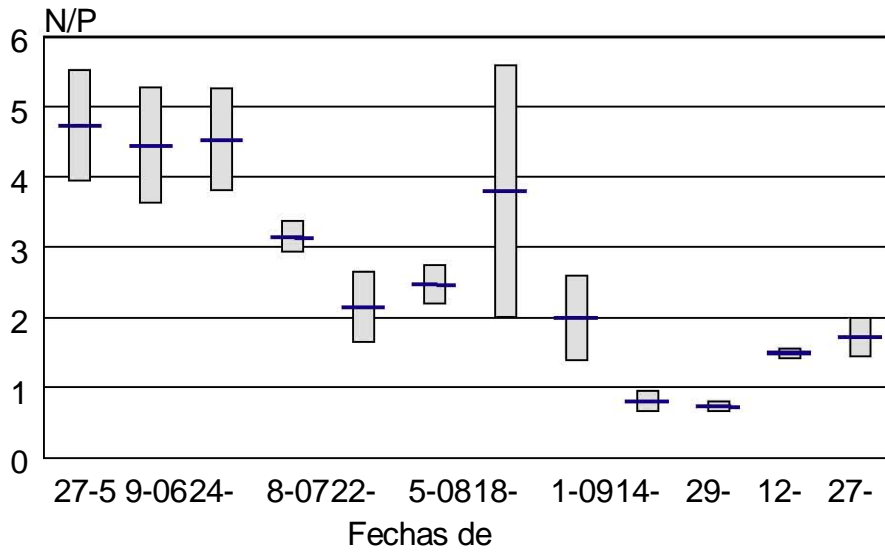


Fig. 22. Variación temporal de la relación NID/PR del lago del Parque Tezozómoc.

## DISCUSIÓN

### Temperatura

La temperatura que presentó el lago del Parque Tezozómoc se mantuvo en el intervalo de 18.7 a 23.5 °C. Este intervalo ubica al cuerpo de agua como intermedio entre subtropical y tropical. Las características que comparte con los tropicales son la moderada amplitud de la variación anual y la presencia de gradientes térmicos pequeños en la vertical; sin embargo, su intervalo de temperatura está levemente por debajo del intervalo de 20 a 30 °C que es típico de los lagos tropicales (Hutchinson, 1957). En los lagos ubicados en regiones cercanas a los trópicos, las variaciones anuales de temperatura son pequeñas y se presentan períodos repetidos de circulación entre intervalos cortos de calentamiento y de estratificación débil en períodos de enfriamiento rápido (Wetzel, 2002). Debe considerarse que todos los muestreos del presente estudio se realizaron entre las 10 y las 12:30 horas, por lo que es posible que el agua del lago llegue a alcanzar temperaturas algo más elevadas, especialmente en el lapso posterior al mediodía.

La temperatura que se registró en el fondo (18.7 – 21.8 °C) no varió demasiado con relación a la temperatura de la superficie, como se ha observado en los lagos tropicales, en donde las diferencias de temperatura en la columna de agua generalmente son pequeñas, además de caracterizarse por recibir precipitaciones muy estacionales, predominantemente en verano (Ryding y Rast, 1992). La variación de la temperatura en el lago del Parque Tezozómoc durante la época de lluvias, marcó dos períodos: uno cálido, que comprendió de mayo a agosto, y otro frío, que abarcó septiembre y octubre. Hay que tomar en cuenta que el año de 2004 presentó en la Ciudad de México una época de lluvias que inició muy tempranamente (febrero-marzo) y terminó también muy tarde (noviembre). Es por esto que el mes de octubre también se incluye dentro de la época de lluvias en el presente estudio.

El intervalo de temperatura en el Tezozómoc fue parecido a los intervalos de otros lagos urbanos que se encuentran en la Ciudad de México; entre ellos están los tres lagos de Chapultepec cuya temperatura varió entre los 15.5 y 18.9 °C (Alcocer, 1988; Muro, 1994);

el lago Nabor Carrillo, en Texcoco, con un intervalo de entre 15 y 30 °C (Martínez, 1993); el lago Huetzalín, en Xochimilco, que presentó un intervalo mucho más amplio, de entre 15 y 38 °C en el año 2003 (Enríquez, 2004). Con relación a otros trabajos realizados anteriormente en el mismo lago del Parque Tezozómoc, las temperaturas del presente estudio resultaron muy similares a las presentadas por Arzate (2002) quien entre julio y diciembre de 2000 registró un intervalo de 18.6 a 24 °C ; también con las de Solano (2002) que midió un intervalo de 19.5 a 23 °C en el período de enero a junio de 2001 y las de Contreras y Rivera (2003) quienes registraron temperaturas que van desde los 15.8 °C hasta los 23.5 °C en los meses de octubre a marzo de 2002 - 2003. De lo anterior se concluye que las temperaturas del agua en el lago han resultado similares en los últimos años y que la variación a lo largo del año es bastante moderada. Cuando se compara al lago del Parque Tezozómoc con otros lagos de tamaño y profundidad similares de la Ciudad de México, el comportamiento térmico resulta bastante parecido.

Debido a su poca profundidad y a su reducido tamaño, el comportamiento térmico del lago del Parque Tezozómoc se equipara también al de estanques. Fairchild *et al.* (2005) estudiaron 13 estanques del condado Chester, en Filadelfia, EUA, cuyas áreas se encontraron entre 0.13 y 1.69 ha y con profundidades medias de 0.59 a 1.79 m, intervalos muy similares a los del lago del Parque Tezozómoc (1.7 ha y aproximadamente 1 m de profundidad media). Estos autores señalan que el área reducida de los estanques modera el efecto de mezcla ejercido por el viento y favorece la presencia de períodos más o menos largos de estratificación térmica. A pesar de lo anterior, todos estos cuerpos de agua se consideran polimícticos (Pádisak y Reynolds, 2003).

El lago del Parque Tezozómoc se ajusta bastante bien al patrón mencionado: las diferentes zonas del lago pueden comportarse de manera variable dependiendo de la cantidad de radiación solar que reciben. Así, en un mismo muestreo pudieron observarse estaciones con estratificación térmica (considerada con una diferencia de al menos 1 °C entre la temperatura de la superficie y la del fondo, es decir, aproximadamente un metro de profundidad)(Hutchinson, 1957) mientras que en otros puntos del lago la diferencia de temperatura entre superficie y fondo era mínima. Para el caso de las estaciones litorales,

debido a su muy escasa profundidad (<0.3 m) nunca se presentó estratificación. Al iniciarse el descenso de la temperatura ambiental –a finales de septiembre y principios de octubre- el lago se encontró claramente mezclado en todos los puntos de muestreo.

### **Conductividad específica**

La conductividad es una medida de la cantidad de sales presentes en el agua, incluyendo a los nutrientes. Por lo anterior, el crecimiento y la dinámica de las poblaciones de algas, y la producción del cuerpo de agua, pueden tener relación con la conductividad (García-Calderón y De la Lanza, 1995). La conductividad ( $K_{25}$ ), del agua del Lago Tezozómoc indica condiciones de mineralización moderada (Margalef, 1983) ya que se encontró entre valores de 600 y menores a los  $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ . La variación temporal de los valores de la  $K_{25}$  mostró claramente los procesos de concentración y dilución que ocurrieron en el lago durante el estudio. En la época cálida (mayo-agosto) los valores fueron más elevados, pero a partir de septiembre, cuando la temperatura descendió y las lluvias se hicieron especialmente intensas, la conductividad mostró un claro descenso. Durante el período de lluvias también se observó un descenso de la conductividad del agua en los lagos de Chapultepec (Guzmán, 1989).

### **pH**

Los valores altos de pH que se encontraron en el lago, corresponden a agua de tipo fuertemente básico (Wetzel, 2002; Margalef, 1987). Los valores se conservaron generalmente entre 9 y 10, y esto se debió principalmente a la elevada actividad fotosintética que se presenta en lagos muy productivos, la cual consume elevadas cantidades de  $\text{CO}_2$  y disminuye su concentración en el agua, incrementando el pH. Las condiciones de pH elevado son muy comunes en los lagos urbanos de la Ciudad de México, como los lagos de Chapultepec los cuales oscilaron entre 8.76 – 9.97 (Alcocer, 1988; Muro, 1994), el lago Nabor Carrillo en el cual se encontraron valores de 9.2 – 10.70 (Martínez, 1993); el lago de San Juan de Aragón que estuvo entre 9.2 – 10.1 (Calderón y Sarabia, 1995) y el lago Huetzalin, Xochimilco con valores de 7.93 – 10.52 (Enríquez, 2004). Hay

que tener en cuenta que todos ellos son llenados con aguas tratadas secundariamente y que por lo tanto son altamente productivos. Para el caso del lago Nabor Carrillo, resulta también de gran importancia en la determinación de los valores del pH la composición de sales del terreno en donde se ubica.

Debe resaltarse la ocurrencia de un muestreo (22 julio) en donde los valores medidos en el lago Tezozómoc fueron todos inferiores a 9, alcanzándose un valor de 6.57. Este valor levemente ácido se presentó en las estaciones **SALIDA, LITORAL ENTRADA** y **LITORAL CENTRO** y, según las observaciones realizadas, estuvieron presentes grandes flóculos flotantes de materia orgánica y se notó (especialmente en la **SALIDA**) una disminución importante de la profundidad por la presencia de materia sedimentada. Adicionalmente a éstos fenómenos, ocurrió también en éste muestreo la presencia de los valores mínimos de concentración de clorofila *a* y el máximo de abundancia de la población del cladóceros filtrador *Daphnia* (Lugo, *com. pers*). Aparentemente, el problema de la acumulación de materia orgánica fue solucionado mediante un dragado parcial del lago, lo cual rápidamente se reflejó en un cambio de las condiciones en el siguiente muestreo.

Los niveles de pH 6.57 – 10.27, que se presentaron en este periodo de lluvias, coinciden con los valores que obtuvo Arzate (2002) en el año 2000 con un valor promedio de 9.18 , un máximo de 10.06 y un mínimo de 7.9; también coinciden con los valores que registró para el año 2001 Solano (2002). Sin embargo, de los dos autores anteriores, ninguno midió valores de pH similares a los que se observaron el 22 de julio de 2004.

### **Oxígeno Disuelto**

El intervalo de oxígeno disuelto fue de 0.00 a 20 mg L<sup>-1</sup>. Estas fuertes variaciones de la concentración de oxígeno son típicas de lagos eutróficos someros (Alcocer *et al.*, 1994; Scheffer, 1998). En lagos donde la producción primaria es moderada, la concentración de oxígeno puede estar relacionada inversamente con la temperatura ya que el incremento de

la temperatura disminuye la solubilidad de los gases en los líquidos (Wetzel, 2002). En el caso de lagos muy productivos, como el del Parque Tezozómoc, las concentraciones de oxígeno disuelto en la superficie están determinadas fundamentalmente por la variación en la actividad fotosintética, la cual mantiene durante la mayor parte del día condiciones de sobresaturación. Aunque una parte del oxígeno disuelto generado en la porción superficial puede difundirse hacia la capa más profunda, resulta mucho más probable que la mayor parte de ese oxígeno escape hacia la atmósfera. Las grandes cantidades generadas de biomasa que se depositan en el fondo son la causa principal del agotamiento del oxígeno cuando ocurren los procesos de descomposición bacteriana. Lo anterior explica el porqué comúnmente el fondo de éstos lagos se encuentra en condiciones anóxicas (Margalef, 1983). Fue precisamente en la estación **LITORAL SALIDA** – junto con la estación central **SALIDA** - donde se presentaron las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto a lo largo de todo el estudio. La explicación más factible de esto probablemente está relacionada con el hecho de que ambas estaciones son las más cercanas al sitio por donde sale el agua después de circular por el lago. Esto se asocia con la presencia de una nata flotante y grandes flóculos de materia orgánica en esa zona, además de mayor acumulación de materia orgánica en el sedimento, lo cual se reflejó, especialmente en el muestreo del 22 de julio, en una notable disminución de la profundidad de esa porción del lago.

En los lagos someros es común observar una colonización de macrofitas (Scheffer, 1998). Sin embargo, en el lago del Parque Tezozómoc –debido a su origen artificial- las macrofitas estrictamente acuáticas únicamente se presentan en una sola zona muy localizada. Este fue el caso de la estación **LITORAL ENTRADA** que durante la mayor parte del período de muestreo contó con la presencia de una gran planta de papiro. En el presente caso el dominio de la producción primaria en el lago es claramente del fitoplancton

Con las macrofitas de la zona litoral, hubo presencia de un aporte extra de materia orgánica al lago, incrementando los procesos oxidativos. Fue en la estación **LITORAL ENTRADA** donde se presentó la mínima concentración de oxígeno disuelto el 22 de julio, sin embargo también fue la estación que mostró el valor máximo el 5 de agosto.

Como ya se mencionó, la sobresaturación de oxígeno disuelto, es frecuente en lagos que son altamente productivos. Un caso similar al lago del Parque Tezozómoc son los Lagos de Chapultepec los cuales con frecuencia presentan concentraciones de oxígeno superiores al 100 % de saturación (Alcocer, 1988). Sin embargo, también presentan bajas concentraciones de oxígeno disuelto o incluso anoxia en la capa del fondo, por la acumulación de sedimentos orgánicos (Guzmán, 1989), y aunque el consumo de oxígeno provoca condiciones anóxicas en lagos eutróficos, Ryding y Rast (1992) mencionan que la reducción de oxígeno en el fondo puede ocurrir en los sistemas de lagos tropicales independientemente de sus condiciones tróficas. Pero para el caso del lago del Parque Tezozómoc resulta muy claro que sus condiciones tróficas son de gran importancia en la determinación del comportamiento de las concentraciones de oxígeno disuelto.

Según Arzate (2002) el lago del Parque Tezozómoc, presentó un valor promedio de oxígeno disuelto de  $13.19 \text{ mg L}^{-1}$  y un máximo de  $23.15 \text{ mg L}^{-1}$ . En el año 2001 los registros superficiales variaron desde 7 hasta  $28 \text{ mg L}^{-1}$  (Solano, 2002); aunque estos valores que se registraron son un poco altos en comparación a los que se obtuvieron durante esta época de lluvias donde el valor máximo fue  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , hay que tener en cuenta que es un lago muy productivo y además, como recibe aguas provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales, es normal que se presenten fluctuaciones en la concentración y composición, variando de acuerdo a la hora, el día y mes del año dando un comportamiento más complejo, como ocurrió en los lagos de Chapultepec (Muro, 1994). Aunque posiblemente la mayor sobresaturación también se deba a que en los años anteriores había actividad recreativa en el lago –básicamente la renta de lanchas de pedales para pasear- y la presencia de elevadas densidades de la cianobacteria *Microcystis sp.* que forma grandes natas superficiales (Arzate, 2002; Solano, 2002; Lugo *et al.*, 2002). En la época en que se realizó el presente estudio ya no hubo renta de lanchas para pasear en el lago y la cianobacteria *Microcystis* no fue una especie muy abundante. Otro factor importante que determina la concentración de oxígeno disuelto en el lago es la presencia de tres aireadores que son puestos en marcha cuando se requiere. El factor de los aireadores es muy impredecible pues su actividad es intermitente y frecuentemente presentan fallas parciales o totales. Las concentraciones de oxígeno disuelto del presente estudio pueden

atribuirse principalmente a la intensa actividad fotosintética y al funcionamiento impredecible de los aireadores del lago.

En el lago somero del parque Battersea, en Londres, se observó que los sistemas de aireación, son los que mejoran los niveles de oxígeno disuelto, logrando reducir los niveles de fósforo y de clorofila *a* (Birch y McCaskie, 1999).

### **Fósforo reactivo disuelto**

Los compuestos que contienen fósforo desempeñan un papel muy importante en casi todas las fases del metabolismo de las algas, en particular en la transformación energética asociada con las reacciones de fosforilación en la fotosíntesis. La forma de fósforo más importante para la nutrición vegetal es el P-PO<sub>4</sub>. Se ha observado que en la mayoría de los lagos, el fósforo se identifica como el nutriente cuya ausencia limita la fotosíntesis y por lo tanto la producción. Su reducida disponibilidad mantiene una limitada productividad del fitoplancton (Wetzel, 2002); sin embargo, el lago del Parque Tezozómoc presentó generalmente concentraciones muy altas de fósforo reactivo disuelto (FRD). Se ha observado que los lagos tropicales pueden tolerar cargas de fósforo más altas (Ryding y Rast, 1992). Asimismo, se ha observado que el contenido de fósforo es considerablemente mayor en los alrededores de regiones urbanas e industriales, por contaminación atmosférica (Wetzel, 2002). Para el caso del lago Tezozómoc las fuentes principales de fósforo hacia el agua deben ser las aguas de tratamiento secundario con las que se llena el lago y el excremento de las aves que habitan en él. Ambos factores pueden explicar los valores muy elevados de éste nutriente. Sin embargo, a diferencia de estudios anteriores (Lugo *et al.*, 2002), en donde era muy evidente que la principal fuente de fosfatos hacia el lago eran las aguas tratadas con que se llena, en el presente trabajo esta situación fue mucho menos definida, pues las concentraciones de todas las estaciones son muy parecidas.

Además de lo anterior, las condiciones anóxicas, que se presentan con frecuencia en el fondo del lago posiblemente permiten una liberación de fósforo de los sedimentos y su incorporación por agitación a la columna de agua (Ryding y Rast, 1992). Los períodos de



estratificación, aunque breves, pueden tener una importante influencia en la distribución de materiales en la columna de agua de un estanque (Fairchild *et al.*, 2005), especialmente si el estanque es altamente eutrófico.

En México, varios lagos urbanos presentan aportaciones inmoderadas de nutrimentos, ya que son llenados por aguas tratadas procedentes de plantas de tratamiento secundario, predominando una carga excesiva de P-PO<sub>4</sub>. Tal es el caso del lago Mayor del Bosque de Chapultepec (Alcocer, 1988) que presentó un valor promedio anual de 75.94  $\mu\text{M L}^{-1}$  (2.4 mg L<sup>-1</sup>); en el lago del Bosque de San Juan Aragón (Calderón y Sarabia, 1995) se presentaron concentraciones máximas de 82.19  $\mu\text{M L}^{-1}$  (2.7 mg L<sup>-1</sup>). Enríquez (2004) en el lago Huetzalin midió una concentración de hasta 93.75  $\mu\text{M L}^{-1}$  (3 mg L<sup>-1</sup>) y en el lago Nabor Carrillo la mayor concentración medida fue de 121.86  $\mu\text{M L}^{-1}$  (3.9 mg L<sup>-1</sup>) (Martínez, 1993). En el lago del Parque Tezozómoc la concentración promedio fue de 52.67  $\mu\text{M L}^{-1}$  (1.68 mg L<sup>-1</sup>), aunque el valor máximo alcanzó los 214.8  $\mu\text{M L}^{-1}$  (6.875 mg L<sup>-1</sup>). Las muy elevadas concentraciones de fósforo son una señal evidente del elevado nivel trófico del lago.

También se han observado concentraciones altas de fósforo en lagos urbanos europeos como, el Lago Pamvotis Grecia, ya que, por muchos años ha recibido efluentes de la ciudad de Ioannina (Kagalou *et al.*, 2003), aunque los valores son considerablemente menores a los medidos en el agua del Lago Tezozómoc y a los de otros lagos urbanos de la Ciudad de México.

## **Nitrógeno**

La forma de nitrógeno que prevaleció en el lago del Parque Tezozómoc durante el presente estudio fueron los nitratos, seguidos del amoníaco. Esto indica la existencia de condiciones adecuadas de nitrificación en el lago. Aunque en un muestreo se encontró un valor muy elevado de nitrógeno como amoníaco, durante el resto del período estudiado los valores se encontraron alrededor o por debajo de los 100  $\mu\text{M L}^{-1}$  (1.4 mg L<sup>-1</sup>). Los valores máximos se midieron en el muestreo del 22 de julio, el cual presentó condiciones muy anormales:

grandes concentraciones de amonio y fósforo reactivo disuelto, baja concentración de clorofila *a*, bajo pH y elevada concentración de materia orgánica flotante, indicando un estado extremo de contaminación por materia orgánica. Estudios anteriores en el lago del Parque Tezozómoc (Lugo *et al.*, 2002) encontraron que las concentraciones más elevadas de N-NH<sub>3</sub> se presentaban siempre en la zona donde entran al lago las aguas residuales tratadas, indicando la importancia de éste aporte. En la presente investigación los resultados fueron contrarios pues generalmente los valores mayores de N-NH<sub>3</sub> se presentaron en la estación de la **SALIDA**, situación que puede asociarse a la ya mencionada acumulación anormal de materia orgánica en esa zona y a una mejor calidad del agua procedente de la planta.

Las concentraciones de N-NO<sub>2</sub> y N-NO<sub>3</sub>, en cambio, tuvieron un comportamiento fuertemente estacional y similar. En los muestreos de mayo a julio ambos compuestos tuvieron valores elevados, pero a partir del 18 de agosto se presentó un fuerte descenso en las concentraciones de ambas formas de nitrógeno. La disminución de los compuestos nitrogenados puede estar relacionada con una acelerada tasa de consumo por parte de la comunidad fitoplanctónica, que impide su acumulación (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 1995). Diversos autores han observado fuertes disminuciones del nitrógeno, especialmente de los nitratos, durante el verano en varios lagos someros y estanques. Jensen *et al.* (1990) lo observaron en 69 lagos someros de Dinamarca; Bennion y Smith (2000) en 28 estanques ubicados en el sudeste de Gran Bretaña. Las razones de la disminución parecen ser el incremento en el consumo por parte del fitoplancton y de las macrofitas unido al aumento del proceso de desnitrificación, que se ve favorecido por las temperaturas más elevadas del verano, la resuspensión de los sedimentos y la fluctuación diaria de las condiciones del potencial de óxido-reducción en la interfase sedimento-agua que existen en un cuerpo acuático polimíctico.

El comportamiento de los nitratos y nitritos en todas las estaciones del lago mostró un patrón muy similar. Sin embargo, en ambos casos las concentraciones litorales fueron generalmente mayores. Esto pudo deberse al aislamiento que presentan algunas de las estaciones litorales (especialmente **LITORAL CENTRO** y **LITORAL ENTRADA**) y al

aporte extra de materia orgánica y excretas de las aves que ocurre en esas zonas. Un aporte adicional de nitrógeno hacia el lago puede ser la lluvia y el arrastre que realiza de los contaminantes atmosféricos presentes en la Ciudad de México, entre los cuales se encuentran compuestos de nitrógeno como  $\text{NO}_2$  y  $\text{N}_2\text{O}$  que en presencia de la humedad dan lugar a reacciones químicas que producen ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ), originando así, las precipitaciones ácidas (Calderón y Sarabia, 1995).

Las concentraciones que presentó el lago del Parque Tezozómoc  $35.71 - 418.75 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.5 - 5.86 \text{ mg L}^{-1}$ ) de  $\text{N-NO}_3$  son bajas si se comparan a las que se han encontrado en otros lagos que también son llenados con aguas residuales como el lago Mayor de Chapultepec ( $1132.14 \mu\text{M L}^{-1}$ ) ( $15.85 \text{ mg L}^{-1}$ ) o las del lago Huetzalin, Xochimilco ( $1785.71 \mu\text{M L}^{-1}$ ) ( $25 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Las concentraciones elevadas de amonio que prevalecieron en las estaciones **CENTRO** y **SALIDA** del lago podrían asociarse a las elevadas densidades del cladóceros *Daphnia*, los cuales iniciaron un crecimiento poblacional a partir del 24 de mayo y hasta el 18 de agosto, ya que se ha observado que el amonio constituye uno de los principales productos de excreción de los animales (Wetzel, 2002); sin embargo, la causa más clara de éste aumento sería el exceso de materia orgánica que se observó en el lago durante el mes de julio. Un tercer factor causal de las elevadas concentraciones de  $\text{N-NH}_3$  es la importante población de aves que habita en el lago, varias de las cuales tienen densidades poblacionales elevadas y habitan en el parque todo el año. Diversas especies utilizan el lago y su entorno como sitios de anidación y refugio. Entre las principales pueden mencionarse a *Oxyura jamaicensis* (pato malasia de cara) y *Gallinula chloropus* (Gallareta) que utilizan la planta de papiro para su anidación (Villafranco, 2000).

En el lago del Tezozómoc las oscilaciones en  $\text{N-NO}_3$  fueron de  $35.71 - 418.75 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.5 - 5.86 \text{ mg L}^{-1}$ ) y de  $\text{N-NO}_2$  de  $0.07 - 13 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.001 - 0.182 \text{ mg L}^{-1}$ ); estas concentraciones son bajas en comparación al lago mayor del Bosque de Chapultepec (Alcocer, 1988) que presentó  $1132.14 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $15.85 \text{ mg L}^{-1}$ ) de  $\text{N-NO}_3$  y  $18.21 \mu\text{M L}^{-1}$  ( $0.255 \text{ mg L}^{-1}$ ) de  $\text{N-NO}_2$ . El Lago Huetzalin presentó concentraciones entre mayo y

septiembre de 1157.14 y 1485.71  $\mu\text{M L}^{-1}$  (16.20 y 20.80  $\text{mg L}^{-1}$ ) de nitrógeno como nitratos y 43.57 – 86.42  $\mu\text{M L}^{-1}$  (13 - 25  $\text{mg L}^{-1}$ ) de N-NO<sub>2</sub> (Enríquez, 2004). En lo que se refiere al N-NH<sub>3</sub> oscilo entre 23.5 – 328.57  $\mu\text{M L}^{-1}$  (0.33 – 4.6  $\text{mg L}^{-1}$ ) y los valores de Tezozómoc fueron muy elevados en comparación a los que se halló en el lago del Bosque de San Juan Aragón el cual presentó 14.28 – 21.43  $\mu\text{M L}^{-1}$  (0.20 – 0.30  $\text{mg L}^{-1}$ ) de N-NH<sub>3</sub> (Calderón y Sarabia, 1995).

### **Clorofila *a***

Las concentraciones de clorofila *a* que se midieron, y las fuertes oscilaciones que tuvieron son un indicador de las condiciones eutróficas en que se encuentra el lago. De los valores obtenidos, y considerando la clasificación que da la OEDC (1982), el lago del Parque del Tezozómoc es un lago hipertrófico, ya que supera ampliamente el valor de >100  $\mu\text{g L}^{-1}$  de clorofila *a*; en la zona limnética se presentaron valores de hasta 954  $\mu\text{g L}^{-1}$  y en la zona litoral de 1321  $\mu\text{g L}^{-1}$ , siendo valores muy elevados y favorecidos por las altas concentraciones de nutrimentos que prevalecen en el lago.

Las concentraciones altas del Lago Tezozómoc sobrepasan ampliamente a las observadas en otros lagos urbanos. Alcocer (1988), en los lagos de Chapultepec en la Ciudad de México, midió valores promedio de 502  $\mu\text{g L}^{-1}$  para el Lago Viejo, 336  $\mu\text{g L}^{-1}$  para el lago Mayor y 329  $\mu\text{g L}^{-1}$  en el Lago Menor. Debe considerarse que globalmente, el intervalo de variación para los tres lagos abarcó de 427 a 1181  $\mu\text{g L}^{-1}$ , intervalo parecido al del Tezozómoc (80-1321  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). En el lago Huetzalin el intervalo registrado también es parecido, siendo de 551 - 1229  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Enríquez, 2004).

En lagos urbanos de otras latitudes, las concentraciones de clorofila *a* son considerablemente menores; por ejemplo en el Lago Taihu, en China, se midieron concentraciones de 18.4 a 51.9  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Chen *et al.*, 2003) y en el Lago Pamvrotis en Grecia el intervalo fue de 26 a 58  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Kagalou *et al.*, 2003). En el lago somero e hipertrófico Søbbygård, en Dinamarca, las concentraciones promedio de clorofila *a* durante el verano

oscilan entre 130 y 730  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Jürgens y Jeppesen, 2000) valores más cercanos a los del lago del Parque Tezozómoc.

Estas concentraciones tan elevadas de clorofila *a* son el resultado de las grandes cantidades de nutrimentos presentes y, a su vez, son en gran parte las responsables de los valores altos de pH y de las concentraciones superficiales sobresaturadas de oxígeno disuelto.

La disminución de clorofila *a* en el lago en el muestreo del 22 de julio no tiene una sola explicación. El fuerte incremento en las concentraciones de fósforo reactivo y amoníaco que se presentó en esa fecha sugiere la presencia de un importante proceso de descomposición de materia orgánica, por lo cual pudiera pensarse que se presentó una muerte masiva del fitoplancton. El otro factor que pudo haber contribuido a ese mínimo sería la presencia de altas densidades del cladóceros *Daphnia exilis*, el cual pudo haber consumido una fracción importante del fitoplancton (Jürgens, 1994).

En los lagos someros eutróficos se ha observado que las macrofitas limitan la biomasa algal, ya que compiten por la luz y los nutrimentos (Ruggiero *et al.*, 2003); para el caso del lago del Parque Tezozómoc la muy escasa vegetación acuática litoral no logró competir exitosamente con el fitoplancton.

### **Variación Espacial**

El lago, a pesar de su pequeño tamaño, presentó heterogeneidad espacial, principalmente en dos de las estaciones: **ENTRADA (E3)** y **LITORAL SALIDA (L1)**; la diferencia en la estación **ENTRADA**, se debe principalmente a la calidad del agua que llega, lo cual hace la diferencia con el resto del lago. La estación **LITORAL SALIDA**, resultó ser diferente de todas las demás estaciones litorales y en especial de la estación limnética **SALIDA**, ya que a pesar de su cercanía, la circulación del agua es de mayor importancia.

Otra variación se presentó en dos de las estaciones litorales (**LITORAL CENTRO L2** y **LITORAL ENTRADA L3**) que resultaron ser diferentes al resto y que son las que se

encuentran más aisladas del resto de las estaciones muestreadas. También se observó claramente la variación gradual en las condiciones del agua a través de su recorrido desde la entrada hasta la salida del lago. Las estaciones limnéticas **CENTRO (E2)** y **SALIDA (E1)**, debido a la circulación del agua en el lago, presentaron un parecido. Las diferencias espaciales son extremadamente marcadas presentando zonaciones diferenciales. Para los lagos de Chapultepec (Muro, 1994) y en el Lago Nabor Carrillo- en Texcoco- (Martínez, 1993), la conclusión de análisis similares es exactamente la opuesta: se concluye que no hay diferencias espaciales importantes entre las estaciones de muestreo. Sin embargo, la observación de los dendrogramas generados en éstos estudios si alcanza a mostrar que existen diferencias espaciales leves dentro de los cuerpos de agua.

### **Variación Temporal**

Durante el periodo de muestreo se presentaron tres épocas, la primera se presentó del 27 de mayo al 18 de agosto, la segunda época se presentó el 22 de julio, la cual se diferencio por presentarse en un solo muestreo. La tercera y última se presentó a partir del 1 de septiembre al 27 de octubre.

La separación temporal de los muestreos corresponde bastante bien con la estacionalidad. La primera época, de mayo agosto, es la época más cálida del año. Gracias a la abundancia de nutrimentos, elevadas temperaturas y luz, se realiza una elevada producción primaria. Aparentemente, las condiciones mencionadas conducen a una crisis en el sistema, la cual es observable en el muestreo del 22 de julio. La concentración de clorofila *a* disminuye fuertemente y la descomposición del fitoplancton muerto eleva considerablemente las concentraciones de fósforo reactivo disuelto y de amoníaco. Este muestreo tiene condiciones completamente diferentes a las del resto. Pasada la crisis, el sistema retornó a un equilibrio oscilante, similar a los muestreos anteriores. El 1 de septiembre se presentó el máximo de clorofila *a* en la zona limnética y esto inicia la tercera época, en donde resultó evidente el proceso de dilución por las lluvias que se presentó en el agua del lago y que se reflejó especialmente en los valores más bajos de  $K_{25}$  y de  $N-NO_3$  y  $N-NO_2$ . Esta época

refleja también la disminución de la temperatura ambiental, la cual fue especialmente clara en los dos últimos muestreos.

Muro (1994) analizó la variación mensual a lo largo de un año de las variables ambientales en los lagos de Chapultepec y no encontró un patrón de variación claro. Entre sus principales observaciones destaca la presencia de una fuerte homogeneidad temporal en los tres lagos y concluye que el aporte de aguas residuales que llena los lagos puede ser un factor encubridor de las variaciones temporales asociadas al clima.

Martínez (1993) también analizó las similitudes entre los meses de un ciclo anual en el Lago Nabor Carrillo. Su conclusión es que las diferencias son muy pequeñas y que los muestreos no fueron diferentes temporalmente. Sin embargo, en el dendrograma que presenta –aunque evidentemente la similitud es muy elevada- también puede observarse una separación de los meses en dos grupos: el primero abarca desde septiembre a febrero, y el segundo de marzo a agosto. Esta agrupación parece tener relación con los períodos de lluvias y secas. Este lago también es llenado con aguas residuales tratadas.

Al comparar con el lago del Parque Tezozómoc se observa un comportamiento muy parecido. Las diferencias en los muestreos no son de gran magnitud pero es posible apreciar una separación de las épocas de muestreo aún considerando solamente la temporada de lluvias.

### **Relación N/P**

Se ha observado que los cuerpos acuáticos poco profundos y tropicales son los más productivos. Los elementos minerales que requieren los vegetales para su crecimiento regularán el mismo con base en su disponibilidad y demanda en el medio acuático. De entre estos elementos, el que restrinja la tasa e crecimiento algal será considerado como el nutrimento limitante. La proporción requerida del elemento por el alga está controlada por la relación estequiométrica entre estos elementos esenciales en la biomasa (Alcocer *et al.*,

1994). El nitrógeno y el fósforo son los elementos limitantes más comunes en los cuerpos de agua dulce (Dodds, 2002).

El coeficiente de Redfield (1958) que relaciona las concentraciones presentes de nitrógeno y fósforo en el agua ha sido usado ampliamente para determinar el nutrimento limitante en los sistemas acuáticos. Existen diversas variantes, pero una de las más usadas es la relación Nitrógeno Inorgánico Disuelto Total/ Fósforo reactivo (NID/PR). Esta relación, para estar en equilibrio debe ser de 16:1. Si la relación es menor a 16, el factor limitante es el nitrógeno, pero si el cociente es mayor de 16 entonces el fósforo es el limitante. En el lago Tezozómoc los valores del cociente señalaron al nitrógeno como el factor limitante.

Sin embargo, no se observó la presencia de cianobacterias fijadoras del nitrógeno en el fitoplancton, sino que el predominio estuvo en el grupo de las clorofitas (Rodríguez, *com. pers*). La explicación para lo anterior la señala Dodds (2003): en condiciones de baja concentración de fósforo y nitrógeno, el cociente de Redfield generalmente señala con precisión al nutrimento limitante. Así ocurre, por ejemplo, en el lago cráter de Alchichica, donde un período de limitación por nitrógeno se refleja en la generación de un florecimiento de la cianobacteria fijadora *Nodularia spumigena* (Sánchez, 2001). En el caso del lago de Parque Tezozómoc, las concentraciones de nitrógeno y fósforo son tan elevadas que resulta utópico hablar de nutrimento limitante. Entonces, aunque de acuerdo con la relación NID/PR existe un desequilibrio favorable al fósforo, las cantidades tan elevadas de ambos nutrimentos permiten el crecimiento de grupos de fitoplancton como las clorofitas, que no poseen la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico. Es decir que, salvo raras eventualidades, no existe una limitación real por nutrimentos para el crecimiento del fitoplancton en el lago Tezozómoc.



## CONCLUSIONES

El lago del parque Tezozómoc, se caracterizó por ser un ecosistema con elevadas concentraciones de fósforo y nitrógeno, las cuales se reflejaron, durante la mayor parte del período estudiado, en cantidades muy elevadas de clorofila *a*. La intensa producción primaria del lago fue también la causa de los elevados valores de pH medidos en todos los muestreos, así como las condiciones anóxicas que se presentaron en el fondo y la sobresaturación de Oxígeno Disuelto en la superficie. Todas estas condiciones señalan claramente el estado fuertemente eutrófico que prevalece en el lago.

El lago del parque del Tezozómoc se caracterizo como un sistema hipertrófico por sus elevadas concentraciones de fósforo reactivo, nitrógeno y clorofila *a*.

El lago presentó heterogeneidad espacial, en dos estaciones litorales, además, de las variaciones en el recorrido del agua desde la entrada hasta la salida del lago.

El lago también presentó heterogeneidad temporal durante el periodo de lluvias, en donde se presentaron tres épocas: la primera se caracterizó por los valores más elevados de temperatura y una intensa actividad fotosintética, la segunda época se encontró diluida por las lluvias y la tercera se vio afectada por la alta cantidad de materia orgánica en el lago y a la presencia cladóceros *Daphnia*.

No sólo los parámetros físicos y químicos intervinieron en la concentración de clorofila *a*, sino también el consumo por parte de los organismos del zooplancton. El caso más claro se debió al cladóceros *Daphnia exilis*.

Hay presencia de elevadas concentraciones de nutrientes, sin embargo esa representación no perduró durante toda la época de lluvias, ya que el nitrógeno resultó ser el nutrimento limitante.

Desde el punto de vista de su comportamiento térmico el lago del Parque Tezozómoc, corresponde a un lago subtropical, polimíctico.

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Albert, A. L. 1985. *Toxicología Ambiental*. Limusa. México, D. F. 311 pp.

Alcocer, D. J. 1988. *Caracterización Hidrobiologica de los lagos de Chapultepec, México*. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

Alcocer, D.J. Kato, E. Robles y G. Vilaclara. 1988. Estudio preliminar del efecto del dragado sobre el estado trófico del Lago Viejo de Chapultepec. *Cont. Amb.* **4**: 43-56.

Alcocer, J., A. Lugo y E. Escobar. 1994. Eutrofización lacustre. Jóvenes lagos viejos. *Información Científica y Tecnológica*. 16 (209): 38- 41

Arzate, G. K. M. 2002. *Contribución al estudio de la alimentación de Poecilia reticulata y su relación con algunos parámetros ambientales en el Lago del Parque Tezozómoc de julio a Diciembre del 2002*. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.

Bennion, H & M.A. Smith 2000. Variability in the water chemistry of shallow ponds in Southeast England, with special reference to the seasonality of nutrients and implications for modelling trophic status. *Hydrobiologia* **436**: 135-148.

Birch, S. & J. McCaskie. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*. **395 / 396**: 365 - 377.

Botello, A. C. 2002. *Estudio de algunos aspectos reproductivos de Poecilia reticulata (pises: Poeciliidae) del Lago del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco*. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 83 pp.

Calderon, H. R. y V. M. S. Sarabia. 1995. *Investigación edáfica y de calidad de agua del Lago en el Bosque de San Juan de Aragón*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlan. 85 pp.

Chen, Y., C. Fan, K. Teubner y M. Dokulil. 2003. Changes of nutrients and phytoplankton chlorophyll-a in a large shallow lake, Taihu, China: an 8-year investigation. *Hydrobiologia*. **506-509**: 273-279.

Contreras, F. A. M. y F. A. Rivera. 2003. *Diagnóstico Ambiental del lago del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco, D. F.* Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 49 pp.

Crisci, J. V. y Ma. F. López, 1983. *Introducción a la teoría y práctica de la Taxonomía Numérica*. Serie Biología No. 26. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, D.C. 132 pp.

Darley, W. M. 1987. *Biología de las algas. Enfoque fisiológico*. Limusa. México 236 pp.

De Jonge, V. N., M. Elliott y E. Orive. 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*. **475/476**: 1-19.

Dodds, W.K. 2002. *Freshwater Ecology. Concepts and environmental applications*. Academic Press, San Diego. 569 pp.

Dodds, W.K. 2003. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. *J.N. Am. Benthol. Soc.* **22**:171-181

Downing, J. A. & E. McCauley. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **37**: 936-945.

Enríquez G. C. 2004. *Estudio de campo y laboratorio de la dinámica poblacional de los Rotíferos y Cladóceros de la zona litoral del Lago Huetzalin, Xochimilco*. Tesis de Maestría. Facultad de Estudios Superiores Estácala. 84 pp.

Fairchild, G.W., Anderson, J.N. & Velinsky, D.J. 2005. The trophic state 'chain of relationships' in ponds: does size matter?. *Hydrobiologia* **539**: 35-46.

Figueruelo J. E. y D. M. Marino. 2001. *Química física del medio ambiente*. Edit. Reverte. México, D. F. 333 pp.

García Calderón, J. L. y G. De la Lanza. 1995. *Lagos y Presas de México*. Centro de Ecología y Desarrollo, México. D.F. 320 pp.

Guzmán, A. M. 1995. El Lago de Chapala. En: García Calderón, J. L. y De la Lanza, G. (comps.). 1995. *Lagos y Presas de México*. Centro de Ecología y Desarrollo, México. D. F pp. 129-146

Guzmán, M. M. A. 1989. *Macrofauna béntica y su relación con la dinámica fisicoquímica de los lagos de Chapultepec (época de lluvias) , Bosque de Chapultepec, México*. Tesis de Biología. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 66pp.

Hutchinson, G. E. 1957. *A Treatise on Limnology. Geography, Physics and Chemistry of Lakes*. Vol. 1. John Wiley & Sons, Nueva York. 1015 pp.

HACH Company. 1993. *DREL/2000 Spectrophotometer Handbook*. Loveland, Colorado.

Jensen , J.P., P. Kristensen & E. Jeppesen. 1990. Relationships between nitrogen loading and in-lake nitrogen concentrations in shallow Danish lakes. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* **24**: 201-204.

Jürgens, K. 1994. Impact of Daphnia on planktonic microbial food webs-A review. *Mar. Microb. Food Webs*.**8**: 295-324.

Jurgens, K. & E. Jeppensen. 2000. The impact of metazooplankton on the structure on the microbial food web in a shallow, hypetrophic lake. *J. Plank. Res.* **22**: 1047-1070.

Lugo , A., Sánchez, Ma. del R., Acosta, J.A., Cortés, H. y Castillo, J.M. 2002. Estado trófico de un lago urbano recreativo. *Memorias del XXI Coloquio de Investigación de la FES Iztacala, UNAM*. Tlalnepantla, Edo. de México. Noviembre de 2002.

Kagalou, I., E. Papastergiadou, G. Tsimarakis & D. Petridis. 2003. Evaluation of the trophic state of Lake Pamvotis Greece, a shallow urban lake. *Hydrobiologia*. 506-509: 745-752.

Labounty, J. 1995. What´s an urban lake worth? *Lake Line* **15**: 6-7

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 pp.

Margalef, R. 1987. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona, España.

Marker, A. F. H., C. A. Crowther y R.J.M., Jun. 1980. Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll a and phaeopigments by spectrophotometry. *Archiv. Hydrobiol. Beih. Ergebnisse der Limnolog.* **14**: 52-69

Martínez, T. B. B. 1993. *Contribución al estudio de Cladóceros y Copépodos del Lago Nabor Carrillo, Estado de México*. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. 72 pp

Moss, B.1999. Ecological challenges for lake management. *Hydrobiologia* **395/396**:3-11.

Muro, C. G. 1994. *Contribución al conocimiento de la distribución y abundancia de los Cladóceros en los tres lagos de Chapultepec*. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Superiores Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 88 pp.

OCDE. 1982. *Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, de evaluation et de lutte*. Paris.

Orbe, A. A. y G. J. Acevedo. 1995. El Lago de Pátzcuaro. En: García Calderón, J. L. y G. De la Lanza (comps.). 1995. *Lagos y Presas de México*. Centro de Ecología y Desarrollo, México. D.F pp. 89-108.

Odum, E. P. y F. O. Sarmiento. 2000. *Ecología. El Puente entre ciencia y sociedad*. McGrall-Hill. Interamericana, México. D.F. 343 pp.

Pádisak, J. y C.S. Reynolds 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia*. **506-509**: 1-11.

Pesson, P. 1979. *La contaminación de las aguas continentales*. Mundi-Prensa. España. 334pp.

Plá, L. E. 1986. *Análisis multivariado: método de componentes principales*. Serie Matemáticas No. 27. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, D. C. 94 pp.

Redfield , A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* **46**: 205-221.

Ryding, S.O. y W. Rast 1992. *El control de la eutrofización*. Ed. Pirámide. Madrid. 250 pp.

Ruggiero, A., A. Giuseppe & G. Carchini. 2003. Nutrient and chlorophyll *a* temporal patterns in eutrophic mountain ponds with contrasting macrophyte coverage. *Hydrobiologia*. **506-509**: 657-663.

Sánchez, R.M. 2001. *Variación de la clorofila "a" fitoplanctónica y sus mecanismos de control en un lago atalasoalino tropical*. Tesis de Maestría en Ciencias. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

Scheffer, M. 1998. *Ecology of Shallow lakes*. Chapman & Hall. Great Britain. 357 pp.

Simon, D. y S. Helliwell. 1998. Extraction and quantification of chlorophyll *a* from freshwater green algae. *Wat. Res.* **32**: 2220-2223

Shueler, T. & J Simpson. 2001. Why urban lakes are different? *Watershed Prot. Tech.* **3**: 747-750.

Solano, B. N. 2002. *Aspectos reproductivos de Poecilia reticulata (Pisces; Poeciliidae) en el lago del parque Tezozómoc, Azcapotzalco de enero a junio del 2001*. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Iztacala Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.

Torres-Orozco, R. y A. Pérez-Rojas. 1995. El Lago de Catemaco. En: García Calderón, J. L. y De la Lanza, G. (comps.). 1995. *Lagos y Presas de México*. Centro de Ecología y Desarrollo, México. D.F pp. 155-176.

Villafranco, C. A. J. 2000. *Avifauna del Parque Tezozómoc Azcapotzalco. México, D.F.* Tesis profesional. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 63 pp.

Vizcaíno, M. F. 1986. *La contaminación en México*. Fondo de cultura económica. México, D. F. 514 pp.



Wetzel, R. G. 2002. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3<sup>a</sup>. Ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp.