



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

Variación espacio-temporal del fitoplancton en el lago Tezozómoc, Azcapotzalco, Distrito Federal.

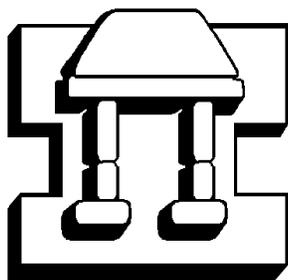
T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G O

P R E S E N T A:

ARMANDO RODRÍGUEZ ROCHA



IZTACALA

DIRECTORA DE TESIS:

M. en C. MARÍA GUADALUPE OLIVA MARTÍNEZ

LOS REYES IZTACALA, EDO. DE MEX. 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos

Primeramente deseo agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México por haber aceptado como uno más de sus estudiantes y por haber propiciado los medios para crecer académicamente y personalmente.

A la Facultad de Estudios Superiores Iztacala por darme las facilidades de desarrollarme en sus instalaciones, así como por haberme dado tanto alegrías como tristezas.

Con mucho cariño y admiración a mí directora de tesis y asesores directos del presenté trabajo:

A la M. en C. María Guadalupe Oliva Martínez
Al Dr. Alfonso Lugo Vázquez
y a la Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez

que por aparte de orientarme y explicarme muchas cuestiones, son para mí unos amigos en que aún puedo confiar.

A las profesoras Gloria Garduño Solórzano y María de los Ángeles García por las aportaciones realizadas a para mejorar mi trabajo.

El presenté trabajo formó parte del proyecto “Estudio biológico del lago urbano Tezozómoc como base para una propuesta de restauración”, apoyado por el programa PAPCA 2004 de la Facultad de Estudios superiores Iztacala y con el financiamiento del programa PAPIIT extraordinario 2004 con clave IX239604 de la DGAPA UNAM.

También deseo agradecer muy profundamente a el Proyecto de Investigación en Limnología Tropical de la Unidad de Investigación Interdisciplinaria de la Ciencia la Salud y la Educación, por haberme soportado tanto tiempo y ensañarme todo lo que se este basto mundo de la limnología. A todos los profesores que ahí dedican su tiempo a escuchar y resolver las dudas de estudiantes que, como yo, aún conocemos poco.

Dedicatoria

Dedico con todo mi corazón y alma este pequeño trabajo que es el fruto de un esfuerzo conjunto que realizado con mi madre, Lucía Rocha Goncha y mi padre, Justo Pastor Rodríguez Olivares, por haberme otorgado tantas cosas que jamás podré pagarles. A mis queridas hermanas Ana María, Paulina y Paola, por alumbrarme el camino en los momentos más oscuros de mi vida y darme un nuevo sentido a la misma, ya que al ver sus sonrisas me alegraban aún en las tempestades más fuertes.

A la memoria de los mis seres queridos:

*Laura Goncha Ortiz
Epifania Olivares Hernández
Ezequiel Goncha Navarro
Y a mi querido carnal*

Por que todos los días de mi vida me despierto pensando que esto es un sueño y que ustedes van estar ahí, para conversar tantas cosas que dejamos inconclusas, pero se qué, sólo es cuestión de tiempo para volverlos a ver, estar todos juntos como antes y sentir su calor conmigo.

A toda mi familia que es muy larga y que no menciono en orden de importancia sino en pleno orden jerárquico y alfabético:

*A mis madres Epifania y María de la Luz, a mis padres Fidel y Jorge.
A mis tíos y tías: Adriana, Benita, Carlos, Enrique, Fernando, Isabel,
Jesúsa, Laura, Marcelino, Martín, Norma y Rafael.*

A mis primos: Alberto, Diana, Fabiola, Josefina, Jorge, María de la Luz, Sergio y Ximena.

A tanta gente que he conocido a lo largo de mi vida y en tantos lugares que he estado, pero quisiera agradecer a la pandilla con la que he convivido muy gratamente: Abel, David, Fabián, Gerardo, Héctor, Mario, Martín, Roberto, Uriel y Xavier. A los calentosaurios en general por haberme permitido formar parte de sus filas y brindarme su compañerismo y amistad. A Alba Julieta Gómez, Mauricio Álvarez y a Mario Ansaldo viejos amigos míos de antaño. A toda la gente que conocí haciendo este trabajo, con las cuales compartí tantas risas y alegrías: Carmen, Diana, Erick, Hyrais, Jacqueline, Laura, Luis, Maribel, Nohemí, Salvador, etc.

Y a tanta gente que, no por ser menos importante sino porque no cabría en este texto, no menciono pero que llevo grabados sus nombre en mi mente y mi corazón.....

GRACIAS A TODOS USTEDES

Índice general

	Pág.
1. Resumen	vi
2. Introducción	1
3. Antecedentes	4
4. Objetivos	4
5. Localización del área de estudio	5
6. Materiales y métodos	6
7. Resultados	8
a) Riqueza específica	8
b) Dominancia	8
c) Variación espacio-temporal del fitoplancton	9
d) Dendrograma de la variación espacial del fitoplancton	12
e) Dendrograma de la variación temporal del fitoplancton	12
f) Variación espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos	14
g) Temperatura	14
h) Conductividad (K_{25})	15
i) pH	16
j) Oxígeno disuelto (O. D.)	17
k) Variación espacio-temporal de los nutrientes	18
l) Fósforo reactivo disuelto (P- PO_4)	18
m) Nitrógeno como amoníaco N- NH_3	19
n) Nitritos N- NO_2	20
o) Nitratos N- NO_3	21
p) Clorofila “a”	22
q) Dendrograma de la variación espacial de los parámetros fisicoquímicos	23
r) Dendrograma de la variación temporal de los parámetros fisicoquímicos	23
s) Análisis de correlación	23
t) Análisis de componentes principales	26
8. Discusión	26
a) Riqueza específica	26
b) Dominancia de especies	27
c) Variación espacial del fitoplancton	29
d) Variación temporal del fitoplancton	29
e) Variación espacio-temporal de la temperatura	30
f) Variación espacio-temporal de la conductividad	31
g) Variación espacio-temporal del pH	32
h) Variación espacio-temporal del oxígeno disuelto	32
i) Variación espacio-temporal del fósforo reactivo disuelto	33
j) Variación espacio-temporal del amoníaco	34
k) Variación espacio-temporal de los nitritos	35
l) Variación espacio-temporal de los nitratos	35
m) Variación espacio-temporal de la clorofila “a”	36
n) Variación espacial de los parámetros fisicoquímicos	37
o) Variación temporal de los parámetros fisicoquímicos	37
p) Análisis de correlación y componentes principales	38

9. Conclusiones	40
10. Bibliografía	41
11. Anexo I	48

Índice de figuras y tablas.

Figuras.	Pág.
1. Localización y ubicación de las zonas de muestreo en el lago Tezozómoc	6
2. Número de especies por división	8
3. Abundancia vs. Frecuencia	9
4. Estatus de las especies	8
5. Variación espacio-temporal de las especies	10
6. Variación espacio-temporal de las especies	11
7. Variación espacio-temporal de las especies	11
8. Variación espacio-temporal de las especies	12
9. Dendrograma de la variación espacial del fitoplancton	13
10. Dendrograma de la variación temporal del fitoplancton	13
11. Variación espacio-temporal de la temperatura	14
12. Variación espacio-temporal de la conductividad	15
13. Variación espacio-temporal del pH	16
14. Variación espacio-temporal del oxígeno disuelto	17
15. Variación espacio-temporal del fósforo reactivo	18
16. Variación espacio-temporal del amoníaco	19
17. Variación espacio-temporal de los nitritos	20
18. Variación espacio-temporal de los nitratos	21
19. Variación espacio-temporal de la clorofila "a"	22
20. Dendrograma de la variación espacial de los parámetros fisicoquímicos	25
21. Dendrograma de la variación temporal de los parámetros fisicoquímicos	25
22. Análisis de componentes principales	26
Tablas.	
1. Variación espacio-temporal del fitoplancton	9
2. Matriz de correlación	24
3. Matriz general de componentes principales	26

Palabras clave: Tezozómoc, eutrofización, nutrientes, lago urbano, variación espacio-temporal.

Resumen.

Se estudió la variación espacio-temporal, así como la estructura del ensamblado de fitoplancton del lago urbano somero (profundidad media 1 m) Tezozómoc, Azcapotzalco, D. F. desde septiembre del 2003 hasta agosto del 2004. Se muestreó mensualmente en seis estaciones distribuidas en las zona limnética y litoral del lago y se obtuvieron muestras superficiales (0.2 m) del fitoplancton. Simultáneamente se midieron diversas variables ambientales las cuales fueron relacionadas con los datos biológicos por medio de un análisis de correlación y posteriormente con un análisis de componentes principales (ACP). Se identificaron 51 especies de fitoplancton, siendo *Chlamydomonas globosa*, *Merismopedia punctata*, *Monoraphidium caribeum* y *Selenastrum minutum* las que dominaron a lo largo del período estudiado. La diatomea *Cyclotella meneghiniana* mostró correlación positiva significativa ($r_2 = 0.63$) con *Cryptomonas ovata* y negativa ($r_2 = 0.90$) con el picoplancton. *C. meneghiniana* fue una especie asociada a la época de baja temperatura en el año. Las concentraciones de fósforo reactivo disuelto y de N-NH₃ tuvieron una correlación directa, mientras que la conductividad y el N-NO₃ se correlacionaron negativamente. El ACP mostró que el factor ambiental que más influyó al fitoplancton fue la temperatura. Las Clorococcales, grupo capaz de vivir en ambientes muy ricos en nutrientes, tuvieron amplia presencia en el lago. Las condiciones ambientales y el tipo y la densidad de las especies de fitoplancton muestran claramente que el lago Tezozómoc tiene condiciones de eutrofia con tendencia hacia la hipertrofia.

Introducción.

Existe una vasta literatura sobre la variación anual del fitoplancton en lagos de latitudes templadas, la cual indica una gran constancia en su periodicidad, resultado de la regularidad anual en las condiciones climáticas de estas regiones; por el contrario, en los lagos tropicales se ha observado que la periodicidad del fitoplancton no es regular y se asocia en mayor medida con las fluctuaciones en las condiciones ambientales locales más que con las estaciones del año (Reynolds, 1984; Darley, 1987). Las variantes en la periodicidad de los cambios ambientales tienen una gran influencia sobre la dinámica temporal de los organismos lacustres, dentro de estos, el fitoplancton, constituye la unidad básica de producción de materia orgánica en la zona limnética de los lagos (González de Infante, 1988). Para los lagos de las regiones templadas, el gradiente latitudinal generalmente resulta el de mayor importancia. En cambio, para el caso de los lagos tropicales, el factor climático, el gradiente altitudinal, patrones de viento y precipitación entre otros, son los más importantes.

Las variaciones temporales y espaciales del fitoplancton en la mayoría de los casos son características de un cuerpo de agua, esto es debido a la inestabilidad del medio que determina las comunidades presentes en los lagos. Regiones con oscilaciones climáticas propician la diversidad de los ecosistemas ya que presentan modificaciones cíclicas con periodos de gran diversidad de organismos seguidas de una gran dominancia de pocas especies (Figueredo y Giani, 2001).

Los organismos planctónicos responden rápidamente a los cambios ambientales y a las variables físicas y químicas, además las comunidades de estos organismos también son afectadas debido al tiempo de retención del agua, régimen termal y las condiciones del cuerpo de agua debido a su localización en el planeta (Gomes, 2000). Otro factor que afecta de manera importante a este tipo de organismos son las actividades antropogénicas como la contaminación.

El hombre, con el desarrollo de sus actividades, altera la calidad del agua. De esta manera, se generan problemas de salud que en ocasiones provocan daños permanentes a los ecosistemas acuáticos (Darley, 1987). Debido a que el hombre depende en gran medida de estos recursos, es por lo que adquieren cada día un valor indispensable.

El desarrollo de la industria y agricultura requieren del control del abastecimiento del agua, que implica un problema en el incremento de las necesidades alimenticias y satisfactorias de la población. A su vez, el desarrollo ocasiona un deterioro en los ecosistemas acuáticos provocando que penetren sustancias ajenas al medio, entre estas se puede encontrar metales pesados, químicos en general (Franco, 1981).

La necesidad de producir alimentos y bienes ha impulsado el desarrollo tecnológico, con el consiguiente incremento del uso de la energía; el empleo de sustancias químicas para la producción de alimentos, el control de plagas y enfermedades; así como la manipulación del ciclo de vida de los organismos. Ello ha generado grandes problemas en el conocimiento y manejo de las aguas epicontinentales; el deterioro de las cuencas y cuerpos de agua, por la contaminación doméstica e industrial generan procesos como la

acidificación y la eutrofización, esta última tal vez uno de los dos problemas mas graves a los que se enfrentan los lagos mexicanos, y que esta relacionada con el deterioro ambiental, producto del crecimiento tecnológico (García-Calderón *et al.* 2002).

La eutrofización, origina la proliferación de algas verde azules o de plantas flotantes, como el lirio acuático o la lentejilla de agua, que disminuyen la transparencia y la oxigenación de las aguas y alteran notablemente las condiciones del medio acuático: las especies nativas desaparecen y el agua se torna fétida por el aumento de materia orgánica en descomposición. Además de la eutrofización antropogénica existe la natural, como resultado de un envejecimiento por asimilación de nutrimentos, incremento de sedimentos y materia orgánica procedente de la cuenca que rodea a los cuerpos de agua como lagos. Sin embargo, las actividades humanas como el urbanismo y los desarrollos residenciales aceleran este proceso al que se denomina eutrofización cultural que se traduce en incremento del crecimiento algal (estimulado por los nutrimentos), aumento de las plantas enraizadas y la disminución del oxígeno disuelto en el agua debido a la adición en los procesos respiratorios y de descomposición que induce a la muerte de peces y de otras formas de vida acuática (Moreno, 2003).

Obtener información acerca de nuestros cuerpos de agua, siempre ha sido una necesidad apremiante para las diversas instituciones federales y privadas que planean y regulan muchas actividades relacionadas con el uso, mantenimiento y deterioro de los ambientes acuáticos. Desafortunadamente no es fácil que esas instituciones obtengan la información biológica requerida (Quiroz-Castelán *et al.* 1999).

En México, muchos ecosistemas han sido impactados por la contaminación, existen diversos estudios de monitoreo ambiental, cuyo gasto económico y esfuerzo van en aumento. Por otro lado, se conoce poco de los efectos de los contaminantes sobre los ecosistemas acuáticos y los procesos biológicos; dichos efectos sólo pueden ser establecidos mediante estudios biológicos. Se pueden utilizar con mucho éxito organismos como indicadores de la calidad del agua, como un componente barato y confiable que coadyuve al muestreo ambiental (físico y químico) a largo plazo (Robledo, 1997).

Una evaluación de la cantidad y tipo de organismos vivos ayuda a determinar el grado de impacto a que ha sido sometido un cuerpo de agua; por ejemplo, el número de aves acuáticas, peces juveniles, vegetación sumergida, entre otros. Otro claro ejemplo es el uso de las microalgas ya que responden rápidamente a los cambios ambientales ocasionados de manera natural o por las actividades humanas, por esto la composición de sus especies es un indicador de la calidad del agua en la que se encuentran y por lo tanto es necesario analizar la estructura de las comunidades para caracterizar el ambiente que los rodea.

Las algas utilizan el incremento de nutrimentos y se multiplican rápidamente hasta que forman lo que se llama “blooms” o florecimientos formados por algas como *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Nostoc*, *Gloeotrichia*, *Oscillatoria* además de otros grupos algales como Chlorococcales, Bacillariophyceae, Cryptophycophyta y Euglenophycophyta (Robledo, 1997 y Reynolds, 1984).

En condiciones extremas, por el crecimiento de estas algas el agua puede ser inadecuada para el consumo humano o de animales domésticos y puede llegar a ser tóxica para el hombre, peces y otros organismos acuáticos. Por lo anterior es importante el conocimiento de la diversidad, abundancia, composición, estructura y otras propiedades o características de las comunidades acuáticas y su función en las cadenas tróficas.

En México, los trabajos sobre este tema son escasos y aislados (Chilpan, 1998). Por otra parte algunos de los ambientes acuáticos que han recibido poca atención son los lagos urbanos.

Schueler y Simpson (2003) definen a los lagos urbanos bajo cinco diferentes criterios:

1. Tamaño, ya que son normalmente pequeños y generalmente con una superficie menor a 256 000 000 m².
- 2.-Profundidad, debido a que presentan un promedio de 6 metros.
- 3.-En el origen del agua, si es residual y está en por lo menos en una proporción de 1 litro por 10 litros de agua potable significa que tiene una fuerte influencia en el agua que compone al lago.
- 4.-En la cuenca de depósito que debe tener al menos 5% de un material impermeable para el desarrollo del lago
- 5.-A los creados artificialmente por el hombre y que se utilizan con fines recreativos, abastecimiento de agua, contenedores de lluvias o cualquier otro uso relacionado con actividades antropogénicas.

Generalmente los lagos urbanos son importantes áreas para la investigación debido a que son una forma de ver la evolución de otros tipos de lagos, además adquieren un valor importante en las grandes ciudades ya que son centros recreativos y de entretenimiento para muchos habitantes (Labounty, 1995). A pesar de los beneficios de los lagos urbanos, en años recientes el rápido crecimiento poblacional ha provocado demandas de infraestructura básica, esto genera a su vez la eliminación de residuos, lo que conlleva a la contaminación de los cuerpos de agua (Lim, 2003), alterando sus características hidrológicas debido al incremento, magnitud y frecuencia de las descargas de agua residual que reciben estos cuerpos de agua (Ourso y Frenzel, 2003).

Debido a esto los lagos urbanos poseen características que los hacen únicos en cuanto a condiciones y problemáticas, sin embargo estos han recibido poca atención por parte de los limnólogos y por ende los estudios limnológicos de manejo y restauración son pocos (Schueler y Simpson, 2003).

La contaminación que afecta a este tipo de cuerpos de agua, provoca inestabilidad del medio, además de cambios espaciales y temporales que determinan las comunidades presentes en los lagos, por si esto fuera poco los cambios climáticos (especialmente la precipitación) induce a modificaciones en las características químicas y físicas del agua (Figueredo y Giani, 2001), estas modificaciones en las características incluyen la aniquilación de las plantas litorales, acumulación de sustancias químicas tóxicas, cambios en el estado trófico e hidrológico y por último impacto negativo en las comunidades ícticas, y que de no ser remediados seguirán en constante cambio y llegará un momento en que los problemas serán irreversibles (Osgood, 1995).

Antecedentes.

Hasta ahora los trabajos realizados en los lagos urbanos de México han sido pocos. Entre los autores que han contribuido a enriquecer el conocimiento sobre este tipo de lagos se encuentran los de Alcocer *et al.* (1988) que evaluaron el efecto del dragado sobre el estado trófico del lago viejo de Chapultepec, Alcocer y Lugo (1995) describieron el estado actual del lago viejo de Chapultepec, Lugo *et al.* (1998) estudiaron el efecto del lirio (*Eichhornia crassipes*) como controlador químico en la comunidad planctónica del lago de Guadalupe en el Estado de México, Távera *et al.* (2000) estudiaron las Chlorococcaceas del lago de Xóchimilco Distrito Federal y Escobar-Briones *et al.* (2002), estudiaron la estructura de las comunidades que se desarrollan en un estanque dentro de Ciudad Universitaria en México. Para el lago del parque Tezozómoc, existe trabajos previos como los de Arzate (2002) que llevo acabo un estudio acerca de la alimentación de *Poecilia reticulata* y su relación con algunos parámetros ambientales, Botello (2002) y Solano (2002) estudiaron algunos aspectos reproductivos de *Poecilia reticulata* en diferentes épocas del año y por último Verver y Vargas (2005) observo la dinámica espacio-temporal de los parámetros físicos y químicos y su relación con la clorofila “a”.

Por lo anterior y debido a que existen escasos trabajos sobre los lagos urbanos de México se proponen los siguientes objetivos:

General

Conocer la variación espacio-temporal del fitoplancton en el lago Tezozómoc durante el periodo Septiembre del 2003 a Agosto 2004.

Específicos

- 1.-Determinación taxonómica del fitoplancton del lago urbano Tezozómoc durante un ciclo anual.
- 2.-Conocer la abundancia y distribución (espacio-temporal) de las especies durante los meses de muestreo
- 3.- Realizar la evaluación física y química del cuerpo de agua durante el periodo señalado [(oxígeno disuelto, conductividad (K_{25}), pH, temperatura del agua, nutrimentos (P, N) y clorofila *a*)].

Localización del área de estudio.

El Parque recreativo y cultural “Tezozómoc”, fue diseñado por el arquitecto Mario Schjetnan de Garduño en 1978 y abrió sus puertas al público el 21 de marzo de 1982. Está diseñado como un relieve del antiguo Valle de México, con el lago y una serie de montículos que llegan a medir hasta 10 metros de altura, que representan los sistemas montañosos del Valle de Anáhuac y los Valles de Toluca y Tlaxcala.

Su nombre varía en significados: “Señor o Dios de Azcapotzalco”, “Piedra que zumba” y “El que gobierna con firmeza y expectativa” (Delegación Azcapotzalco, 2002).

Se localiza al Noroeste de la delegación Azcapotzalco, colindando al Norte y Noroeste con el municipio de Tlalneplantla y al Oeste con el municipio de Naucalpan, entre las coordenadas 19° 29' 05" de latitud Norte y 99° 12' 36" de longitud Oeste a una altura de 2250 msnm y una extensión de 27 hectáreas. Posee un clima de tipo C(Wo), es decir templado subhúmedo con lluvias en verano de menor humedad, la temperatura media anual oscila entre los 12 y 16 °C, mientras que la temperatura más cálida se presenta en mayo entre los 18°C y 19°C y la más fría en diciembre y enero con temperaturas de entre 11 y 12°C (García, 1998; Solano, 2002).

La superficie del parque en su gran mayoría está cubierta por áreas verdes en total 200, 000 m², las cuales están constituidas por tres estratos: herbáceo, arbustivo y arbóreo.

El primero, representado en su mayoría por pasto, abarca casi la totalidad del área, pero existen también las margaritas, rosas, lirio y azaleas; por su parte el estrato arbóreo cubre aproximadamente 12, 000 m², en este estrato se encuentran: eucalipto, cedro blanco, juniperus, pino, colorín, encino, sauce llorón, pirul, acacia y Picus. En relación a los arbustos, estos abarcan una superficie de 20, 000 m² donde se encuentran: bugambilia, verónica, bambú, trueno, tulia, piracanto y clavo, cabe mencionar que existe una especie acuática denominada Papiro (*Cyperus papyrus*) (Delegación Azcapotzalco, 2002 y Arzate, 2002).

El lago se ubica en la parte central del parque posee con una superficie de 17, 000 m² y capacidad de 38 000 m³. La profundidad mínima es de 50 centímetros y la máxima de 2.40 metros. El agua que abastece al parque proviene de la planta de tratamiento “El Rosario” operada por la Dirección General Hidráulica (DGOH), el abastecimiento es diario a razón de 61 l/seg (Solano, 2002).

El lago asemeja las condiciones en las que se encontraba el lago de México y las colindancias donde se fundó Tenochtitlán en el siglo XIV. En sus aguas alberga diferentes especies de aves acuáticas, algunas provenientes del norte de Canadá, de la zona de los grandes lagos y de las riveras de Yukón en Alaska (Delegación Azcapotzalco, 2002).

Existen también dos especies silvestres no migratorias: el pato mexicano y el pato criollo, además del pato de pekin o blanco, el tepalcate y de guinea.

Este parque beneficia a cerca de dos millones de habitantes y recibe aproximadamente 150 mil visitantes al año (Delegación Azcapotzalco, 2002) (Figura 1).



Figura 1. Localización y ubicación de las zonas de muestreo en el lago Tezozómoc

Material y métodos.

Se realizaron recolectas mensuales durante el ciclo septiembre 2003 - agosto 2004. Se designaron 6 sitios de muestreo, tres en la zona litoral y tres en la zona limnética del lago (Figura 1), y se tomó una muestra de superficie directa (500 ml) por cada zona, se fijaron con aceto-lugol hasta obtener una tonalidad ámbar o café (Moreno, 2003), se hicieron arrastres horizontales con una red de fitoplancton con abertura de malla de 20 μm y se fijaron con formol al 4% para obtener un concentrado de fitoplancton.

Se midieron *in situ* y en el nivel superficie (20 cm de profundidad) oxígeno, conductividad y temperatura utilizando un equipo multisensor YSI 85, pH con un potenciómetro Conductronic PH 10. Los métodos considerados para el análisis nutrientes y la clorofila “a” se basaron en el trabajo de Verver y Vargas (2005). En el laboratorio se midieron: ortofosfatos con el método del ácido ascórbico, nitratos por reducción de cadmio, nitritos diazotización y amonio por el método de Nessler, utilizando el laboratorio portátil HACH DREL/ 2000 (HACH, 1993). Para la clorofila “a” se utilizó el método de extracción en frío (4° C) con metanol. La lectura de concentración se realizó en un espectrofotómetro HACH DREL/2000 y se utilizó la fórmula de Marker *et al.* (1980).

Las muestras biológicas se revisaron con un microscopio Carl Zeiss con óptica de contraste de fases. La identificación del fitoplancton y selección del sistema de clasificación taxonómica se hizo con las obras de Bourrelly (1972, 1970, 1968, 1958), Comas (1996), Cox (1996), Desikachary (1959), Ettl *et al.* (1983), Håkansson (2002), Hegewald y Silva (1988), Komárek (1999), Ortega (1984), Prescott (1982), Round *et al.* (1990) y Popovsky y Pfiester (1990). La validez taxonómica de las especies se confirmó utilizando el sistema Integrated Taxonomic Information System (ITIS) (2005), Index Nominum Algarum, (2000) y el Sistema Integrado de Información Taxonómica (SIIT) (2006) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Para el estudio microscópico de las diatomeas se siguió la técnica de limpieza de frústulas (Hasle y Fryxell, 1970), y se hicieron preparaciones permanentes utilizando naphrax como medio de montaje. Para la observación de estructuras celulares se utilizaron colorantes como lugol (pirenoides), tinta china (mucílago) y aceto carmín (núcleo). La cuantificación de los organismos se hizo con el método de Utermöhl, utilizando una cámara de sedimentación de 5 ml y un periodo de 24 horas (Moreno, 2003; Wetzel y Likens, 1979), con un invertoscopio modelo D Carl Zeiss con óptica de contraste de fases y aumentos de 10X, 40X y 63X. Se contaron únicamente las células con contenido celular, considerando el número de campos, hasta totalizar 400 células, filamentos o colonias del organismo más abundante, según el caso, con este criterio el intervalo de confianza para el valor medio es de $\pm 10\%$ (Wetzel y Likens, 1979). Además se cuantificó una fracción del plancton denominada picoplancton (0.2 a 2 μm) (Sieburth *et al.* 1978). El aumento para hacer la cuantificación se eligió de acuerdo al tamaño de las células. El número de células por mililitro, se obtuvo con la fórmula indicada por APHA *et al.* (1985).

$$\text{No. de organismos/ml} = \frac{C \times A_t}{A_f \times F \times V}$$

De donde:

$$\begin{aligned} C &= \text{No. De organismos contados} \\ A_t &= \text{Área total del fondo de la cámara} \\ A_f &= \text{Área de un campo} \\ F &= \text{No. de campos contados} \\ V &= \text{Volumen de la muestra} \end{aligned}$$

Para el caso de organismos coloniales como *Microcystis* se contaron las colonias iguales o mayores de 30 μm de diámetro.

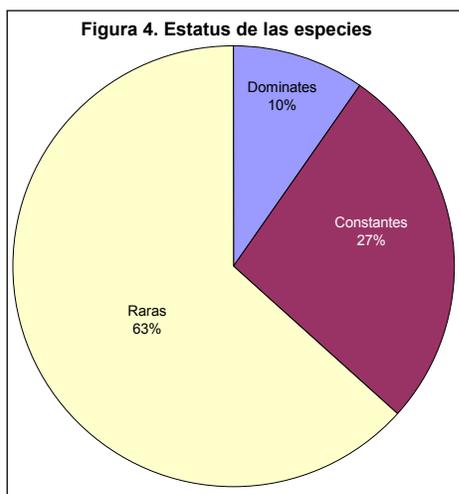
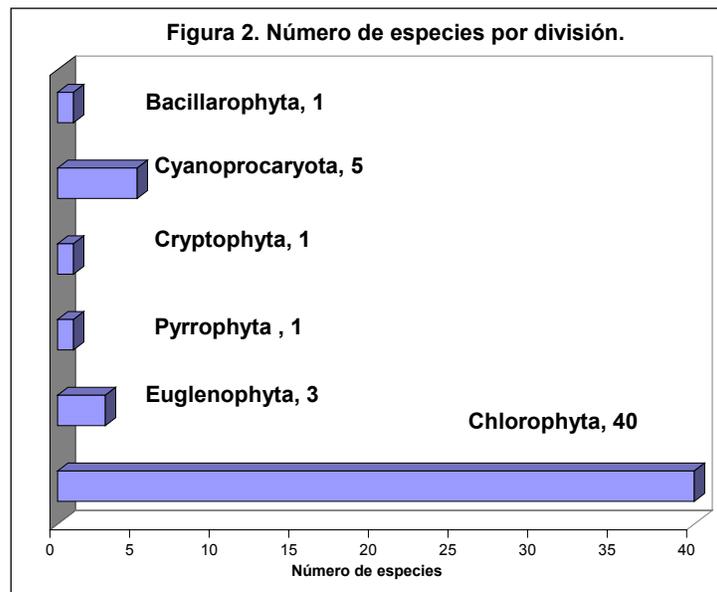
Los datos numéricos de la abundancia del fitoplancton se homogenizaron transformándolos la fórmula $\log_{10} (n+1)$. Para analizar la variación espacio-temporal del fitoplancton, se utilizó el programa Statistica versión 6.0 para la realización de los análisis de cluster, utilizando el coeficiente de similitud 1-r de Pearson y el método de enlace completo.

La afinidad entre especies se determinó con el análisis de componentes principales (ACP) mediante el programa SPSS versión 12.0. Con respecto a la abundancia de las especies se elaboró una grafica de abundancia vs. frecuencia, con la cual se determinó el estatus (rara, constante, temporal o dominante) durante el periodo de estudio. En está gráfica se observa el porcentaje de frecuencia (expresado como el número de muestras en que una especie determinada se presenta por el número total de muestras) contra el logaritmo natural de la abundancia total de cada especie ($\text{Log}_{10} (n+1)$). Las líneas divisorias son las medias de los porcentajes de frecuencia y del logaritmo de la abundancia para todas las especies. El diagrama permite definir las especies dominantes como aquellas con alta frecuencia y alta abundancia (rectángulo superior derecho), las temporales, que presentan baja frecuencia y alta abundancia (rectángulo superior izquierdo), las constantes, que tienen baja abundancia pero elevada frecuencia (rectángulo inferior derecho), y las raras, que presentan baja frecuencia y abundancia (rectángulo inferior izquierdo) (García de León, 1988 *in* Oliva, 2001), la gráfica se elaboró utilizando la hoja de calculo Excel versión 2000. Las figuras con los cálculos de los restantes parámetros obtenidos fueron identificadas con las letras “E” para las zonas limnéticas y “L” para las zonas litorales.

Resultados.

Riqueza específica

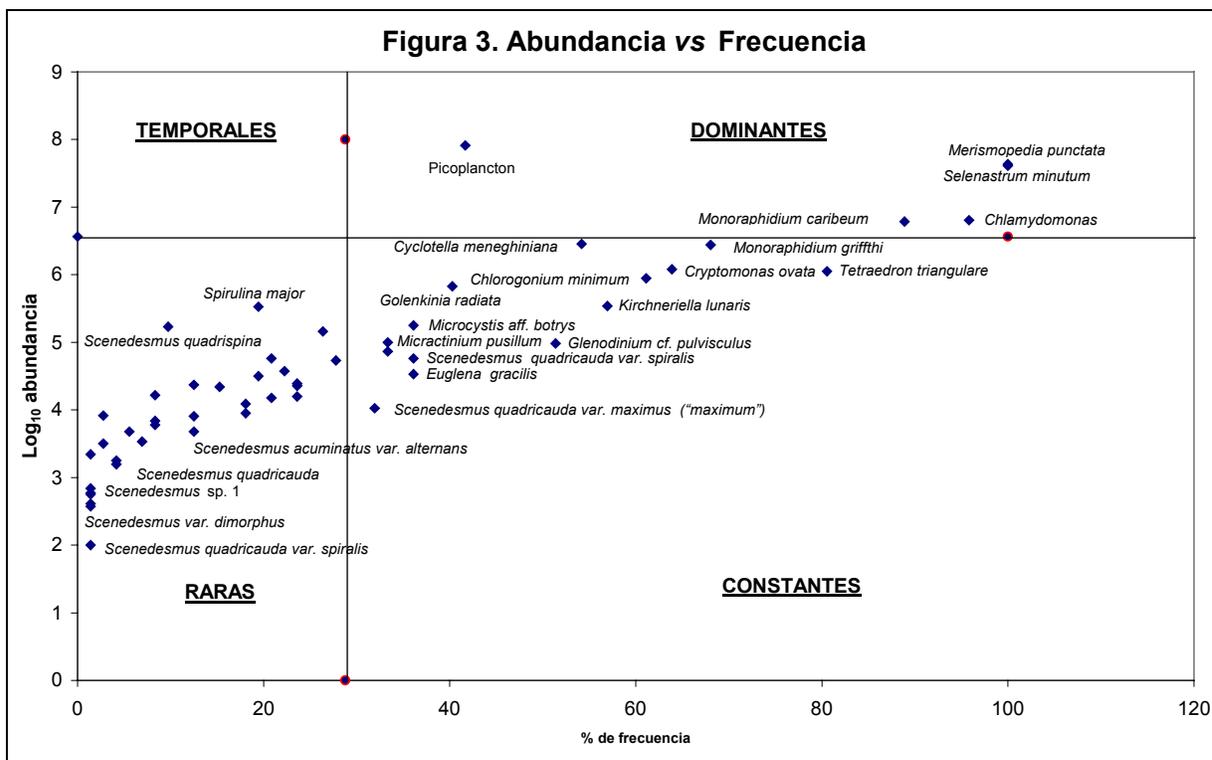
Se determinaron un total de 51 taxa (de los cuales 42 fueron determinados hasta nivel de especie) distribuidos en 26 géneros, de los cuales 40 especies pertenecen a la división Chlorophyta (que representan el 78%), 5 especies más son **Cyanoprocaryota** (que representan el 10%), 3 especies de Euglenophyta (que representan 6%), 1 especie es Bacilliarophyta, 1 Cryptophyta y 1 Pyrrophyta que representan el 2% cada una (Figura 2). La lista sistemática de las especies se presenta en el Anexo 1.



Dominancia

El análisis del diagrama de frecuencia (%) *versus* abundancia ($\text{Log}_{10}(n + 1)$) mostró que 4 especies (que representan el 10 %) (*Chlamydomonas globosa*, *Merismopedia punctata*, *Monoraphidium caribeum*, *Selenastrum minutum*) y el picoplancton autotrófico fueron dominantes, 14 especies (que representan el 30%) fueron constantes (entre las más abundantes *Cyclotella meneghiniana*, *Cryptomonas ovata*, *Chlorogonium minimum*, *Kirchneriella lunaris*, *Monoraphidium griffithii*, *Microcystis* aff. *botrys* y *Tetraedron triangulare*) y 33 especies (que representan el 63 %) fueron raras (entre las que destacan *Pandorina morum*, *Pediastrum boryanum*, *Euglena viridis*, *Schroederia setigera* y *Microcystis* aff. *flos-aquae*) cabe destacar que no se presentaron especies temporales, sin

embargo el picoplancton se encontró muy cerca de esta categoría debido a que su abundancia fue alta y su porcentaje de frecuencia es intermedio, ya que solo se presentó en 6 de los 12 muestreos (Figuras 3 y 4).



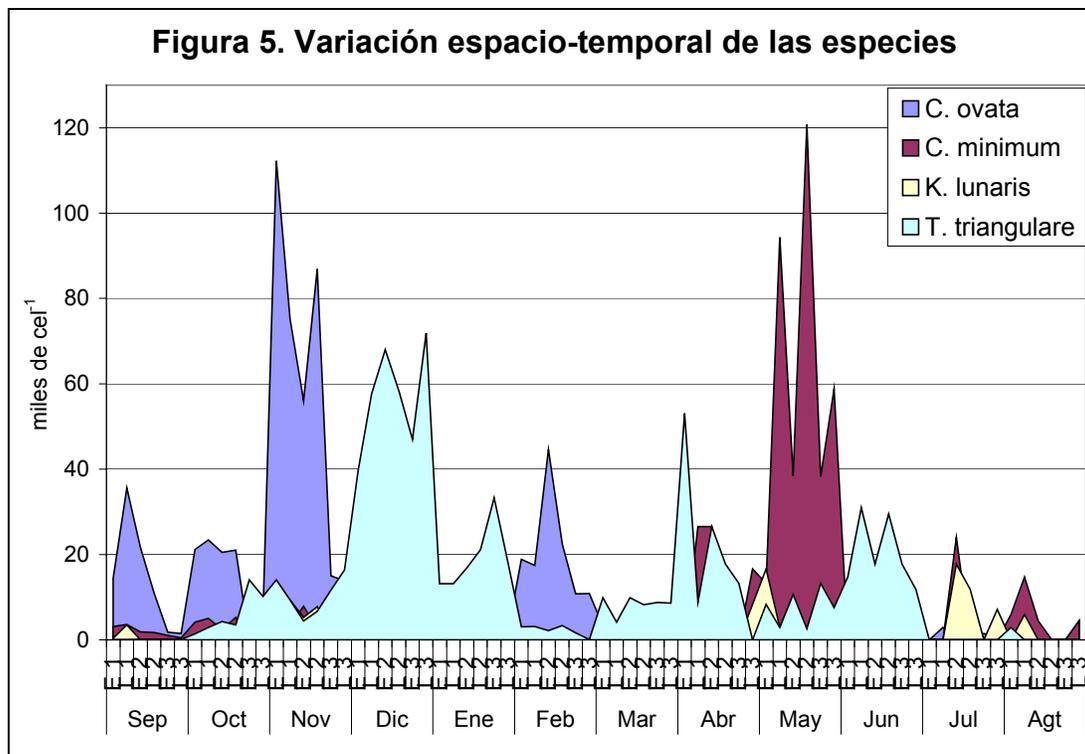
Variación espacio-temporal del fitoplancton

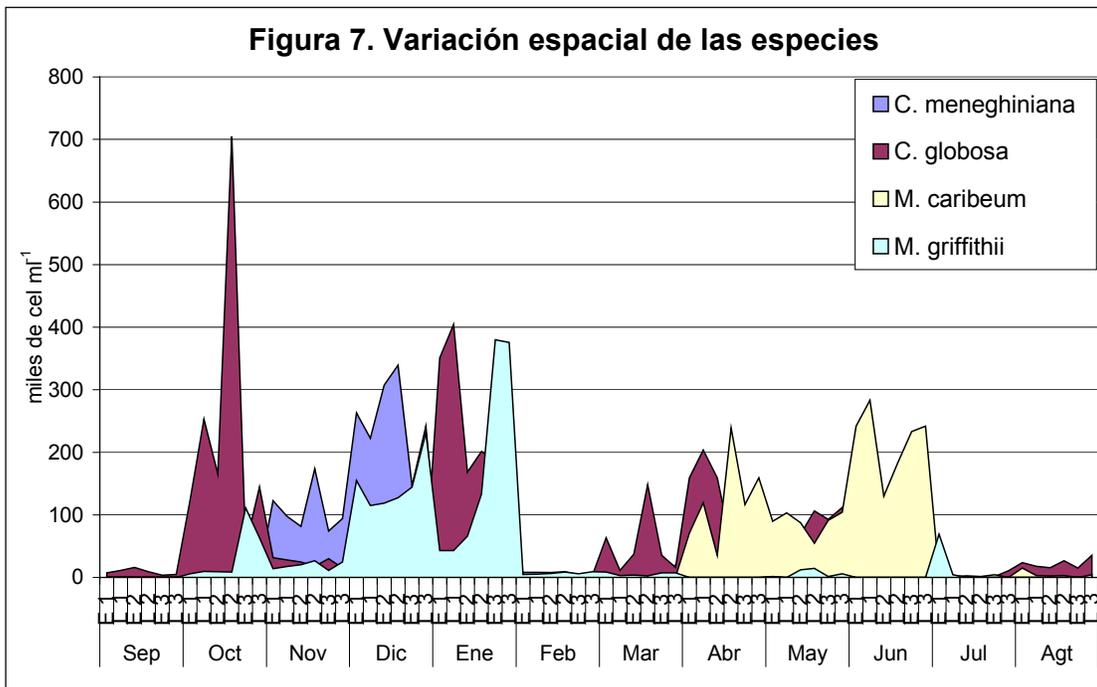
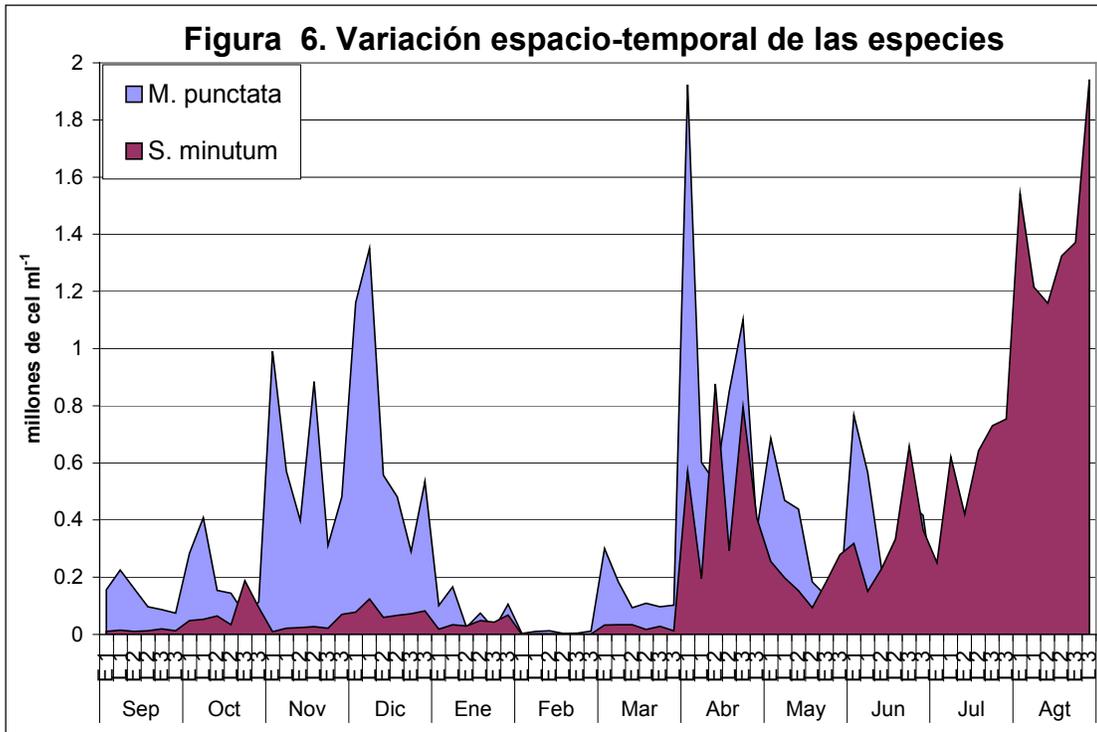
En el mes de septiembre la especie dominante en todas las zonas litorales y limnéticas fue *M. punctata* (Figura 6 y Tabla 1), esta misma especie pero en el mes de octubre también fue la mejor representada en la zona litoral y limnética 1 (Figura 6 y Tabla 1), mientras que *C. globosa* fue la que presentó mayor abundancia en la zona limnética y litoral 2, así como en la zona litoral 3 (Figura 7 y Tabla 1), para la zona limnética 3 la especie dominante fue *S. minutum* (Figura 7 y Tabla 1). En los meses de noviembre y diciembre la especie que mayores abundancias presentó fue nuevamente *M. punctata* (Figura 6 y Tabla 1), en enero *C. globosa* fue la especie mejor representada en las zonas limnéticas y litorales 1 y 2 (Figura 7 y Tabla 1), en la zona limnética y litoral 3 la especie dominante fue *M. griffithii* (Figura 7 y Tabla 1), para el mes de febrero *C. ovata* fue la especie con mayores abundancias en todas las zonas limnéticas, además de las zonas litorales 1 y 2 (Figura 5 y Tabla 1), en la zona litoral 3 la especie dominante fue *M. punctata*

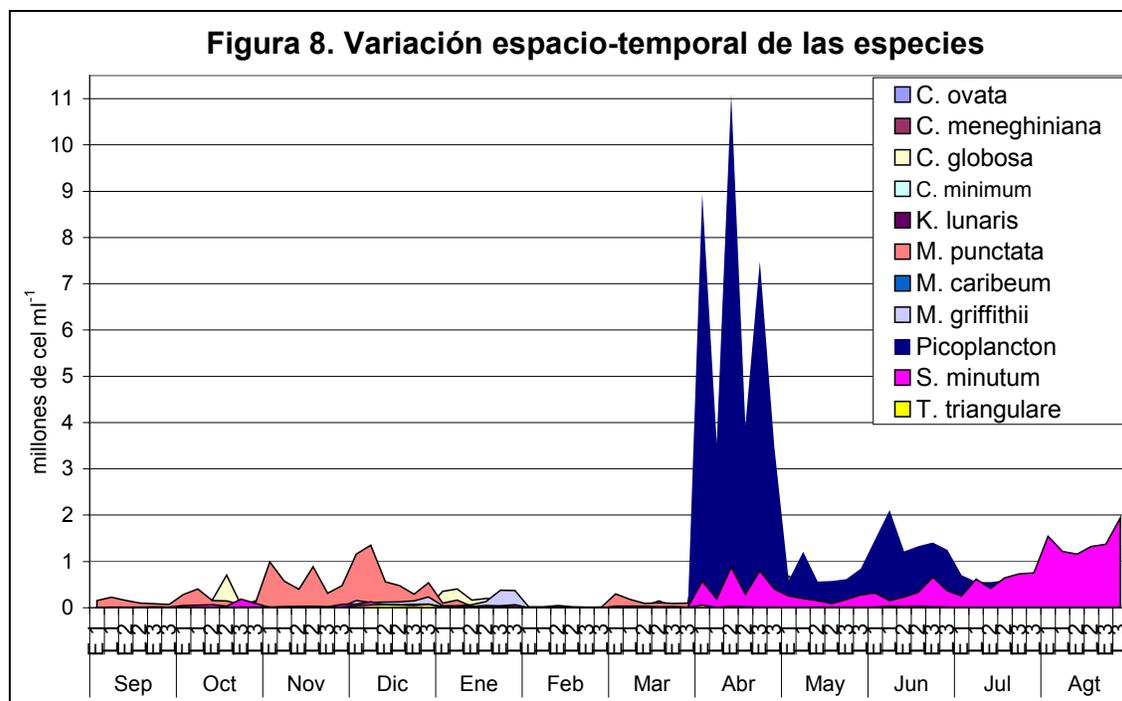
Mes	Especie dominante	Zonas de muestreo					
		E 1	L 1	E 2	L 2	E 3	L 3
Septiembre	<i>M. punctata</i>	X	X	X	X	X	X
Octubre	<i>M. punctata</i>	X	X				
	<i>C. globosa</i>			X	X		X
	<i>S. minutum</i>						X
Noviembre	<i>M. punctata</i>	X	X	X	X	X	X
Diciembre	<i>M. punctata</i>	X	X	X	X	X	X
Enero	<i>C. globosa</i>	X	X	X	X		
	<i>M. griffithii</i>						X X
Febrero	<i>C. ovata</i>	X	X	X	X	X	
	<i>M. punctata</i>						X
Marzo	<i>M. punctata</i>	X	X	X			X X
	<i>C. globosa</i>				X		
Abril	<i>Picoplancton</i>	X	X	X	X	X	X
Mayo	<i>M. punctata</i>	X					
	<i>Picoplancton</i>		X	X	X	X	X
Junio	<i>Picoplancton</i>	X	X	X	X	X	X
Julio	<i>Picoplancton</i>	X		X			
	<i>S. minutum</i>		X		X	X	X
Agosto	<i>S. minutum</i>	X	X	X	X	X	X

X Presencia Ausencia

(Figura 6 y Tabla 1), esta misma especie pero en el mes de marzo presentó sus máximas abundancias en todas las zonas limnéticas así como en las zonas litorales 1 y 3 (Figura 6 y Tabla 1), mientras que para la zona litoral 2 *C. globosa* fue la especie dominante (Figura 7 y Tabla 1), en abril la mayoría de las especies que fueron dominantes en las zonas de muestreo y meses anteriores mantuvieron constantes sus valores, sin embargo el picoplancton se manifestó de manera abundante en todas las zonas de muestreo, oscilando en alrededor de 11×10^6 cel ml^{-1} (Figura 8 y Tabla 1), en mayo y junio nuevamente el picoplancton fue dominante en todas las zonas limnéticas y litorales (Figura 8 y Tabla 1), a excepción de la zona limnética 1 del mes de mayo, la cual fue dominada por *M. punctata* (Figura 6 y Tabla 1), en julio el picoplancton fue nuevamente dominante pero ahora solamente en las zona limnéticas 1 y 2 (Figura 8 y Tabla 1), el resto de las zonas de muestreo (litorales 1, 2 y 3 así como limnética 3) fueron dominadas por *S. minutum* (Figura 6 y Tabla 1), esta última especie fue la mejor representada en todas las zonas de muestreo del mes de agosto (Figura 6 y Tabla 1).





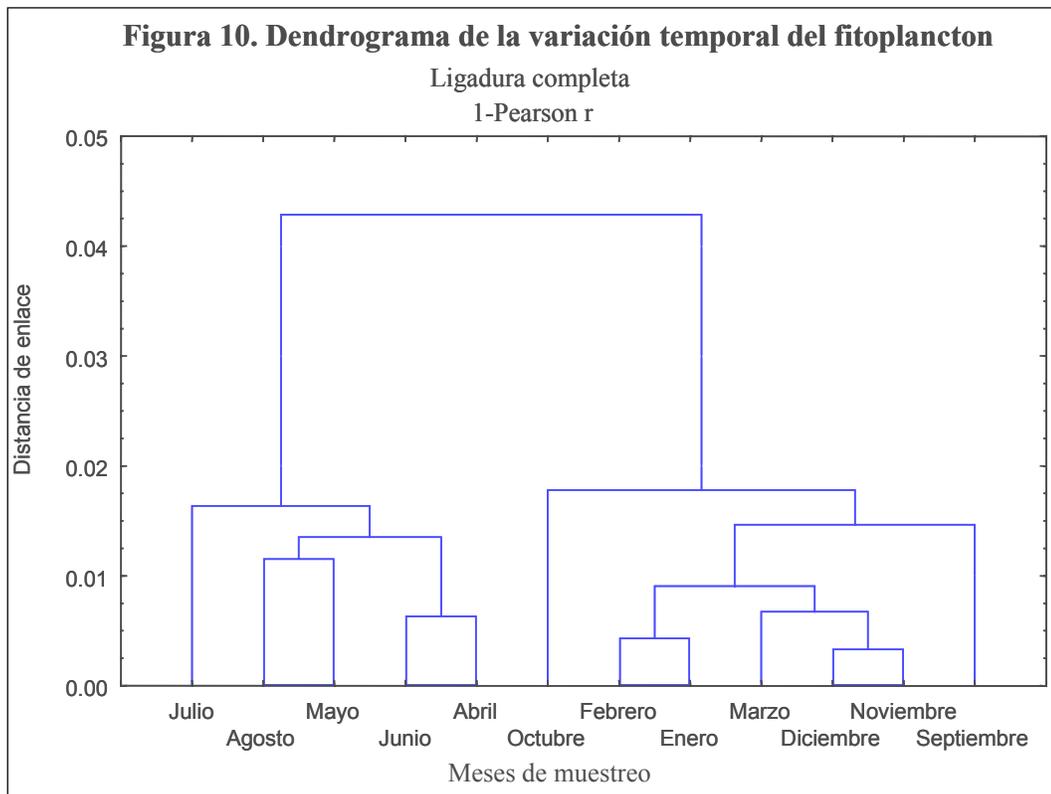
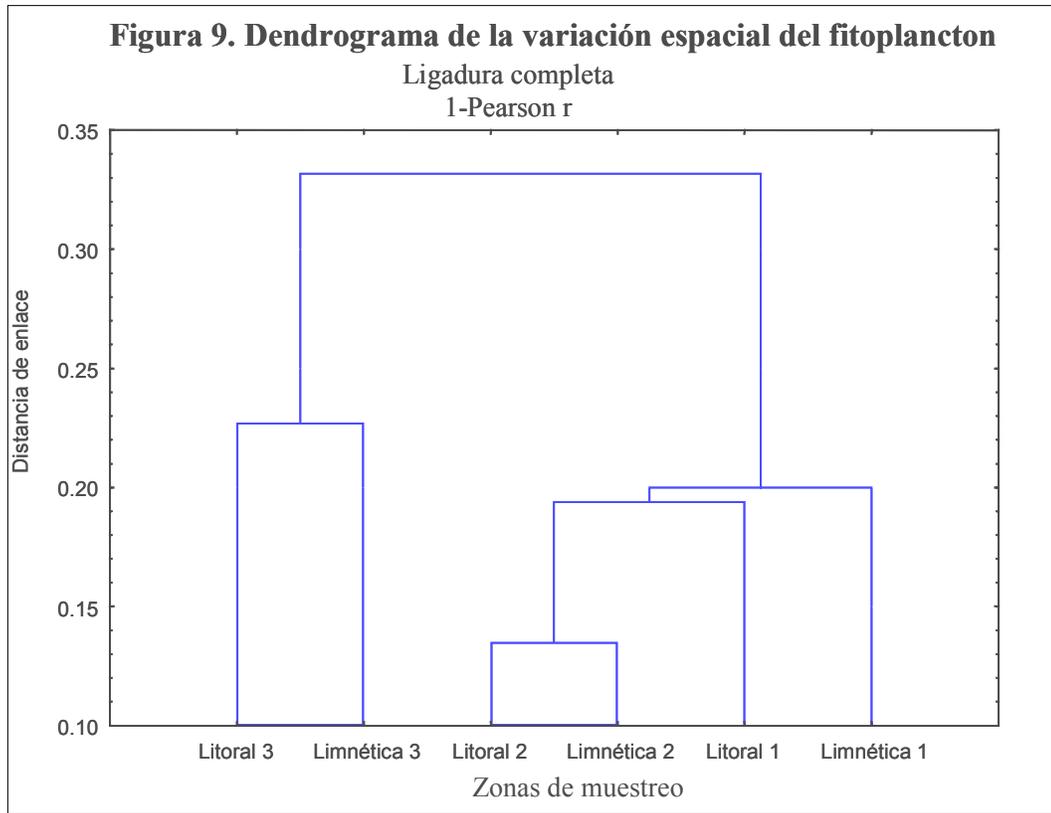


Dendrograma de la variación espacial del fitoplancton

El análisis de cluster se elaboró con las densidades de las especies dominantes y algunas constantes (*C. meneghiniana*, *C. globosa*, *C. minimum*, *K. lunaris*, *M. griffithii* y *T. triangulare*), la distribución de las especies en el sistema es más o menos homogénea, esto se demuestra observando el máximo valor de $1-r$ que fue de 0.34, entre dos grupos de zonas de muestreo, donde en el primer grupo se localizan las zonas limnéticas y litorales 1 y 2, en el segundo grupo se encuentran la zona limnética y litoral 3, las zonas de muestreo más parecidas fueron la zona limnética y litoral 2 (Figura 9).

Dendrograma de la variación temporal del fitoplancton

Para conocer la similitud de los meses de muestreo se llevó a cabo un análisis de cluster, con las densidades de las especies dominantes y algunas constantes (*C. meneghiniana*, *C. globosa*, *C. minimum*, *K. lunaris*, *M. griffithii* y *T. triangulare*), el cual mostró la existencia de dos grupos de septiembre del 2003 a marzo del 2004 y de abril del 2004 a agosto del mismo año; siendo octubre el mes de transición. El valor de $1-r$ entre los dos grupos fue de 0.045, lo que demuestra una homogeneidad en el sistema (Figura 10).

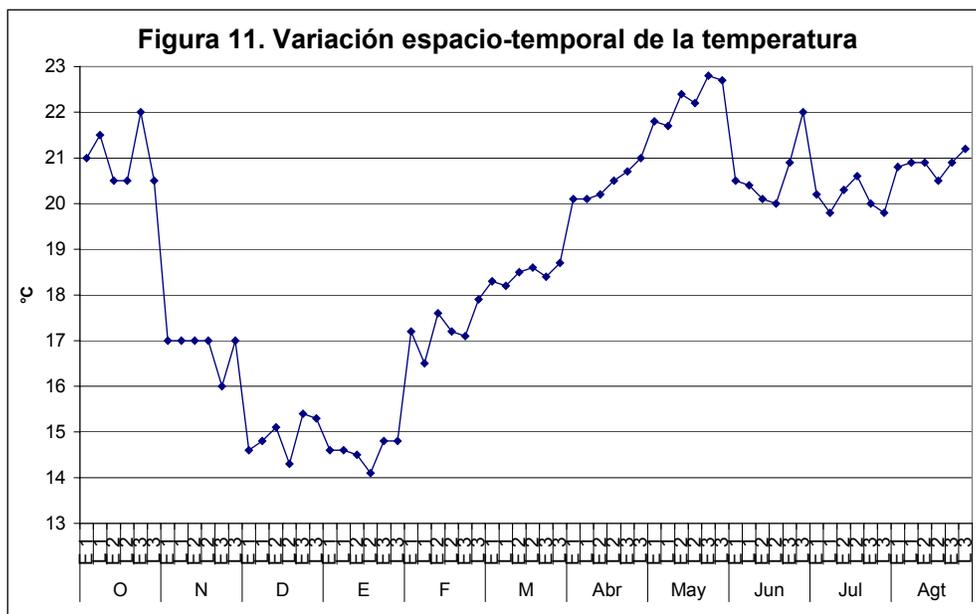


Variación espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos

Los parámetros físicos fueron obtenidos en 11 de los 12 muestreos, por razones fuera del alcance solo en el mes de septiembre no se midieron dichos parámetros.

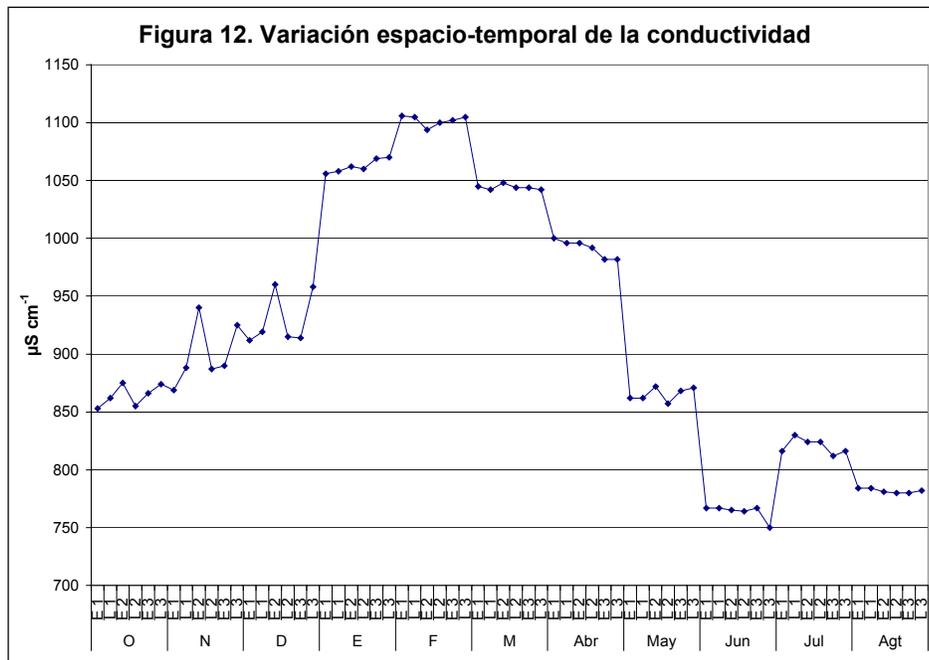
Temperatura

La temperatura superficial del agua mantuvo un comportamiento homogéneo, en el mes de octubre la zona limnética 3 presentó la mayor temperatura (22 °C), mientras que la zona limnética y litoral 2 presentaron los menores valores (20.5 °C), para noviembre los valores decrecen drásticamente oscilando entre 17 °C como máximo en zona limnética 1 y 2, así como en todas las zonas litorales, mientras que en zona limnética 3 se presentó el valor más bajo (16 °C). En diciembre continúan disminuyendo los valores de la temperatura alcanzando como máximo 15.4° C en zona limnética 3 y como mínimo 14.3 °C en la zona litoral 2, en el mes de enero en la zona limnética y litoral 3 se presentaron los máximos valores (14.8 °C) y el mínimo en la zona litoral 2 con 14.1 °C, siendo el valor más bajo que se registró durante todo el ciclo de estudio. En el mes de febrero los valores se incrementaron al menos 2 °C, oscilando entre 17.9 ° en la zona litoral 3 y 16.5 °C en la zona litoral 1. En el mes de marzo, en la zona litoral 3 se presentó el mayor valor (18.7 °C) y la zona litoral 1 presentó el menor valor (18.1 °C). En el mes de abril el menor valor (20.1 °C) se presentó en la zona limnética 1 y el mayor en la zona litoral 3 (21 °C). En el mes de mayo se midieron los mayores valores de todo el año de muestreo, el máximo fue de 22.8 °C en zona limnética 3 y el mínimo de 21.7 °C en la zona litoral 1. Para el mes de junio se observó una disminución importante de la temperatura, en las zonas limnéticas y litorales 1 y 2, siendo la zona litoral 2 la de menor valor (20 °C), en contraste con la zona limnética y litoral 3 los valores se comportaron de manera similar al mes anterior. En el mes de julio los mayores valores (20.6 °C) se presentaron en la zona litoral 2 y los menores (19.8) en las zonas litorales 1 y 3. Para agosto el mayor valor (21.2 °C) se presentó en la zona litoral 3 y el menor (20.5 °C) en la zona litoral 2 (Figura 11).



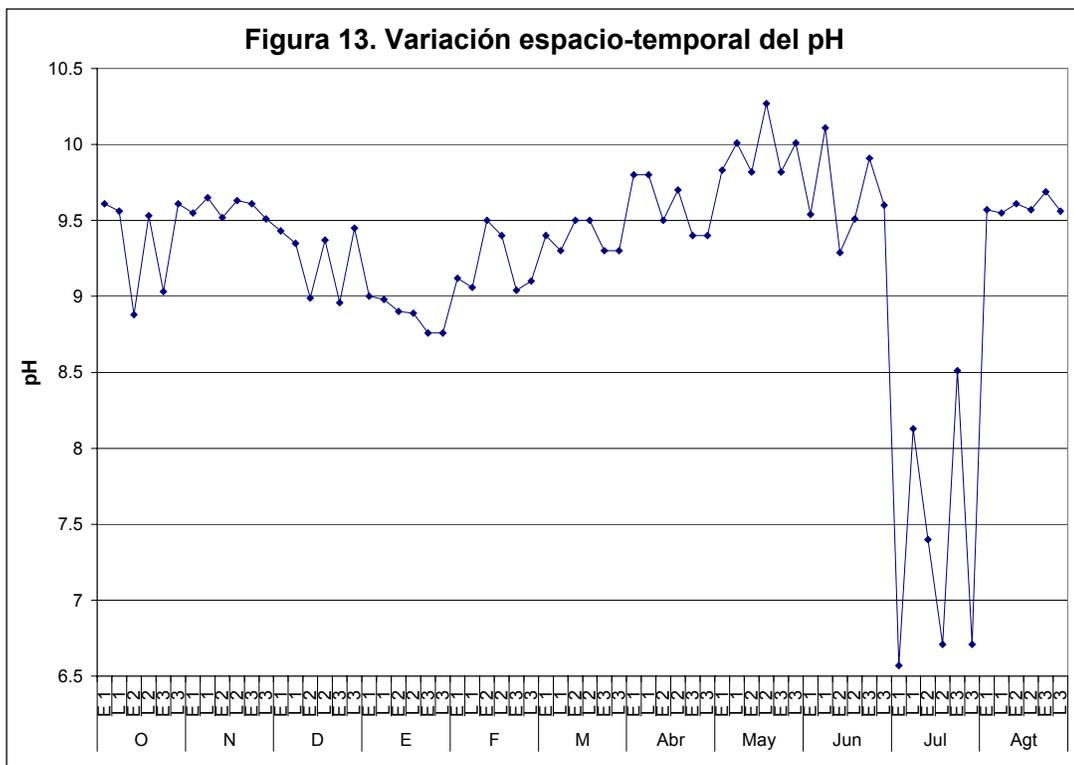
Conductividad (K₂₅)

En el mes de octubre la conductividad (K₂₅) osciló entre 874 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona litoral 3 que fue el máximo valor medido y 853 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona limnética 1 que fue el menor valor medido. En el mes de noviembre el mayor valor (940 $\mu\text{S cm}^{-1}$) se presentó en la zona limnética 2 y el menor valor (869 $\mu\text{S cm}^{-1}$), en la estación limnética 1. Para diciembre el mayor valor (960 $\mu\text{S cm}^{-1}$) se presentó en la zona limnética 2 y el menor valor (912 $\mu\text{S cm}^{-1}$) en la estación limnética 1. En el mes de enero los valores de conductividad tuvieron un incremento importante, 1070 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona litoral 3 y 1056 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona limnética 1. Para el mes de febrero se presentó el mayor valor de conductividad de todo el ciclo de estudio, 1106 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona limnética 1, y 1094 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona limnética 2. En marzo los valores en todas las zonas de muestreo fueron inferiores a 1050 $\mu\text{S cm}^{-1}$, alcanzando como máximo 1048 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona limnética 2 y como mínimo 1042 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona litoral 3, cabe mencionar que a partir de este mes comienza una disminución de los valores que se prolonga hasta el mes de junio. En el mes de abril el máximo valor (1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$) se midió en la zona limnética 1 y el mínimo valor (982 $\mu\text{S cm}^{-1}$) en la zona litoral 3. En el mes de mayo los valores oscilaron entre 872 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y 857 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona limnética y litoral 2 respectivamente, cabe destacar que existe una diferencia de por lo menos 200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ con respecto a los valores del mes anterior. En junio se midieron los valores mas bajos de conductividad de todos los muestreos realizados, 767 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zona limnética 1 y 3 así como en la zona litoral 1, siendo el menor valor de todo el ciclo de estudio de 750 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en la zonal litoral 3. Para julio los valores se incrementaron un poco encontrándose el máximo (830 $\mu\text{S cm}^{-1}$) en la zona litoral 1 y el mínimo (812 $\mu\text{S cm}^{-1}$) en la zona limnética 3. En agosto los valores de conductividad se mantuvieron muy constantes, ya que oscilaron entre 784 $\mu\text{S cm}^{-1}$ como máximo en la zona limnética y litoral 1 y 780 $\mu\text{S cm}^{-1}$ como mínimo en la zona litoral 2 y la zona limnética 3 (Figura 12).



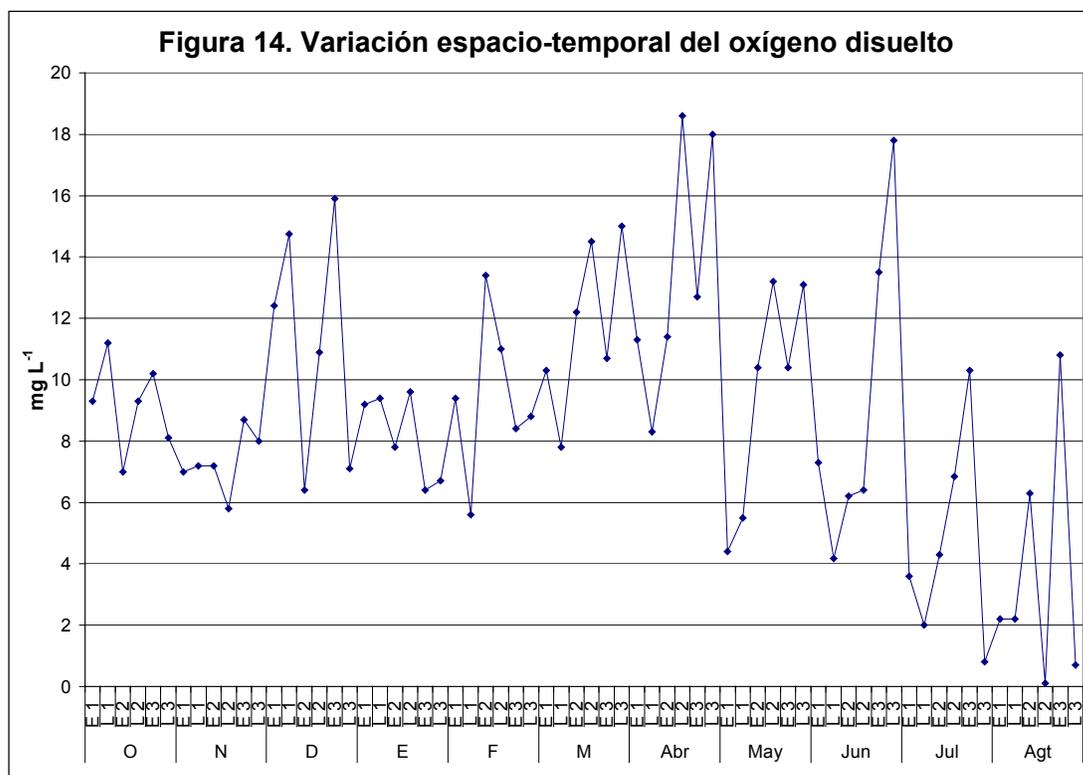
pH

Los valores de pH muestran que el lago presentó un comportamiento básico, para octubre oscilaron entre 9.6 como máximo en la zona limnética 1 y la zona litoral 3, mientras que el mínimo fue 8.8 en la zona limnética 2. En noviembre los valores oscilaron entre 9.65 en la zona limnética 1 y 9.43 en la zona litoral 3. En diciembre el pH fluctuó entre 9.45 en la zona litoral 3 y 8.9 en la zona limnética 3. En enero en la zona limnética 1 se midió un valor de 9 y 8.76 en la zona limnética y la zona litoral 3. En febrero la zona limnética 2 presentó el mayor valor con 9.5 y la zona limnética 3 presentó el menor valor con 9. En marzo los valores variaron muy poco, la zona limnética y la zona litoral 2 presentaron el mayor valor (9.5) y la zona litoral 1, la zona limnética y litoral 3 fueron las que presentaron el menor valor (9.3). En abril la zona limnética y litoral 1 presentaron el mayor valor (9.8) y en la zona limnética y litoral 3 se midió el menor valor (9.4). En mayo se presentan los mayores valores de todo el ciclo anual, encontrando el máximo (10.27) en la zona litoral 2 y el mínimo (9.82) en la zona limnética y litoral 3. En junio la zona litoral 1 presentó el mayor valor (10.11) y en la zona limnética 2 se presentó el menor valor (9.29). En el mes de julio se midió el menor valor (6.57) de todo el ciclo anual en la zona limnética 1, el mayor valor (8.51) de todo el mes se localizó en la zona limnética 3. En agosto los valores se incrementan nuevamente, encontrando en la zona limnética 3 un pH de 9.69 y en la zona litoral 1 un pH de 9.5 (Figura 13).



Oxígeno disuelto (O. D)

En el mes de octubre el O. D. presentó su máximo valor (11.2 mg L^{-1}) en la zona litoral 1 y el mínimo (7 mg L^{-1}) en la zona limnética 2. En noviembre los valores fluctuaron entre 8.7 mg L^{-1} en la zona limnética 3 y 5.8 mg L^{-1} en la zona litoral 2. En diciembre la zona limnética 3 presentó el máximo valor (15.9 mg L^{-1}) y en la zona limnética 2 se presentó el menor valor (6.4 mg L^{-1}), en enero la zona litoral 2 presentó el máximo valor (9.6 mg L^{-1}) y en la zona limnética 3 se presentó el menor valor (6.4 mg L^{-1}). En febrero los valores fluctuaron entre 13.4 mg L^{-1} en la zona limnética 2 y 5.6 mg L^{-1} en la zona litoral 1. En marzo la zona litoral 3 presentó el máximo valor del mes (15 mg L^{-1}) y la zona litoral 1 fue la que menor valor presentó (7.8 mg L^{-1}). En el mes de abril se midió el máximo valor (18.6 mg L^{-1}), en la zona litoral 2 y el mínimo (8.3 mg L^{-1}) del mes se encontró en la zona litoral 1. En mayo el máximo valor (13.2 mg L^{-1}) se midió en la zona litoral 2 y el mínimo (4.4 mg L^{-1}) en la zona limnética 1. En junio los valores oscilaron entre 17.8 mg L^{-1} en la zona litoral 3 y 4.17 mg L^{-1} en la zona litoral 1. En el mes de julio se presentaron menores valores que en el mes anterior, en la zona litoral 3 se cuantificó el menor valor (0.8 mg L^{-1}), sin embargo la zona limnética 3 presentó un valor similar (10.3 mg L^{-1}) al de los demás meses. En agosto se midió el menor valor de todos los muestreos (0.1 mg L^{-1}) en la zona litoral 2, mientras que el máximo (10.8 mg L^{-1}), se localizó en la zona limnética 3 (Figura 14).



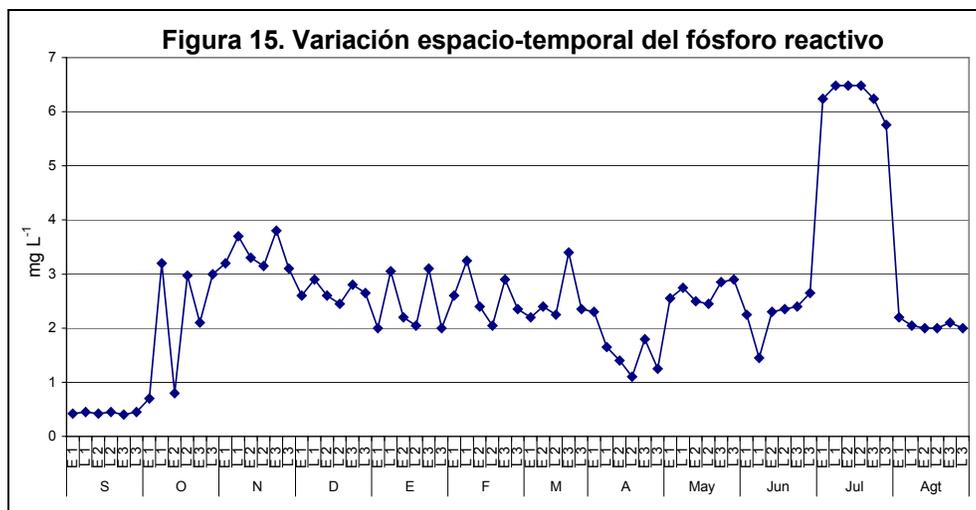
Variación espacio-temporal de los nutrimentos

Fósforo reactivo disuelto (P-PO₄)

El fósforo reactivo osciló muy poco durante el mes de septiembre, la mayor concentración (0.45 mg L⁻¹) se presentó en todas las zonas litorales, mientras que la menor concentración (0.4 mg L⁻¹) se determinó en la zona limnética 3.

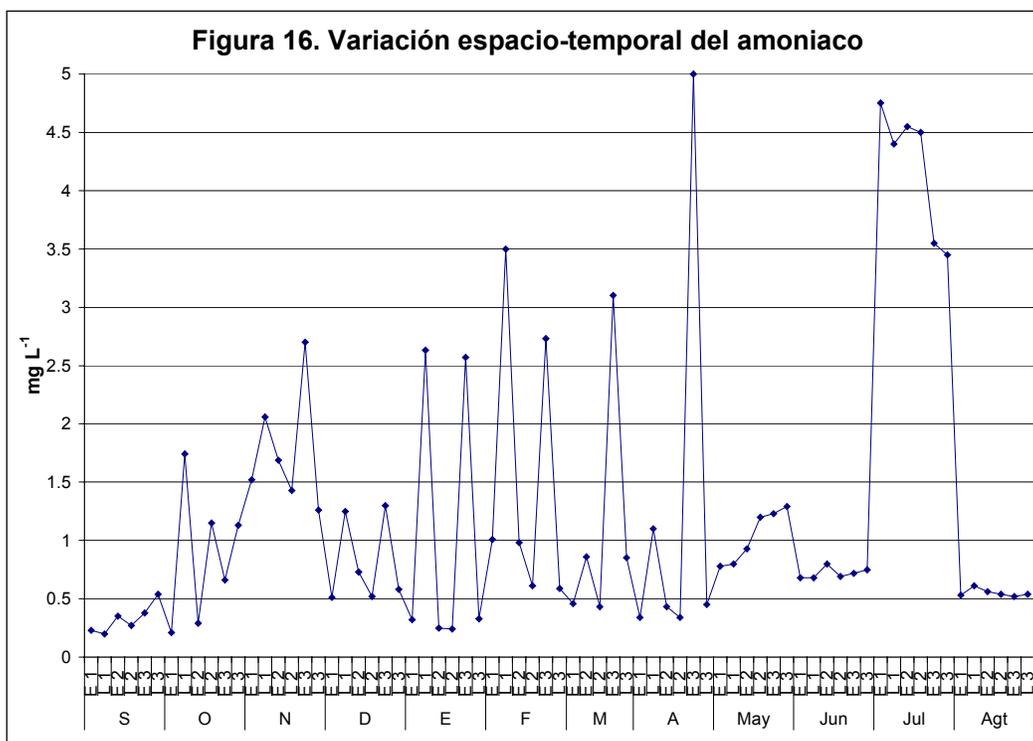
En octubre el máximo valor (3.2 mg L⁻¹) se presentó en la zona litoral 1 y en la zona limnética 2 el menor valor del mes (0.8 mg L⁻¹), siendo en este punto y en este mes donde se midió el menor valor de todo el ciclo anual. En noviembre los valores fluctuaron entre 3.8 mg L⁻¹ en la zona limnética 3 y 3.1 mg L⁻¹ en la zona litoral 3, en los cuatro meses posteriores (diciembre, enero, febrero y marzo) los valores de este factor se mantuvieron muy estables, encontrándose en rangos de 2 mg L⁻¹, hasta 3.4 mg L⁻¹, sin embargo en diciembre los valores se encontraron entre 2.9 mg L⁻¹ en la zona litoral 1 y 2.45 mg L⁻¹ en la zona del litoral 2, en enero el valor más alto (3.1 mg L⁻¹) se determinó en la zona limnética 3 y el más bajo (2 mg L⁻¹) en la zona limnética 1 y litoral 3.

En febrero en la zona litoral 1 se determinó el máximo valor (3.25 mg L⁻¹) y en la zona litoral 2 el mínimo (2.05 mg L⁻¹), en marzo el mayor valor determinado fue 3.4 mg L⁻¹ en la zona limnética 3 y 2.2 mg L⁻¹ en la zona limnética 1, cabe mencionar que en la zona litoral 1 no fue cuantificado este factor, en abril los valores normales decrecen hasta 1.8 mg L⁻¹ como máximo en la zona limnética 3 y 1.1 mg L⁻¹ como mínimo en la zona litoral 2. En mayo los valores se recuperan hasta hacerse normales, encontrando en la zona litoral 3 el máximo valor (2.9 mg L⁻¹) y en la zona litoral 2 se determinó el mínimo valor (2.45 mg L⁻¹), en junio el máximo valor (2.65 mg L⁻¹) se localizó en la zona litoral 3 y el mínimo (1.45 mg L⁻¹) en la zona litoral 1. En julio los valores determinados fueron irregulares, midiéndose los máximos valores (6.48 mg L⁻¹) de todos los muestreos, en la zona limnética 2 y en las litorales 1 y 2, en las zonas limnéticas 1 y 3 se cuantificó el menor valor (6.24 mg L⁻¹), en agosto los valores se recuperan, la zona limnética 1 presentó el máximo valor (2.2 mg L⁻¹) y la zona limnética 2 y las litorales 2 y 3 presentaron el mínimo valor (2 mg L⁻¹) (Figura 15).



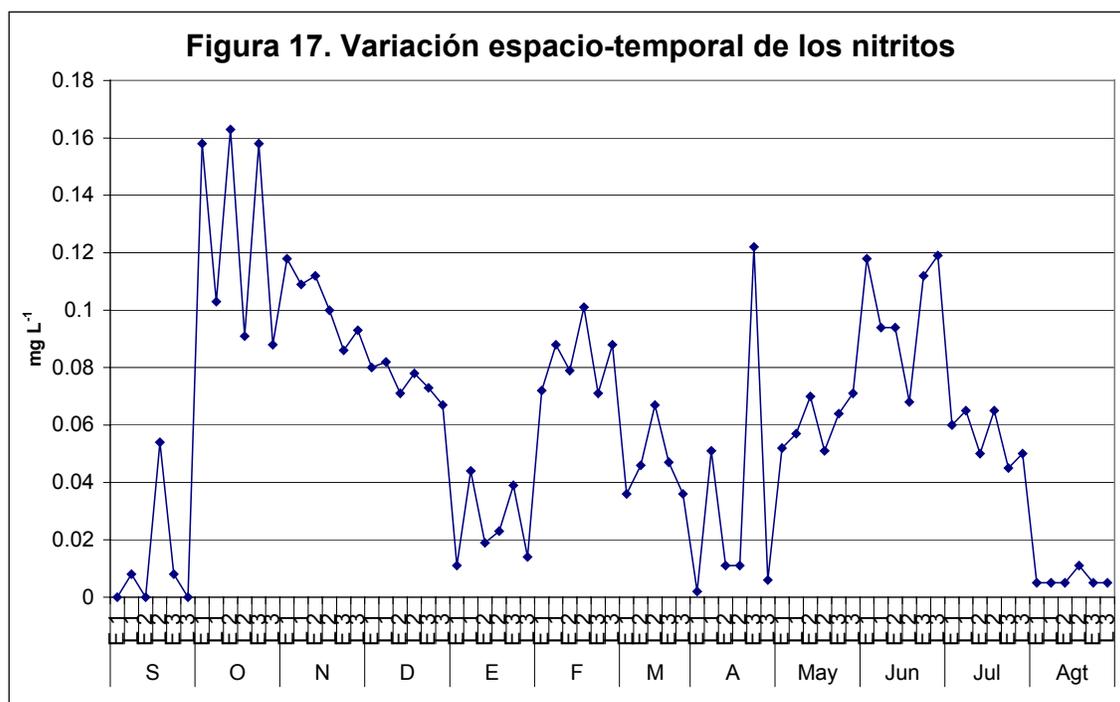
Nitrógeno como amoniaco N-NH₃

En septiembre los valores fluctuaron entre 0.54 mg L⁻¹ en la litoral 3 y 0. 2 mg L⁻¹ en la litoral 1 que fue el valor más bajo de todo el ciclo de muestreo, en octubre la zona litoral 1 fue la que mayor valor presentó (1.74 mg L⁻¹) y la zona limnética 1 fue la que menor valor presentó (0.21 mg L⁻¹), en noviembre los valores se encontraron entre 2.7 mg L⁻¹ en la zona limnética 3 y 1.26 mg L⁻¹ en la zona litoral 3, en diciembre en la zona limnética 3 se midió el mayor valor (1.3 mg L⁻¹) y en la zona litoral 1 se determinó el menor valor (0.51 mg L⁻¹), en enero en la zona litoral 2 se determinó el valor más bajo del mes (0.24 mg L⁻¹) y en la zona litoral 1 se determinó el valor más alto del mes (2.63 mg L⁻¹), en febrero el valor más alto (3.5 mg L⁻¹) se presentó en la zona litoral 1 y el menor en la zona litoral 3 (0.59 mg L⁻¹), en marzo en la zona limnética 3 se determinó el máximo valor (3.1 mg L⁻¹) y en la zona limnética 1 se determinó el mínimo valor (0.46 mg L⁻¹), en la zona limnética 1 no se determinó este parámetro, en abril la estación 3 presentó el mayor valor determinado de todo el ciclo de estudio (5 mg L⁻¹), mientras que en la zona limnética 1 y en la zona litoral 2 se determinó el menor valor del mes (0.34 mg L⁻¹), en mayo la zona litoral 3 presentó el mayor valor (1.29 mg L⁻¹) y en la zona limnética 1 el menor valor (0.78 mg L⁻¹), en junio en la zona limnética 2 se determinó el mayor valor (0.8 mg L⁻¹) y en la zona limnética y litoral 1 se determinó el menor valor (0.68 mg L⁻¹), en julio todas la zonas de muestreo presentaron valores por arriba de los normales, la zona limnética 1 fue en la que se midió el mayor valor (4.75 mg L⁻¹) y en la litoral 3 se determinó el menor valor (3.45 mg L⁻¹). En agosto los valores se reestablecen, sin embargo la zona litoral 1 fue la que mayor valor presentó (0.61 mg L⁻¹) y la estación 3 presentó el menor valor (0.52 mg L⁻¹) (Figura 16).



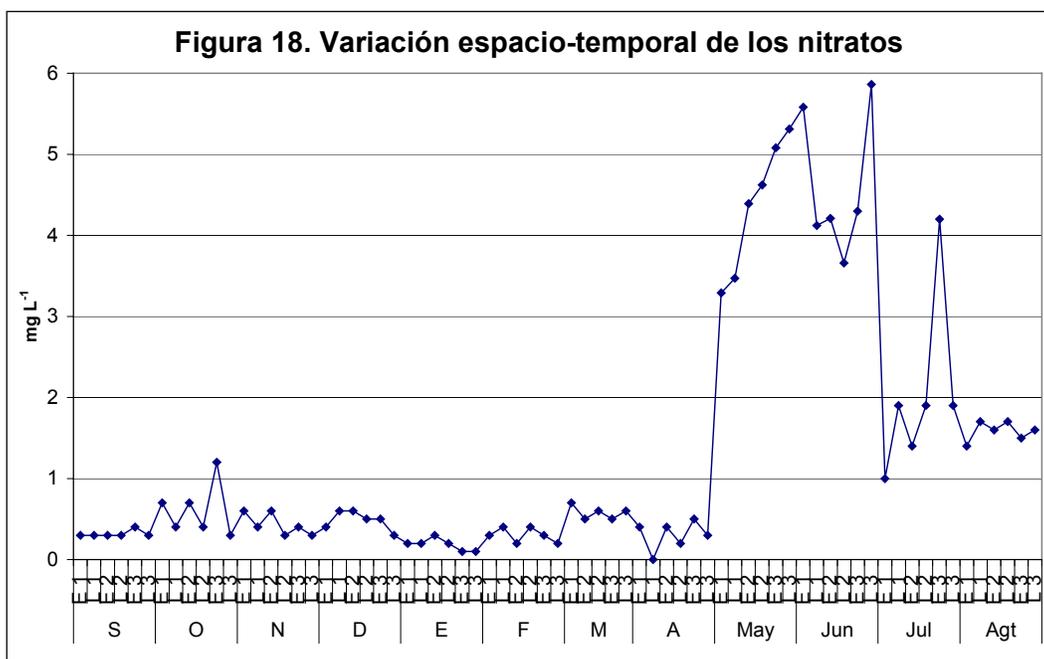
Nitritos N-NO₂

En septiembre los valores de nitritos fluctuaron entre 0.054 mg L⁻¹ en la zona litoral 2 y no perceptibles en las zonas limnética 1 y 2 además de la zona litoral 3, en octubre la zona limnética 2 fue la que mayor valor presentó (0.163 mg L⁻¹) y la zona litoral 3 fue la que menor valor presentó (0.088 mg L⁻¹), en noviembre la zona limnética 1 presentó el máximo valor del mes (0.118 mg L⁻¹) y la zona limnética 3 fue la que menor valor presentó (0.086 mg L⁻¹), en diciembre la zona litoral 1 fue la que presentó el mayor valor (0.082 mg L⁻¹) y la litoral 3 la que menor valor presentó (0.067 mg L⁻¹), en enero en la zona limnética 1 se cuantificó el mayor valor (0.011 mg L⁻¹) y en la zona litoral 1 el menor valor (0.044 mg L⁻¹), en febrero la mayor concentración de nitritos se determinó en la zona litoral 2 (0.101 mg L⁻¹) y en la zona limnética 3 la menor concentración (0.071 mg L⁻¹), en marzo en la zona litoral 2 se determinó la mayor concentración (0.067 mg L⁻¹) y la zona limnética 1 y la litoral 3 presentaron las menores concentraciones (0.036 mg L⁻¹), en abril la zona limnética 3 fue la que mayor valor presentó (0.122 mg L⁻¹) y la zona limnética 1 fue en la que menor valor se determinó (0.002 mg L⁻¹), en mayo la litoral 3 presentó el mayor valor (0.071 mg L⁻¹) y la litoral 2 presentó el menor valor (0.051 mg L⁻¹), en junio la zona litoral 3 presentó el mayor valor (0.119 mg L⁻¹) y en la zona litoral 2 el menor valor (0.068 mg L⁻¹), en julio las litorales 1 y 2 presentaron el mayor valor (0.065 mg L⁻¹) y la zona limnética 3 presentó el menor valor (0.045 mg L⁻¹), en agosto la litoral 2 presentó el mayor valor (0.011 mg L⁻¹), mientras que todas las zonas limnéticas y las litorales 1 y 3 presentaron valores similares (0.005 mg L⁻¹) (Figura 17).



Nitratos N-NO₃

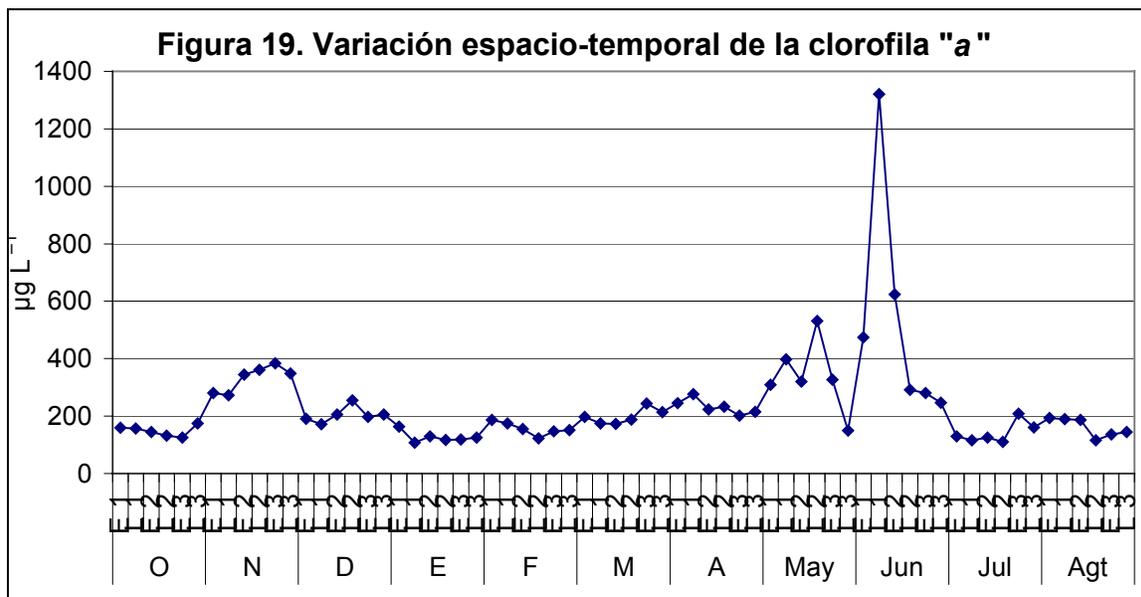
Los valores de nitratos se mantuvieron constantes (por debajo de 1 mg L⁻¹), entre el mes de septiembre hasta abril. En septiembre el máximo valor (0.4 mg L⁻¹) se determinó en la zona limnética 3 y en las restantes estaciones limnéticas y zonas litorales, se encontró constante (0.3 mg L⁻¹), en octubre el mayor valor determinado (1.2 mg L⁻¹) fue en la zona limnética 3 y en la zona litoral 3 el mínimo (0.3 mg L⁻¹), en noviembre las zonas limnéticas 1 y 2 presentaron las máximas abundancias (0.6 mg L⁻¹), mientras que las zonas litorales 2 y 3 fueron las que presentaron los valores mínimos (0.3 mg L⁻¹), en diciembre la zona litoral 1 y la zona limnética 2 fueron en las que se cuantificaron los mayores valores (0.6 mg L⁻¹) y los menores (0.3 mg L⁻¹) en la zona litoral 3. En enero la zona limnética 2 presentó el máximo valor (0.3 mg L⁻¹), mientras que en la zona limnética y zona litoral 3 se midieron los mínimos valores (0.1 mg L⁻¹), en febrero las zonas litorales 1 y 2 presentaron el máximo valor (0.4 mg L⁻¹) y la zona limnética 2 el mínimo (0.2 mg L⁻¹), en marzo en la zona limnética 1 se midió el máximo valor (0.7 mg L⁻¹) y en las zona limnética 2 y 3 se midió el mínimo valor (0.5 mg L⁻¹), en este mes no se pudo determinar la concentración de nitratos en la zona litoral 1. En abril la zona limnética 3 presentó el máximo valor (0.5 mg L⁻¹) y en la zona litoral 1 se presentó el mínimo valor de todo el ciclo al no ser detectable por la técnica. En mayo se da un aumento considerable de la concentración de nitratos, determinándose el máximo valor (5.31 mg L⁻¹) en la zona litoral 3 y el mínimo (3.29 mg L⁻¹) en la zona limnética 1, en junio se cuantificó el máximo valor (5.58 mg L⁻¹) para todo el ciclo de estudio en la zona limnética 1, y en la zona litoral 2 se cuantificó el mínimo (3.66 mg L⁻¹), en julio nuevamente la zona limnética 1 presentó el mayor valor del mes (4.21 mg L⁻¹) y la zona limnética 3 el mínimo valor (1 mg L⁻¹), en agosto las zonas litorales 1 y 2 presentaron el máximo valor (1.73 mg L⁻¹) y la zona limnética 1 el mínimo valor (1.37 mg L⁻¹) (Figura 18).



Clorofila "a"

Los valores de clorofila no pudieron ser cuantificados en al área de estudio en el mes de septiembre. En octubre los valores oscilaron entre 174 $\mu\text{g L}^{-1}$ como máximo en la zona litoral 3 y 125 $\mu\text{g L}^{-1}$ como mínimo en la zona limnética 3, en este mismo punto pero en el mes de noviembre se determinó el máximo valor (384 $\mu\text{g L}^{-1}$) y el mínimo (272 $\mu\text{g L}^{-1}$) en la zona litoral 1, en diciembre en la zona litoral 2 se cuantificó el máximo valor (254 $\mu\text{g L}^{-1}$) y en la zona litoral 1 se cuantificó el mínimo valor (17 $\mu\text{g L}^{-1}$), en enero la zona limnética 1 presentó el máximo valor (164 $\mu\text{g L}^{-1}$) y la zona litoral 1 el mínimo (108 $\mu\text{g L}^{-1}$), en este punto se determinó el mínimo valor de clorofilas de el ciclo anual de muestreo.

En febrero la zona limnética 1 nuevamente presentó el máximo valor (186 $\mu\text{g L}^{-1}$), mientras que la zona litoral 2 presentó el menor valor (122 $\mu\text{g L}^{-1}$), en marzo la zona limnética 1 volvió a presentar el máximo valor (197 $\mu\text{g L}^{-1}$) y la zona limnética 2 presentó el menor valor (173 $\mu\text{g L}^{-1}$), en abril la zona litoral 1 fue en donde se cuantificó el mayor valor (276 $\mu\text{g L}^{-1}$) y en la zona limnética 3 se cuantificó el menor valor (202 $\mu\text{g L}^{-1}$), en mayo la zona litoral 2 fue la mas productiva (531 $\mu\text{g L}^{-1}$) y la zona limnética 2 la que menor producción de clorofilas presentó (320 $\mu\text{g L}^{-1}$). En junio la zona litoral 1 fue en donde se presentó la mayor concentración de clorofila de todos los muestreos (1321 $\mu\text{g L}^{-1}$) y la litoral 3 fue la menor productiva en este mes (247 $\mu\text{g L}^{-1}$), en julio la zona limnética 3 presentó el mayor valor (208 $\mu\text{g L}^{-1}$) y la zona litoral 2 presentó los menor valor (110 $\mu\text{g L}^{-1}$), en agosto la estación limnética 1 fue la más importante en producción de clorofilas, ya que se cuantificaron datos de 193 $\mu\text{g L}^{-1}$, y la zona litoral 2 fue la que menos producción primaria presentó (116 $\mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 19).



Dendrograma de la variación espacial de los parámetros fisicoquímicos

La variación espacial de los parámetros fisicoquímicos dentro del sistema fue muy homogénea, es decir el lago presentó una homogeneidad espacial, esto se demuestra observando el análisis de cluster (Figura 20), donde el máximo valor de 1-r de Pearson fue de 0.004, entre 2 grupos de estaciones. Donde el primer grupo lo conforman las zonas de muestreo limnéticas 1 y 2, así como las zonas litorales 2 y 3; el segundo grupo lo conforman la zona limnética 3 y la zona litoral 1. Siendo la zona limnética 1 y la zona litoral 2 los más parecidos, con una distancia máxima de 0.001 (Figura 20).

Dendrograma de la variación temporal de los parámetros los fisicoquímicos

Para conocer la similitud de los meses de muestro con respecto a las variables físicas y químicas se llevó a cabo un análisis de cluster, el cual mostró la existencia de dos grupos, de octubre del 2003 a abril 2004 y de mayo a agosto del 2004, siendo el mes de julio el que más diferencia presentó uniéndose al segundo grupo. El valor de 1-r entre los dos grupos fue de 0.020, lo que demuestra una homogeneidad en el sistema (Figura 21).

Análisis de correlación

Para considerar las afinidades sólo utilizaron las correlaciones mayores de 0.5, esta matriz de correlación mostró que las especies más afines fueron *C. meneghiniana* y *C. ovata* (0.63), mientras que la especie que más discrepan entre si fueron *C. meneghiniana* y el picoplancton (-0.90), para el caso de las especies relacionadas con los parámetros fisicoquímicos, podemos mencionar que el picoplancton se relaciona con la temperatura (0.71) mientras que este último parámetro es el que menos relación presentó con *M. griffithii* (-0.68). Los parámetros físico-químicos que más se relacionan entre si fueron el fósforo con el amoniaco (0.69) y los que menos se relacionaron fueron conductividad y los nitratos (-0.69) (Tabla 2).

Figura 20. Dendrograma de la variación espacial de los fisicoquímicos

Ligadura completa
1- Pearson r

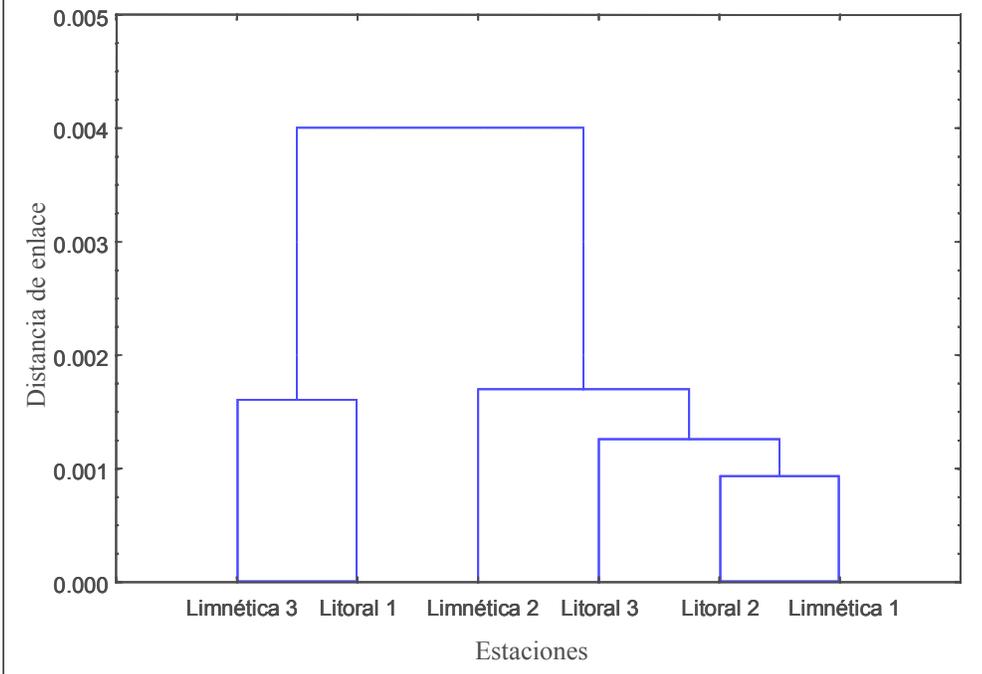
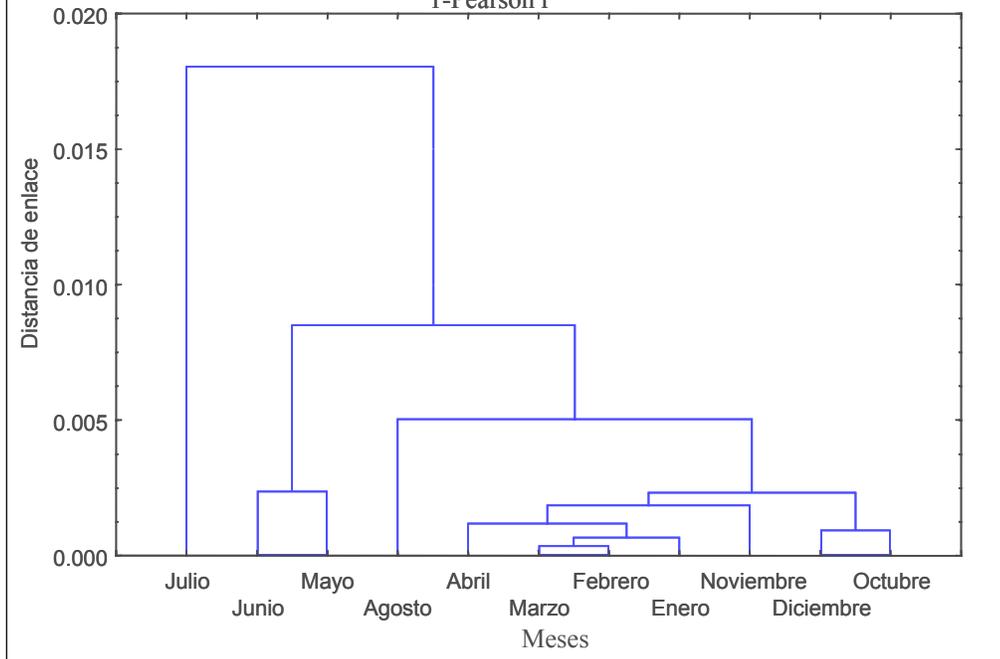
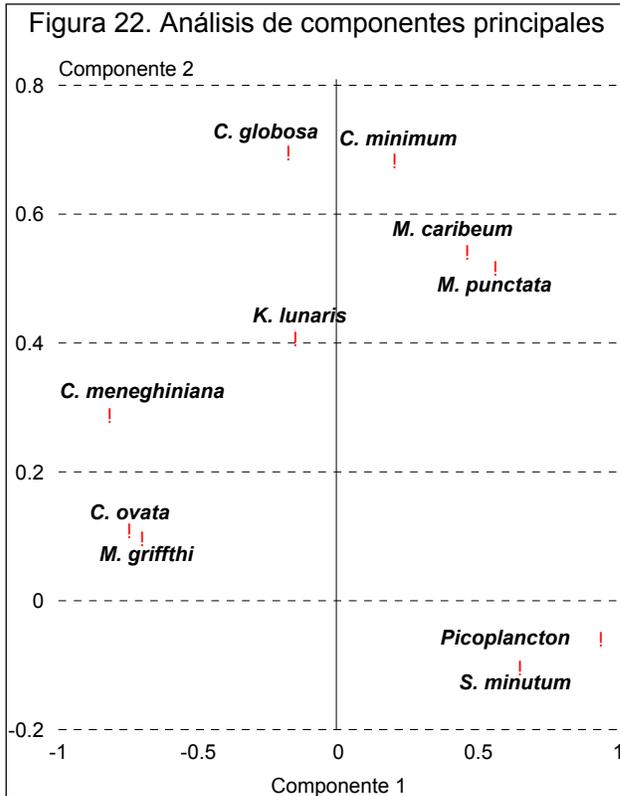


Figura 21. Dendrograma de la variación temporal de los fisicoquímicos

Ligadura completa
1-Pearson r



Análisis de componentes principales



El análisis de componentes principales mostró que los componentes I, y II explican el 54.3 % de la varianza. En el componente I (36.4 %) hacia el lado positivo se agruparon las especies *C. minimum*, *M. caribeum*, *M. punctata*, el picoplancton y *S. minutum* y por el lado negativo se agruparon *C. globosa*, *K. lunaris*, *C. meneghiniana*, *C. ovata*, y *M. griffithi* en el componente II (17.9 %) hacia el lado positivo se agrupan *C. globosa*, *C. meneghiniana*, *K. lunaris*, *C. ovata*, y *M. griffithi*. (Figura 33 y tabla 3). Las respectivas ubicaciones de las especies con respecto a los ejes señalan la similitud de su variación y su presencia conjunta durante las mismas épocas (Figura 22 y tabla 3).

Tabla 3. Matriz general de componentes principales						
Varianza total explicada						
Componente	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones al cuadrado de la extracción		
	Total	% de la variación	% acumulado	Total	% de la variación	% acumulado
1	3.642	36.423	36.423	3.642	36.423	36.423
2	1.794	17.937	54.36	1.794	17.937	54.36
3	1.168	11.679	66.039	1.168	11.679	66.039
4	0.859	8.594	74.633			
5	0.71	7.096	81.729			
6	0.645	6.452	88.181			
7	0.513	5.125	93.306			
8	0.409	4.093	97.399			
9	0.167	1.672	99.071			
10	0.093	0.929	100			

Discusión.

Riqueza específica

La riqueza de especies, se encuentra determinada por las condiciones ambientales. La presencia o abundancia relativa de algunas especies en particular, depende de lo adaptadas que se encuentren a las condiciones imperantes y a la habilidad que presentan para sobrevivir bajo dichas condiciones en comparación a sus competidores (Kalff y Watson,

1986). La estabilidad en la columna de agua se refleja en la composición y diversidad de las comunidades fitoplanctónicas (Calijuri y Dos Santos, 1996 *in* Figueredo y Giani, 2001).

En el presente estudio se determinaron un total de 51 especies, comparando con otros cuerpos de agua bajo condiciones parecidas (eutróficos y urbanos), como el lago Arancio en Italia, Naselli-Flores y Barone (2000) determinaron un total de 56 especies; Estos mismos autores, en el mismo país y año, registraron un total de 46 especies para el lago Rosamaría. Kozak (2005) en la presa Maltanski en Polonia determinó un total de 168 especies, durante 3 años de estudio. En otros lagos eutróficos no urbanos la riqueza de especies es parecida, por ejemplo en el lago “di Garda” en Austria, Büsing (1998) determinó 79 especies, Temporeras (2000) determinó 91 especies para el lago Doirani en Grecia, en el lago Pampulha en Brasil Figueredo y Giani (2001) identificaron 46 especies y por último en el lago Gölbaşı en Turquía, Naz y Türkmen (2005) reconocieron la existencia de 41 especies.

La similitud de este trabajo con los estudios anteriormente mencionados, no solo esta dada en función al número de especies determinadas, sino que muchos autores (Lewis, 1986; Hechy y Kling, 1981; Talling, 1986; Kozak, 2005; Temponeras, *et al.* 2000 y Figueredo y Giani, 2001) mencionan al grupo de las Chlorophyta como las más abundantes y diversas, siendo el orden de las Chlorococcales el grupo dominante, en número y abundancia de especies, seguidas por el grupo de las Cyanoprocaryota.

Naselli-Flores y Barone (2000), mencionan que en los cuerpos de agua eutróficos y con gran disponibilidad de luz, generalmente predominan las Chlorophyta en colonias grandes y organismos unicelulares de una gran variedad de formas. Es común que este grupo domine en cuerpos de agua eutróficos y mesotróficos además de presentar altos valores de biomasa en comparación con otros grupos de organismos (Izaguirre y Vinocur, 1994).

La presencia de especies de Cyanoprocaryota indica aumento de la concentración de nutrientes y la dominancia de este grupo de algas propicia una baja diversidad de especies, los bajos valores de transparencia, la baja concentración de CO₂ y por ende el incremento en el pH son importantes factores que representan una importante ventaja competitiva (Izaguirre y Vinocur, 1994).

Dominancia de especies

La dominancia de las especies en el presente trabajo se encontró similar al estudio hecho por Figueredo y Giani (2001) en el cual solo algunas especies dominaron el sistema a lo largo del ciclo anual, como lo explican los mismos autores, los cuerpos de agua con alta concentración de nutrientes (eutróficos e hipereutróficos) presentan una pobre riqueza específica y gran dominancia de organismos como las cianobacterias, causada por las perturbaciones ecológicas que sufren los cuerpos de agua y que son debidas a factores físicos y químicos que provocan cambios en la diversidad de organismos.

La dominancia y la codominancia de una o pocas especies en un lago es principalmente debida a que las condiciones en el hábitat son extremas, provocando que existan muchos factores limitantes (Kagalou, *et al.* 2003). Es sabido que el fitoplancton responde a cambios

ambientales de forma rápida. Estas alteraciones, tanto cuantitativas como cualitativas, proveen una gama de ejemplos de cómo los organismos se adaptan de forma favorable a cambios en el hábitat. (Kozak, 2005).

Las especies dominantes presentes en este estudio son registradas en muchos cuerpos de agua de condiciones tróficas similares, *Chlamydomonas globosa* es mencionada por Temponeras *et al.* (2000) para el lago eutrófico Doirani en Grecia; Kalff y Watson (1986), Naselli-Flores y Barone (2000), Figueredo y Giani (2001) y Kozak (2005) indican la presencia de este género en sus respectivos trabajos en lagos que son de hiper a eutróficos. *Merismopedia punctata* es mencionada por Kalff y Watson (1986), Naselli-Flores y Barone (2000) y Naz y Türkmen (2005) en lagos que van desde meso a hipereutróficos, sin embargo Reynolds (1998) señala su presencia en rangos que van desde ultraoligotróficos a hipereutróficos. Para México Komárek y Komárková-Legnerová (2002), reportan esta especie en el lago Cuitzeo en Michoacan. *Monoraphidium caribeum* ha sido observada en lagos eutróficos por Kalff y Watson (1986), Richerson *et al.* (1986), Comas (1996), Naselli-Flores y Barone (2000) y Kozak (2005).

Aunado a lo anterior muchas especies y géneros que en este trabajo se presentaron como comunes también son mencionados por otros autores, entre los que podemos mencionar a *Cyclotella meneghiniana* que es citada por Naselli-Flores y Barone (2000), en lagos eutróficos; Kalff y Watson (1986), Richerson (1986), Kozak (2005) Naz y Türkmen (2005) lo señalan como un género frecuente de lagos eutróficos, sin embargo Reynolds (1998) informa de su presencia en rangos que van desde ultraoligotróficos a hipereutróficos. *Cryptomonas ovata* es encontrada por Richerson (1986) y Kozak (2005) en lagos eutróficos; a nivel genérico Kalff y Watson (1986), Reynolds (1998) y Temponeras *et al.* (2000) también la indican como constante en lagos eutróficos.

Monoraphidium griffithii es citada por Temponeras *et al.* (2000) como dominante en su estudio en un lago eutrófico, Comas (1996) la reporta como una especie común para los lagos eutróficos de Cuba, a nivel genérico es mencionada por Kalff y Watson (1986), Richerson (1986), Naselli-Flores y Barone (2000) y Kozak (2005) en lagos eutróficos. Para México esta especie es mencionada por Tavera *et al.* (2000) en los canales de Xochimilco. *Kirchneriella lunaris* es mencionada por Temponeras *et al.* (2000) como común en las aguas eutróficas de el lago Doirani; Comas (1996) menciona esta especie en condiciones meso e hipertroficadas de Cuba y a nivel genérico Kozak (2005) también la reporta en aguas en similares condiciones tróficas.

No obstante lo anterior, muchos otros géneros representativos de este estudio como: *Anabaena*, *Eudorina*, *Euglena*, *Glenodinium*, *Microcystis*, *Oocystis*, *Phacus*, *Scenedesmus*, *Spirulina* y *Tetraedrön*, son mencionados por Kalff y Watson, 1986; Richerson, 1986; Comas, 1996, Reynolds, 1998; Naselli-Flores y Barone, 2000; Temponeras *et al.* 2000; Figueredo y Giani, 2001; Kozak, 2005; Naz y Türkmen, 2005, como representativos de condiciones hiper o eutróficas. Algunas especies como *Coelastrum pseudomicroporum*, *Micractinium pusillum*, *Pandorina morum*, *Pediastrum boryanum* y *Schroederia setigera* también son mencionadas por Kalff y Watson, 1986; Richerson, 1986; Comas, 1996, Naselli-Flores y Barone, 2000; Temponeras *et al.* 2000; Figueredo y Giani, 2001; Kozak,

2005; Naz y Türkmen, 2005 para cuerpos de agua con niveles tróficos similares a los del presente estudio.

Para México especies como: *Golenkinia radiata*, *Micractinium pusillum* y *Pediastrum boryanum* además de los géneros *Coelastrum* y *Oocystis* son reportados en los canales de Xochimilco por Tavera *et al.* (2000).

Esta diversidad de especies que presenta el lago Tezozómoc es un indicador de su grado de eutrofización, ya que la dominancia de ciertas especies (Clorofitas y Cianofitas) es debida en gran parte a oscilaciones climáticas como la temperatura y la precipitación, además de las condiciones físicas y químicas como el pH, el oxígeno disuelto, la cantidad de radiación, la concentración de nutrimentos entre otros. Todos estos factores propician la dominancia de ciertas especies y la baja riqueza específica (Izaguirre y Vinocur, 1994).

Variación espacial del fitoplancton

La variación espacial se encontró dominada principalmente por unas pocas especies, esto quiere decir que las especies que se encontraron como dominantes en una zona de muestreo lo fueron en las demás, y esto es debido a que el lago, al ser pequeño y somero, las condiciones ambientales, así como las del agua no varían lo suficiente para crear condiciones específicas en cada zona de muestreo que pudieran aprovechar diferentes especies.

Naz y Türkmen (2005) mencionan que la composición de especies y su variación temporal en aguas dulces dependen de las interacciones entre factores físicos y químicos. Sin embargo, las especies del fitoplancton y su densidad, dependen o fluctúan de acuerdo a las temporadas del año.

Es posible mencionar que el sistema presentó una homogeneidad espacial, aunque existieron pequeñas diferencias que no alcanzaron a ser significativas y que no se reflejaron en la diversidad o abundancia de las especies.

Variación temporal del fitoplancton

La variación temporal de las especies en el lago Tezozómoc estuvo marcada por 2 épocas bien definidas: la de secas y la de lluvias. La primera de estas comprendió de septiembre del 2003 a mayo del 2004; sin embargo cabe destacar que esta época se encuentra dividida a su vez en 2 etapas: la primera de ellas correspondió a los meses de octubre a febrero que es la etapa seca y fría del año; esto se reflejó en bajos valores de temperatura; la otra etapa corresponde a los meses de marzo a mayo y es la etapa seca y cálida del año, es aquí donde la temperatura alcanza sus valores más altos dentro del sistema.

La segunda época del año corresponde a la de lluvias y abarcó los meses de junio a agosto, esta época se caracterizó por presentar bajos valores en la conductividad debida a la dilución del agua, además de presentar valores altos de temperatura en comparación con la época fría, pero no tan altos como la época seca y cálida.

Naselli-Flores, (2000) menciona que el fitoplancton en los lagos esta expuesto a las impredecibles fluctuaciones de la luz y al frío, pero sobre todo a las oscilaciones diarias en la irradiación solar; que incrementa o disminuyen exponencialmente la capa de mezcla de los lagos, afectando la sucesión de las especies en un ciclo anual.

Lewis (1973, 1974 *in* Richerson *et al.* 1986) ha observado que dependiendo de la profundidad y la estratificación, la variación a corto plazo en la producción primaria está dada en respuesta al clima de los lagos Lanao en Filipinas y el Lago Valencia en Venezuela, sin embargo Reynolds, (1984 *in* Richerson *et al.* 1986) en los mismos lagos ha observado que la temperatura es un factor importante que determina la secuencia en la sucesión de las especies en un ciclo anual regular.

Pollingher (1986) menciona que en regiones subtropicales la luz varía a lo largo del año y la sucesión o variación de especies esta fuertemente influenciada por los vientos y la lluvia.

Richerson *et al.* (1986) indica que la variación temporal en la radiación y la estratificación en los trópicos tiene una influencia moderada en los procesos ecológicos.

Los cambios en la composición de las especies son el resultado directo de las influencias de las condiciones abióticas. El número y duración con que se desarrollan los cambios dependen de las variaciones irregulares en el tiempo (Lewis, 1986).

En lagos poco profundos, como es el caso del Tezozómoc, muchos otros factores intervienen en la temporalidad, desarrollo y cambio de las poblaciones del fitoplancton. Estos lagos son típicamente polimícticos, debido a los fuertes vientos que provocan la mezcla en la columna de agua y no proporcionan estabilidad al mismo. Además diversas condiciones influyen de manera importante en los lagos someros causando cambios en la sucesión de las especies planctónicas (Huszar y Reynolds, 1997 *in* Schmitt y Nixdorf, 1999). Las perturbaciones ecológicas que sufren los cuerpos de agua son debidas a factores físicos y químicos que provocan cambios en la diversidad de organismos (Figueredo y Giani, 2001).

Otros factores además de los biológicos, afectan la temporalidad del fitoplancton, un ejemplo son los periodos de cambio en la estructura hidrogeográfica de la columna de agua (Talling, 1986).

Variación espacio-temporal de la temperatura

Los valores de temperatura medidos en el lago Tezozómoc se encontraron entre 14.1 y 22.8 °C, que se ajustan a las condiciones encontradas por Arzate (2002), quien menciona que la temperatura oscila en un intervalo de 18.6 a 24 °C durante julio a diciembre del 2000, Solano (2002) determinó valores de 19.5 a 23 °C durante los meses de enero a junio del 2001, Botello (2002) observó valores entre 18.3 y 23.9 °C de julio a diciembre del 2001 y Verver y Vargas (2005), encontró valores entre los 18.7 a 23.5 °C, este ultimo autor menciona que el lago se ubica intermedio entre subtropical y tropical; ya que Hutchinson, (1957) menciona que en lagos tropicales el intervalo de la temperatura es de 20 a 30 °C.

Este intervalo en el lago Tezozómoc se presenta durante ciertos meses (abril a octubre) y el resto de los meses (noviembre a febrero) se encuentra por debajo de estos valores. Lo que propicia una posición muy poco clara de la ubicación del sistema en alguna de las categorías mencionadas por Hutchinson, (1957). Debe considerarse que la temperatura es un factor importante, pero existen otros como la ubicación geográfica, el régimen de precipitación, la altitud a la que se encuentra el cuerpo de agua, entre otros que propician el comportamiento del sistema.

Cabe destacar que el intervalo de temperatura que presenta el lago Tezozómoc es muy similar a los rangos que presentan otros lagos urbanos en la ciudad de México, entre ellos se encuentra el lago de Chapultepec en el cual Alcocer (1988) y Muro (1994) mencionan que la temperatura oscila entre los 15.5 y 18.9 °C; el lago de Nabor Carrillo, Martínez (1993) menciona que la temperatura se encuentra entre 15 y 30 °C, así mismo el lago Huetzalín que presentó un intervalo un poco más amplio al del presente estudio al encontrarse entre los 15 y 38 °C (Enríquez, 2004) y por último Domínguez (2006) menciona que la oscilación de la temperatura en la laguna de Zumpango se encuentra entre los 12 a 22 °C

Por lo anterior es de destacar que la variación en la temperatura que presentó el lago Tezozómoc es muy similar año tras año y que las variaciones de este parámetro se presentaron de manera gradual, es decir mes por mes, esto debido a que como lo menciona Anderson *et al.* (1990) la temperatura del agua se encuentra relacionada con la luz que recibe el sistema y a la estructura de la columna de agua.

Variación espacio-temporal de la conductividad

La variación de la conductividad en el presente trabajo se encontró entre 750 y 1106 $\mu\text{S cm}^{-1}$ valores muy similares a los obtenidos por Arzate (2002), entre 850 y 1200 $\mu\text{S cm}^{-1}$, sin embargo no fueron compatibles con los resultados de Solano (2002), quien los encontró entre 1081 y 1531 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y Botello (2002) que midió valores entre 831 a 1183 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Verver y Vargas (2005) también determinó valores que oscilan entre 600 a 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ encontrándose muy parecidos a los resultados mostrados por este trabajo. Así mismo, los resultados determinados por Domínguez (2006) en la laguna de Zumpango (1000 a 1200 $\mu\text{S cm}^{-1}$) son muy similares a los encontrados en el presente estudio. Esta pequeña variación en los valores de conductividad de los diferentes trabajos mencionados, posee una característica en común, y es el hecho de que los cuerpos de agua son llenados con agua residuales y de desecho.

Es de recordarse que la conductividad es una medida de las sales presentes en el agua, incluyendo a los nutrimentos (Verver y Vargas, 2005), aunado a esto las condiciones ambientales también repercuten claramente en la variación de este parámetro, ya que en la época de lluvias se midieron los valores más bajos de conductividad debido principalmente a la dilución, y los valores más altos durante la época más seca y cálida del año. Este patrón de comportamiento es muy similar a los trabajos anteriormente mencionados, es decir una clara concentración de iones durante la época de secas y una menor concentración en la época de lluvias.

Variación espacio-temporal del pH

La variación del pH dentro del sistema tuvo una tendencia hacia el tipo básico, ya que se encontraron valores en un intervalo de 6.75 a 10.27; estos resultados son similares a los encontrados por Arzate (2002) de 9.18 a 10.06, Solano (2002) los encontró entre 9.18 a 10.06, y Botello (2002) entre 7.9 a 10, por su parte Verver y Vargas (2005) presenta valores con un rango de 6.57 a 10.

Comparando con otros lagos urbanos del área metropolitana y ciudad de México el lago Tezozómoc presentó un comportamiento similar, Alcocer (1988) y Muro (1994), en el lago de Chapultepec encontraron valores entre 8.76 a 9.97, Martínez (1993) reporta valores entre 9.2 a 10.7 el lago Nabor Carrillo, Calderón y Sarabia (1995) en el lago de San Juan de Aragón encontraron una variación entre 9.2 a 10.1, Enríquez (2004) determinó valores de 7.93 a 10.52 en el lago Huetzalin, y por último Domínguez (2006) midió valores de 7.4 a 9.6 en la laguna de Zumpango.

Esto valores de pH son debidos principalmente a la elevada actividad fotosintética que se presenta en los lagos muy productivos, en los cuales se consumen elevadas cantidades de CO₂ disminuyendo su concentración en el agua, aumentando los valores de pH (Verver y Vargas, 2005).

Variación espacio-temporal del oxígeno disuelto

La oscilación de oxígeno disuelto que presentó el lago Tezozómoc se encontró entre 0.1 a 18.6 mg L⁻¹. La fuerte variación es típica de lagos eutróficos someros (Alcocer *et al.* 1994; Scheffer, 1998). Trabajos previos en el lago como el de Arzate (2002) menciona una variación entre los 13.19 y 23.15 mg L⁻¹, Solano (2002) registró una oscilación de 7 a 28 mg L⁻¹, Botello (2002), determinó una variación entre 10 y 23.2 mg L⁻¹, los anteriores valores son diferentes a los resultados del presente estudio, sin embargo, Verver y Vargas (2005) midió valores desde no perceptibles hasta 20 mg L⁻¹, siendo esta variación muy parecida a este estudio, sin embargo debe considerarse que este autor registro valores de oxígeno en el fondo y la superficie del lago.

Esta variación abrupta de las diferentes concentración de oxígeno a lo largo del tiempo es debida tal vez a la relación que guardan con el fitoplancton y la función que desempeña la fotosíntesis, cambios en la densidad del fitoplancton, composición de especies, nutrientes y la cantidad de luz afectan este factor. Este parámetro también es afectado por el metabolismo de las algas, la producción de O₂, y la absorción de bicarbonatos dando por consecuencia un incremento del pH (Izaguirre y Vinocur, 1994). Es importante considerar las horas de realización del muestreo.

Verver y Vargas (2005) menciona que en el caso del lago Tezozómoc las concentraciones de oxígeno disuelto en la capa superficial del agua están determinadas fundamentalmente por la variación en la actividad fotosintética, la cual mantiene durante la mayor parte del día condiciones de sobresaturación. Además es de considerarse que el cuerpo de agua es muy productivo debido a que es llenado con aguas tratadas y que es normal que presente

fluctuaciones en la composición y concentración de muchos parámetros, variando de acuerdo a la hora, el día y el mes dando un comportamiento muy complejo.

Aunado a lo anterior las diferencias en los resultados de este factor con los trabajos de Arzate (2002), Solano (2002) y Botello (2002) es debida tal vez a lo que explica Flores (1991 *in* Arzate, 2002) ya que en los años donde se realizaron los ya mencionados estudios existía la renta de lanchas con remos y al utilizarse estas, permitían una buena oxigenación en la superficie del agua. También debe considerarse la existencia de aireadores dentro del lago, los cuales al ser encendidos provocan un movimiento del agua que genera una oxigenación del sistema, sin embargo su funcionamiento es intermitente, es decir solamente unas pocas veces se encuentran en funcionamiento.

Variación espacio-temporal del fósforo reactivo disuelto (P-PO₄)

La composición de especies y la cantidad de la biomasa dependen en gran medida a la concentración, la mezcla y el efecto de los nutrientes (Rhew, *et al.* 1999 *in* Naselli-Flores y Barone, 2000); sin embargo, no solamente la cantidad, sino la calidad de los nutrientes afecta la estructura del fitoplancton (Naselli-Flores y Barone, 2000). Por ejemplo elevadas concentraciones de fósforo propician grandes cantidades de algas azul-verdes que pueden ser tóxicas para los animales y los humanos (Moore *et al.* 2003 *in* Laugaste y Haberman, 2005).

Siendo este el caso del lago Tezozómoc, donde los valores de fósforo reactivo oscilaron entre 0.4 y 6.48 mg L⁻¹, valores muy similares a los encontrados por Verver y Vargas (2005) los cuales se encontraron entre 1.6 y 6.9 mg L⁻¹, con respecto a otros lagos urbanos los valores oscilaron entre 0.91 y 2.43 mg L⁻¹ en los lagos de Chapultepec (Alcocer, 1988), 1.82 y 3.9 mg L⁻¹ en el lago Nabor Carrillo (Martínez, 1993), desde no perceptibles hasta 2.7 mg L⁻¹ en el lago del bosque de San Juan de Aragón (Calderón y Sarabia, 1995). Enríquez (2004) en el lago Huetzalin midió una concentración de 0.14 y 3 mg L⁻¹, Domínguez (2006), determinó una concentración de 0.23 a 2.03 mg L⁻¹ en la laguna de Zumpango.

Esta variación en las concentraciones de fósforo es debida principalmente a las aguas de tratamiento secundario con las que estos lagos son llenados. Algunas veces el fitoplancton solo necesita pequeñas trazas de nutrientes como el fósforo para crecer, lo cual ilustra la gran capacidad y eficiencia de los cuerpos de agua someros en la utilización de nutrientes (Schmitt y Nixdorf, 1999). El concepto más aceptado de la teoría relación-disponibilidad menciona que las especies dominantes del fitoplancton, dependen del fósforo y nitrógeno total. Para Smith (1983 *in* Reynolds, 1998) y Levich (1996 *in* Reynolds, 1998) la dominancia de las especies esta en función de la relación nitrógeno-fósforo produciendo en algunas circunstancias la proliferación o florecimiento de cianobacterias.

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). En trabajos previos Lewis (1987, 1988, 1993 *in* Reynolds, 1998) ha demostrado que la distribución de las

especies del fitoplancton de los lagos, depende de la cantidad de luz y la disponibilidad de fósforo.

Variación espacio-temporal del amoniaco

A efectos prácticos, el ciclo del nitrógeno de los lagos es de naturaleza microbiana. La oxidación y la reducción bacteriana de los compuestos de nitrógeno están asociadas a la asimilación fotosintética y a su utilización por las algas y las plantas acuáticas. El papel que desempeñan los animales en el ciclo del nitrógeno de los lagos es muy poco importante, pero, bajo ciertas condiciones, puede influir sobre las respuestas periódicas de la población que utilizan en la fotosíntesis los compuestos de nitrógeno (Wetzel, 2002).

El nitrógeno combinado procede principalmente del amonio, que es liberado en la degradación microbiana de la materia orgánica y que posteriormente es parcialmente oxidado a nitrato (Wetzel, *op cit.*).

Durante el metabolismo normal de los microorganismos fotosintetizadores, y especialmente cuando mueren, el amonio y distintos compuestos orgánicos son liberados (Wetzel, *op cit.*). El amonio es el producto final principal de la descomposición de la materia orgánica degradada por las bacterias heterótrofas, directamente a partir de las proteínas, así como de otros compuestos orgánicos nitrogenados.

La distribución del amonio en las aguas dulces es altamente variable, tanto regional estacional y espacial dentro de un mismo lago, dependiendo del nivel de productividad y de la cantidad de contaminación debida a la materia orgánica (Wetzel, *op cit.*).

Wetzel (2002) menciona que los valores de nitrógeno en forma de amonio pueden oscilar desde 0 hasta 5 mg L⁻¹ en aguas limpias, aunque generalmente se encuentran por debajo de estos valores, ajustándose a los resultados del presente estudio (0 a 5 mg L⁻¹), similares a los valores encontrados por Verver y Vargas (2005) los cuales oscilaron entre 0.33 y 4.6 mg L⁻¹. Comparando con otros lagos urbanos como Chapultepec, los valores fueron muy diferentes, ya que oscilaron entre 0.81 a 1.19 mg L⁻¹, (Alcocer 1988) y 0.20 a 0.30 mg L⁻¹ en el lago del Bosque de San Juan de Aragón (Calderón y Sarabia, 1995).

Cabe mencionar que estos valores son característicos del tipo de aguas que se encuentran en los lagos urbanos, además de que corresponde a aguas tratadas de forma similar, aunado a esto Wetzel (2002) menciona que el amoniaco constituye uno de los principales productos de la excreción animal, y Villafranco (2000), reafirma lo anterior mencionando la presencia en el parque de una importante población de aves, que habita en el lago durante todo el año.

Variación espacio-temporal de los nitritos

Los nitritos están presentes en el agua como compuestos intermedios en los procesos de oxido-reducción, como parte del ciclo del nitrógeno. En aguas superficiales la presencia de trazas de nitritos puede indicar contaminación. También puede producirse en las plantas de tratamiento, en los sistemas de distribución y en los sistemas de enfriamiento (Robles, *et al.* 2004).

Los valores de este parámetro en el lago Tezozómoc fueron desde no perceptibles hasta 0.163 mg L^{-1} , valores muy similares (0.001 a 0.182 mg L^{-1}) a los registrados por Verver y Vargas (2005), de igual forma a los de Alcocer (1988) en los lagos del Bosque de Chapultepec (0.013 a 0.255 mg L^{-1}), sin embargo no coinciden con los encontrados por Enríquez, (2004) (0.61 y 2.0 mg L^{-1}) en el lago Huetzalin, siendo el mismo caso para los valores determinados (0 a 0.6 mg L^{-1}) por Domínguez (2006) en la laguna de Zumpango.

Es de destacarse que los resultados del presente estudio no concuerdan a los valores mencionados por Wetzel (2002) que van desde 0 hasta 0.01 mg L^{-1} para aguas limpias.

Variación espacio-temporal de los nitratos

En condiciones anaerobias los nitratos se reducen mediante el proceso llamado desnitrificación. La ventaja de este proceso es la eliminación de nitrógeno de los desechos para prevenir el crecimiento indeseable de algas y otras plantas acuáticas en cuerpos de agua (Wetzel, 2002).

Cuando están presentes en los cuerpos de agua concentraciones extraordinariamente grandes, aparece un considerable crecimiento de algas, produciendo una capa antiestética sobre la superficie acuática, incrementando la materia orgánica y abatiendo el oxígeno disuelto (Robles, *et al.* 2004)

Las concentraciones de nitratos que presentó el lago Tezozómoc se encontraron desde no perceptibles hasta 5.58 mg L^{-1} , valores similares (0.5 a 5.86 mg L^{-1}) a los encontrados por Verver y Vargas (2005), no siendo compatibles con los resultados (0.44 a 15.85 mg L^{-1}) obtenidos por Alcocer (1988) en lagos del Bosque de Chapultepec. Sin embargo, los resultados no son equiparables con los valores reportados por Martínez (1993) que oscilaron entre 0.14 y 0.54 mg L^{-1} en el lago Nabor Carrillo, no siendo el caso para los resultados determinados por Enríquez (2004) que van desde 13 a 25 mg L^{-1} en el lago Huetzalin, no obstante pareciéndose un poco a los resultados medidos por Domínguez (2006) en la laguna de Zumpango, donde se encontraron valores entre 0.14 y 0.90 mg L^{-1} . Es de destacarse que los resultados del presente estudio se encuentran en el intervalo que menciona Wetzel (2002) el cual va de 0 a 10 mg L^{-1} de nitratos en aguas dulces no contaminadas.

Esta variación en la concentración de nitratos es debida al tipo de agua con que es llenado cada lago, además del tipo, la calidad de las aguas que provienen de las plantas de tratamiento influye mucho en el estado trófico del cuerpo de agua.

Leonardson y Ripl (1980 *in* Barica 1990) y Barica (1980 *in* Barica 1990) demostraron experimentalmente mediante la manipulación de la relación N:P y la adición de N (en forma de nitrato o amonio u otro) que ocurren cambios substanciales en la composición del fitoplancton, una baja concentración favorece a las cianofitas, y a una alta concentración favorece a las clorofitas.

Variación espacio-temporal de la clorofila “a”

La clorofila “a” es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que desprenden oxígeno, y está presente en todas las algas. Este pigmento funciona como un acumulador de luz, transfiriendo la energía luminosa absorbida a la clorofila “a” para la quimiofotosíntesis primaria (Wetzel, 2002).

La concentración de los pigmentos fotosintéticos se utiliza ampliamente para calcular la biomasa del fitoplancton. El desarrollo de éste depende en gran medida del contenido de nutrientes disueltos en el agua. La clorofila “a” presente es un buen indicador del grado de eutrofización existente en un ecosistema acuático, donde sea predominante el fitoplancton entre los productores primarios (Riolobos, *et al.* 2002).

Los valores de clorofila “a” en el lago Tezozómoc oscilaron entre 108 y 1321 $\mu\text{g L}^{-1}$, muy similares a los encontrados por Verver y Vargas (2005), los cuales se encontraron entre 81 y 1321 $\mu\text{g L}^{-1}$, comparando con otros lagos urbanos como los de Chapultepec, los valores del lago Tezozómoc fueron superiores, ya que Alcocer (1988) cuantificó 328.6 a 501.80 $\mu\text{g L}^{-1}$, no obstante los valores de 364 a 1229.3 $\mu\text{g L}^{-1}$ registrados en el lago Huetzalin por Enríquez (2004) son similares a los encontrados en el presente estudio, no siendo este el caso de la laguna de Zumpango ya que Domínguez (2006) determinó valores de 0.06 $\mu\text{g L}^{-1}$ a 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, siendo inferiores a los encontrados en este estudio.

Con base a los resultados obtenidos y siguiendo la clasificación de la Organización Europea para la Cooperación y el Desarrollo (OECD) (1982) para la eutrofización de las aguas según los valores de clorofila “a” el lago Tezozómoc se encuentra en el intervalo de hipertrófico, ya que rebasa los 100 $\mu\text{g L}^{-1}$. Estas concentraciones tan elevadas de clorofila son el resultado de las grandes cantidades de nutrimentos presentes y a su vez, son en gran parte los responsables de los altos valores de pH y de las concentraciones superficiales sobresaturadas de oxígeno (Verver y Vargas, 2005).

El máximo valor de clorofila medido, se presentó en el mes de junio, y en particular en la zona litoral 1, cuando *Monoraphidium caribeum* fue dominante en todas las zonas de muestreo, aunado a esto, el análisis de correlación realizado demuestra una fuerte relación (0.54) entre este parámetro y la especie mencionada. Sin embargo no se debe descartar la contribución de las otras especies cuando se presentaron los máximos valores de clorofila. Anderson *et al.* (1990) menciona que la concentración de clorofila “a” en los lagos depende de la composición de las especies, así como a la disponibilidad de nutrimentos y condiciones de luz.

Variación espacial de los parámetros fisicoquímicos

La variación espacial de los parámetros fisicoquímicos en el lago Tezozómoc fue muy homogénea, esto se demuestra observando la máxima distancia de 1-r de Pearson que fue de 0.004 entre 2 grupos de estaciones.

Esta mínima variación también se presentó en el trabajo de Verver y Vargas (2005) donde la máxima distancia de 1-r de Pearson fue de 0.012, valor muy por encima de los valores obtenidos en el presente estudio, insuficientes para indicar que el sistema presenta variaciones muy significativas.

La zona limnética 3 y la litoral 1 se encuentran relacionadas entre si, y separadas de las otras zonas de muestreo, resultando las más diferentes dentro del sistema. Esto debido a como lo explica Verver y Vargas (2005), la diferencia en la zona limnética 3 se debe a la circulación del agua a la que es sometida dicha zona. La zona litoral 1 es diferente debido a la influencia que tiene el papiro sobre la calidad del agua de esa zona. Los resultados del presente estudio concuerdan con los encontrados por Martínez (1993) para el lago de Nabor Carrillo, el cual menciona que la similitud entre los meses de muestreo es muy alta (1-r de Pearson 0.006). Lo cual indica que al menos estadísticamente no existe un comportamiento diferente entre las épocas del año. Sin embargo menciona que los pequeños cambios que ocurren son debidos en gran parte a oscilaciones climáticas como las lluvias que modifican la disolución de los iones.

Variación temporal de los parámetros fisicoquímicos

La variación temporal de los parámetros fisicoquímicos se encontró relativamente nula a lo largo de los meses de muestreo, esto se demuestra observando el máximo valor de 1-r de Pearson que fue de 0.016 entre los dos grupos resultantes en el periodo de muestreo.

El primer grupo corresponde a la época seca del año, la cual abarca los meses de octubre del 2003 al mes de abril 2004, esta época es caracterizada por baja temperatura, elevada conductividad y concentraciones un poco más elevadas de nitritos, nitratos y clorofila con respecto a la siguiente época del año, la cual corresponde a las lluvias y abarca los meses de mayo a agosto, estos meses se caracterizaron por presentar altas temperaturas, valores más bajos con respecto a la época de secas de conductividad, nitritos, nitratos y clorofila. Sin embargo dentro de estas dos épocas existen 2 meses que son mayo y junio que corresponden a los meses de transición entre las dos épocas, en estos meses se presentan los valores mas elevados de todo el ciclo anual de temperatura, nitritos, nitratos y clorofila.

Este mismo patrón de temporalidad fue encontrado por Verver y Vargas (2005), ya que menciona la existencia de tres épocas: secas, lluvia y la de transición, sin embargo se presentaron diferencias un poco más significativas, ya que el análisis de cluster que realizó mostró una máxima distancia de 0.30 de 1-r de Pearson.

Los resultados del presente estudio concuerdan con los encontrados por Martínez (1993) para el lago Nabor Carrillo, en el cual se encontró que la similitud entre los meses de muestreo es muy alta (1-r de Pearson de 0.006). Lo cual indica que al menos

estadísticamente no existe un comportamiento diferente entre las épocas del año. Sin embargo se menciona que los pequeños cambios que ocurren son debidos en gran parte a oscilaciones climáticas como la época de lluvias que modifican la disolución de los iones.

Análisis de correlación y componentes principales (ACP)

El análisis de correlación así como de componentes principales (ACP) mostraron la afinidad que existe entre *Cryptomonas ovata* y *Cyclotella meneghiniana* (0.62), así como con *Monoraphidium griffithii* (0.55) y esta última a su vez con *C. meneghiniana* (0.60), esto demuestra su presencia conjunta durante la misma época del año, la cual ocurre cuando la temperatura del agua es baja, ya que la correlación mostró la poca afinidad de este factor con cada especie (*C. meneghiniana* -0.65, *C. ovata* -0.55 y *M. griffithii* -0.67) aunado a esto las máximas abundancias de estas especies se dan, cuando la conductividad es elevada (noviembre a febrero) ya que la correlación de este factor con *C. meneghiniana* (0.50) y *M. griffithii* (0.52) fue positiva.

Los resultados del presente trabajo concuerdan con los de Kozak (2005) y Milius, *et al.* (2005), ya que mencionan que *C. meneghiniana* y muchas otras especies de diatomeas se encuentra poco relacionadas con los altos valores de temperatura. Aunado a esto Naz y Türkmen, (2005) relacionan a *Cyclotella sp.* como un género ligado con el estado trófico de muchos cuerpos de agua, muchas de sus especies se consideran típicas de lagos oligotróficos sin embargo también es registrada como común en cuerpos de agua eutróficos.

Comparando el trabajo de Gosselain *et al.* (1994 in Leland y Berkas, 1998) con el presente estudio los resultados son muy similares ya que el mencionado autor concluye que el incremento en la luz y la temperatura del agua promueve el desarrollo de las clorófitas en lagos eutróficos (Europa) y la progresiva dominancia (en densidad de células) del grupo de las diatomeas. En el lago Devil, Leland y Berkas, (1998) encontraron que las poblaciones algales son dominados generalmente por un rápido desarrollo de diatomeas céntricas (*Stephanodiscus ssp.* y *Cyclotella spp.*) y clorofitas (generalmente Chlorococcales), además que las cianofitas residentes son las más lentas y requieren prolongados periodos de bajas concentraciones de nutrientes para su desarrollo. Según Pollinger (1986) la luz y temperatura son los factores más importantes de los múltiples que afectan a la temporalidad de algas en regiones templadas.

Reynolds *et al.* (1994 in Leland y Berkas, 1998) postulan que el desarrollo de las especies de algas en lagos poco profundos y turbulentos es debida principalmente a la habilidad de sobrevivir a las grandes y fluctuantes cantidades de irradiación. La variación vertical de las algas planctónicas es constantemente reajustada debido al efecto de la exposición de la luz que es variable. La proliferación de especies es debida a la capacidad de aprovechar los nutrientes además de poseer un rápido crecimiento debido a la gran cantidad de la luz.

Cuando *C. meneghiniana*; *C. ovata* y *M. griffithii* se presentan, otras como *S. minutum* y el picoplancton se encuentran ausentes o solo en densidades poco significativas, sin embargo su afinidad (0.62) graficada en el ACP demuestra su presencia en la misma época del año,

la cual es totalmente inversa a la época donde las anteriores especies se presentaron, es decir temperaturas elevadas y baja conductividad.

La presencia del picoplancton durante la época seca y cálida del año donde se presentan elevadas temperaturas concuerdan ampliamente con el trabajo de Szelag-Wasielewska, (1999) donde la temperatura superficial del agua (7-26 °C) fue estadísticamente significativa con estos organismos. Esta categoría de organismos gracias a su morfología celular o la de sus agregados celulares y la habilidad de cambio que poseen bajo diferentes condiciones ambientales determinan sus procesos fisiológicos que les ayuda a modificar su velocidad de flotación, alterando su capacidad de explotar los de nutrientes y la absorción de luz disponible (Szelag-Wasielewska, 1999).

Los resultados de este trabajo concuerda con los de Kozak (2005), donde menciona que entre los parámetros que más influyen en la diversidad y biomasa del fitoplancton esta la temperatura. La correlación positiva entre este parámetro confirma la dependencia de las funciones fotosintéticas, además la abundancia y biomasa de las algas hacia los elevados valores de este factor. Milius *et al.* (2005) menciona que la temperatura del agua a sí como el nivel de la misma determina la dinámica temporal de los cuerpos de agua, lo cual puede producir cambios en las variables. Las fluctuaciones del agua durante largos periodos de tiempo y la biomasa del fitoplancton, son debidos principalmente a la variación en la intensidad de la radiación solar y la dinámica del clima. Es por esto que diferentes grupos taxonómicos requieren diferentes valores en la temperatura del agua para su crecimiento: el agua fría es necesaria para el crecimiento de Chrysophytas y una gran variedad de diatomeas y el agua cálida favorecen el crecimiento de las cianobacterias. La temperatura del agua afecta de manera directa el desarrollo del metabolismo y velocidad de reproducción así como la intensidad de la misma, por si esto fuera poco afecta de manera indirecta a los nutrientes (descomposición por parte de bacterias, intensidad de carga interna y la presión de consumo por parte del zooplancton). En lagos poco profundos el deterioro en la calidad del agua aumenta en los periodos cálidos.

Conclusiones.

Se determinaron un total de 51 *taxa* y una fracción denominada picoplacton autotrófico. De estas especies la mayoría pertenecen al orden de las Chlorococcales.

La variación espacio-temporal del fitoplancton se encontró dominada por 4 especies (*Chlamydomonas globosa*, *Merismopedia punctata*, *Monoraphidium caribeum*, *Selenastrum minutum*) y el picoplantón autotrófico.

La variación temporal del fitoplancton se encontró muy homogénea, sin embargo se aprecia claramente la presencia de tres épocas: secas, lluvias y transición que afectan el fitoplancton, ya que el análisis de correlación mostró que el picoplantón autotrófico presentó sus máximos valores cuando las temperaturas son elevadas y *C. meneghiniana* dominó en los meses en que la temperatura fue baja.

La concentración de nutrientes (N y P) presentó valores elevados, reflejándose en una alta concentración de clorofila “a”, estos valores reflejan la marcada tendencia de un ambiente eutrófico a uno hipereutrófico.

Anexo 1. Listado sistemático de las especies fitoplanctónicas del lago Tezozómoc.

Division	Clase	Orden	Familia	Especie	Estatus
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlorococcales	Characiaceae	<i>Schroederia setigera</i> (Schroed.) Lemmermann	Rara
			Golenkiniaceae	<i>Golenkinia radiata</i> (Chod.) Wille	Constante
			Hydrodictyaceae	<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Meneghini; Meyen	Rara
			Micractiniaceae	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	Constante
			Oocystacea	<i>Polyedropsis spinulosa</i> Schmidle	Rara
				<i>Oocystis</i> sp. <i>Naegeli</i> Ex A. Braun	Rara
			Chlorellaceae	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	Constante
				<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárková-Legnerová	Constante
				<i>Monoraphidium</i> cf. <i>caribeum</i> Hindak	Dominante
				<i>Tetraedron triangulare</i> Korschikov	Constante
			Coelastraceae	<i>Selenastrum minutum</i> (Naegeli) Collins	Dominante
				<i>Coelastrum microporum</i> Korschikov	Rara
			Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	Rara
				<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>alternans</i> Svirenko, D. O.	Rara
				<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kuetzing	Rara
				<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>balatonicus</i> Hortobágyi	Rara
				<i>Scenedesmus longispina</i> Chodat	Rara
				<i>Scenedesmus longispina</i> var. <i>capricornus</i> Hortobágyi	Rara
				<i>Scenedesmus magnus</i> Meyen	Rara
				<i>Scenedesmus opoliensis</i> Richter	Rara
		<i>Scenedesmus</i> cf. <i>pannonicus</i> Hortobágyi		Rara	
		<i>Scenedesmus protuberans</i> Fritsch & Rich		Rara	
		<i>Scenedesmus protuberans</i> var. <i>minor</i> Ley		Rara	
		<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Breb		Rara	
		<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>eualtemans</i> Proskina-Lavrenko		Rara	
		<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>maximus</i> West & West		Constante	
		<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>spiralis</i> Printz		Constante	
		<i>Scenedesmus quadrispina</i> Chodat		Rara	
		<i>Scenedesmus</i> sp. 1		Rara	
		<i>Scenedesmus</i> sp. 2		Rara	
		<i>Scenedesmus</i> sp. 3	Rara		
		<i>Scenedesmus</i> sp. 4	Rara		
<i>Scenedesmus</i> sp. 5	Rara				
<i>Scenedesmus</i> sp. 6	Rara				
<i>Scenedesmus</i> sp. 7	Rara				
Volvocales	Chlamydomonadaceae	<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow	Dominante		
		<i>Chlorogonium minimum</i> Playfair	Constante		
	Phacotaceae	<i>Pteromonas angulosa</i> (Carter) Lemm.	Rara		
Volvocaceae	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	Constante			
	<i>Pandorina morum</i> (Mueller.) Bory	Rara			
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena gracilis</i> Klebs	Constante
				<i>Euglena viridis</i> Klebs	Rara
				<i>Phacus</i> sp. <i>Dujardin</i>	Rara
Pyrrhophyta	Dinophyceae	Peridinales	Glenodiniopsidaceae	<i>Glenodinium</i> cf. <i>pulvisculus</i> (Ehrenb.) Stein	Constante
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	Constante
			Merismopediaceae	<i>Merismopedia punctata</i> Mayen	Dominante
Cyanoprocarvota	Myxophyceae	Chroococcales	Microcystaceae	<i>Microcystis</i> aff. <i>flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner	Rara
				<i>Microcystis</i> aff. <i>botrys</i> Teiling	Constante
		Hormogonales	Oscillatoriaceae	<i>Spirulina major</i> Kuetzing	Rara
		Nostocales	Nostocaceae	<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn	Rara
Bacillariophyta	Coscinodiscophyceae	Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kuetzing	Constante
Picoplankton					Dominante

Bibliografía.

Alcocer, D. J. y Lugo, A. 1995. The urban lakes of Mexico City (Lago Viejo de Chapultepec). *Lakeline*. 15 (2):14-31.

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

Alcocer, D. J. 1988. *Caracterización hidrobiológica de los lagos de Chapultepec, México*. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 81 pp.

Anderson, N. J., Rippey, B. y Stevenson, A. C. 1990. Changes to a diatom assemblage in a eutrophic lake following point source nutrient re-direction: a palaeolimnological approach. *Freshwater Biology*. 23: 205-217.

APHA., AWWA. y WPFC. 1985. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 16 ed. American Public Health Association (ed.) Washington. 1269 pp.

Arzate, G. 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 de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.

Barica, J. 1990. Seasonal variability of N:P ratios in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*. 191: 97-103.

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

Bourrelly, P. 1972. *Les algues déau douce. Initiation á la systématique Tomo I. Les algues vertes*. Editions N. Boubé y Cie. Paris. 2^a ed. 372 pp.

Bourrelly, P. 1970. *Les algues déau douce. Initiation á la systématique Tomo III. Les algues blues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines*. Editions N. Boubé y Cie. Paris. 512 pp.

Bourrelly, P. 1968. *Les algues déau douce. Initiation á la systématique Tomo II. Les algues jaunes et bunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et. Diatomées*. Editions N. Boubé y Cie. Paris. 438 pp.

Bourrelly, P. 1958. Recherches sur les Chrysophycées. (Morphologie, phylogénie, systématique) *Rev. Alg. Mém. Hors sér.* 1. 412 pp.

- Büsing, N. 1998. Seasonality of phytoplankton as an indicator of trophic status of the large perialpine "Lago di Garda". *Hydrobiologia*. 369/370: 153-162.
- Calderon, H. R. y Sarabia, V. M. S. 1995. *Investigación edáfica y de calidad de agua del lago Bosque de San Juan de Aragón*. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán. Universidad Nacional Autónoma de México. 85 pp.
- Chilpan, N. 1998. *Relación entre Protozoarios (Ciliados y Flagelados) y las condiciones de operación de un sistema biológico para el tratamiento de las aguas residuales del río de los Remedios*. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 150 pp.
- Comas, G. A. 1996. *Las Chlorooccales dulceacuícolas de Cuba*. Bibliotheca Phycologica. J. Cramer. Berlin. Stuttgart. 192 pp.
- Cox, J. 1996. *Identification of Freshwater Diatoms from Live Material*. Chapman & Hall. London. 158 pp.
- Darley, M. 1987. *Biología de las algas*. Editorial Limusa. México. 236 p.
- Desikachary, T. V. 1959. *Cyanophyta*. Indian Council of Agricultural Research. New Delhi. 686 pp.
- Domínguez, P. 2006. *Estudio de la diversidad de zooplancton y fitoplancton de la laguna de Zumpango (Estado de México) para uso en la manipulación*. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 69 pp
- Enríquez, G. 2004. *Estudio de campo y laboratorio de la dinámica poblacional de los Rotíferos y Cladóceros de la zona litoral del lago Huetzalín, Xochimilco*. Tesis de Maestría. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 84 pp.
- Escobar-Briones, E., Cortés-Aguilar, A. M., García-Ramos, M., Mejía-Ortiz, L. M. y Simas-Del Castillo, A. Y. 2002. Structure of a pond community in Central México. *Hydrobiologia*. 467: 133–139.
- Ettl, H., Gerloff, J. y Heynig, H. 1983. *Chlorophyta I Phytomonadina*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 9. Gustav Fisher Verlag. New York. 807 pp.
- Figueredo, C. y Giani, A. 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*. 445: 165-174.
- Franco, J. 1981. *Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo Estado de México*. Tesis de licenciatura Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 90 pp.

García-Calderón, J., de la Lanza, G. E. e Ibáñez, A. 2002. *Las aguas epicontinentales y sus pesquerías*. In: *Pesquerías en tres cuerpos de aguas continentales de México*. (Comps: Pérez, V., Cruz, S., Bermúdez, R., Cabrera, M. y Gutiérrez, Z.). Instituto Nacional de Pesca Secretaria de Agricultura Ganadería y Recursos Pesqueros. 168 pp.

García, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 254 pp.

Gomes, N. 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapenema River), Sao Paulo, Brazil. *Hidrobiologia*. 413:115-128.

González de Infante, A. 1988. *El plancton de las aguas continentales*. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Washington. Monografía 33 serie Biología. 130 pp.

HACH company. 1993. *Procedures manual, advanced water quality laboratory*. USA. 166 PP.

Håkansson, H. 2002. A compilation and Evaluation of species in the general *Stephanodiscus*, *Cyclostephanos* and *Cyclotella* with a new genus in the family Stephanodiscaceae. *Diatom Research*. 17 (1): 1-139.

Hasle, G. y Fryxell, G. 1970. Diatoms: Cleaning and mounting for light and electron microscopy. *Transc. Am. Micros. Soc.* 89 (4): 469-474.

Hecky, R. E. y Kling, H. J. 1981. The phytoplankton and protozooplankton of the euphotic zone of Lake Tanganyika: species composition, biomass, chlorophyll content, and spatio-temporal distribution. *Hydrobiologia*. 26 (3): 548-564.

Hegewald, E. y Silva, P. C. 1988. *Annotated catalogue of Scenedesmus and nomenclaturally reeled genera, including original descriptions and figures*. Gebruder Borntraeger. Berlin. 586 pp.

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

http://siit.conabio.gob.mx/pls/itisca/taxaget?p_ifx=itismx&p_lang=es. Sistema Integrado de Información Taxonómica SIIT*mx. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2006. (Consultado el 9 de junio del 2006)

<http://ucjeps.berkeley.edu/INA.html>. Index Nominum Algarum. 2000. (Consultado el 09-Junio del 2006).

<http://www.azcapotzalco.df.gob.mx/turismo/parques.html>. Delegación Azcapotzalco. 2002 (Consultado el 28/02/04).

<http://www.itis.usda.gov/>. Integrated Taxonomic Information System. 2005 (Consultado el 09 de Junio del 2006).

Izaguirre, I. y Vinocur, A. 1994. Typology of shallow lake of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia*. 227: 49-62.

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

Kalff, J. y Watson, S. 1986. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia*. 138: 161-176.

Komárek, J. y Komárková-Legnerová, J. 2002. Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central México. *Préslia*. 74: 207-233.

Komárek, J. 1999. *Cyanoprokaryota* 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer. 548 pp. Alemania

Kozak, A. 2005. Seasonal changes occurring over four years in a reservoir's phytoplankton composition. *Polish Journal of Environmental studies*. 14(4):451-465.

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

Laugaste, R. y Haberman, J. 2005. Seasonality of zoo-and phytoplankton in Lake Peipsis (Estonia) as a function of water temperature. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol*. 54(1): 18-39.

Leland, V. y Berkas, R. 1998. Temporal variation in plankton assemblages and physicochemistry of Devils Lake, North Dakota. *Hydrobiologia*. 377: 57-71.

Lewis, Jr. W. 1986. Phytoplankton succession in Lake Valencia, Venezuela. *Hydrobiologia*. 38: 189-203.

Lim, S. H. 2003. Variations in the water quality of a small urban tropical catchment: implications for load estimation and water quality monitoring. *Hydrobiologia*. 494: 57-63

Lugo, V. A., Bravo-Inclan, L. A., Alcocer, D. J., Gaytan, M. I., Oliva, M. Ma. G., Sánchez, R. Ma. del R., Chávez, M. y Vilaclara, F. G. 1998. Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 1: 333-343.

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

Martínez T. 1993. *Contribución al estudio de Cladóceros y Copépodos del lago Nabor Carrillo, Estado de México*. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 72 pp.

Milius, A., Laugaste, R., Möls, T., Haldna, M. y Kangur, K. 2005. Water level and water temperature as factors determining phytoplankton biomass and nutrient content in Lake Peipsi. *Proc. Estonian Acad. Sci. Bio. Ecol.* 54 (1):5-17.

Moreno, J. L. 2003. Fitoplancton. *In: Manual para la colecta, el manejo y las observaciones de campo para bioindicadores de la calidad del agua*. (Comps: De la Lanza E. G y Hernández, P.). AGT Editor. 223 pp.

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 Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 88 pp.

Naselli-Flores, L. y Barone, R. 2000. Phytoplankton dynamics and structure: a comparative analysis in natural and man-made water bodies of different trophic state. *Hydrobiologia*. 438: 65-74.

Naselli-Flores, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*. 424: 1-11.

Naz, M. y Türkmen, M. 2005. Phytoplankton biomass and species composition of Lake Gölbası (Hatay-Turkey). *Turk J. Biol.* 29:49-56.

Organización Europea para la Cooperación y el Desarrollo (OECD) 1982. *Eutrophication des eaux. Méthodes de surveillance, de evaluation et de lutte*. Paris.

Oliva, Ma. G. 2001. *Estudio de la variación vertical y temporal de las comunidades fitoplanctónicas durante el florecimiento de las cianofíceas en el lago cráter Alchichica, Puebla*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 133 pp.

Ortega, M. M. 1984. *Catálogo de algas continentales recientes de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Biología. 561 pp.

Osgood, D. 1995. Urban lakes are really urban parks. *Lake line*. 15(2):9-11.

Ourso, R. T. y Frenzel, S. A. 2003. Identification of linear and threshold responses in streams along a gradient of urbanization in Anchorage, Alaska. *Hydrobiologia*. 501: 117-131.

Prescott, G. W. 1982. *Algae of the western great lakes area*. Otto Koeltz Science Publishers. Alemania. 977 pp.

Pollinher, U. 1986. Phytoplankton periodicity in a subtropical lake (Lake Kinneret, Israel). *Hydrobiologia*. 138: 127-138.

Popovsky, J. y Pfiester, A. L. 1990. *Dinophyceae (Dinoflagellida)*. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart. Alemania. 270 pp.

Quiroz-Castelan, A., Molina-Astudillo, I. y Ortega-Salas, A. 1999. Abundancia y diversidad del fitoplancton en estanques con policultivo de peces, utilizando fertilizantes orgánicos, inorgánicos y combinados. *Ciencia y Mar*. 3(8):3-14.

Reynolds, C. S. 1998. ¿What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?. *Hydrobiologia*. 369/370: 11-26

Reynolds, C. S. 1984. *The Ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge. London. 384 pp.

Richerson, J., Neale, J., Wurtsbaugh, W., Alfaro, T. y Vincent, W. 1986. Patterns of temporal variation in Lake Titicaca. A high altitudinal tropical lake. I. Background, physical and chemical processes, and primary production. *Hydrobiologia*. 138: 205-220.

Riolobos, P., Álvarez, C., Rojo, C., Rodrigo, M. A., Ortega, M. y Cirujano, S. 2002. *Técnicas habituales de análisis físicos, químicos y biológicos del Grupo de Investigación del Agua*. Real Jardín Botánico, CSIC. Estudios Europeos de Medio Ambiente, S. L. y Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC. España. 80 pp.

Robledo, D. 1997. Las algas. *Biodiversitas*. 3(13):1-4.

Robles, V., González, A. y Castillo N. 2004. *Contaminantes químicos del agua y sus efectos en el hombre y el medio ambiente*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 120 pp.

Round, F. E., Crawford, R. y Mann, D. 1990. *The Diatoms. Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press. USA. 747 pp.

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

Schmitt, M y Nixdorf, B. 1999. Spring phytoplankton dynamics in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*. 408/409: 269-276.

Schueler, T. y Simpson, J. 2003. Introduction: Why urban lakes are different. *Watershed Protection Techniques*. 1(2): 747-750.

Sieburth, M. J., Smetacek, V. y Lenz, J. 1978. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1256-1263.

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 de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 41 pp.

Szelag-Wasielewska, E. 1999. Autotrophic picoplankton dynamics in a small shallow lake. *Hydrobiologia*. 408/409: 301-306.

Talling, J. F. 1986. The seasonality of phytoplankton in African lakes. *Hydrobiologia*. 138: 139-160.

Temponeras, M., Kristiansen, J. y Moustaka-Gouni, M. 2000. Seasonal variation in phytoplankton composition and physical-chemical features of the shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece. *Hydrobiologia*. 424: 109-122.

Távera, R., Novelo, E. y Comas, A. 2000. Chlorococcalean algae (r. i.) from the ecological park of Xochimilco México. *Algological studies*. 100:65-94.

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

Verver y Vargas, G. J. 2005. *Dinámica espacio-temporal de los parámetros físicos y químicos y su relación con la clorofila a en un lago urbano eutrófico*. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 55 pp.

Wetzel, R. G. 2002. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3^a Ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp.

Wetzel, R. G. y Likens, G. R. 1979. *Limnological Analyses*. Saunders. Philadelphia. 357 pp.