

03067  
2 ej. 1

CARACTERIZACION HIDROBIOLOGICA DE LOS  
LAGOS DE CHAPULTEPEC, MEXICO

JAVIER ALCOCER DURAND

TESIS DE MAESTRIA EN CIENCIAS DEL MAR  
ORIENTACION EN OCEANOGRAFIA  
BIOLOGICA Y PESQUERA

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO  
COLEGIO DE CIENCIAS Y HUMANIDADES  
UNIDAD ACADÉMICA DE LOS CICLOS  
PROFESIONALES Y DE POSGRADO

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA  
ESPECIALIZACION, MAESTRIA Y DOCTORADO  
EN CIENCIAS DEL MAR

México, D. F.

TESIS CON  
FALSA DE ORIGEN



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

## CONTENIDO

Página

INDICE DE FIGURAS Y GRAFICOS.....	iii
INDICE DE TABLAS.....	iv
INDICE DE APENDICES.....	vi
RESUMEN.....	01
INTRODUCCION.....	02
AREA DE ESTUDIO.....	03
METODOLOGIA.....	05
RESULTADOS	
MORFOLOGIA.....	09
ANALISIS TEXTURAL Y CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA DE LOS SEDIMENTOS.....	17
DINAMICA FISICO-QUIMICA	
Análisis preliminar de reconocimiento.....	22
Variación espacial de los parámetros físico-químicos.....	26
Variación temporal de los parámetros físico-químicos.....	29

## DESCRIPCION DE LA COMUNIDAD BENTICA

Riqueza específica.....	31
Composición faunística.....	33
Abundancia.....	37
Frecuencia.....	41
Diversidad y equitatividad.....	41
Biomasa.....	43

## DISCUSION

DINAMICA FISICO-QUIMICA.....	47
------------------------------	----

DESCRIPCION DE LA COMUNIDAD BENTICA.....	51
--	----

CONCLUSIONES.....	60
-------------------	----

LITERATURA CITADA.....	70
------------------------	----

APENDICES.....	79
----------------	----

AGRADECIMIENTOS.....	87
----------------------	----

## INDICE DE FIGURAS Y GRAFICOS

	PAGINA
FIG. 1 LOCALIZACION DEL AREA DE ESTUDIO.....	04
FIG. 2 UBICACION DE LAS ESTACIONES DE MUESTRO EN LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	06
FIG. 3 MAPA BATIMETRICO DEL LAGO VIEJO DE CHAPULTEPEC.....	10
FIG. 4 MAPA BATIMETRICO DEL LAGO MAYOR DE CHAPULTEPEC.....	12
FIG. 5 MAPA BATIMETRICO DEL LAGO MENOR DE CHAPULTEPEC.....	14
FIG. 6 REPRESENTACION DIAGRAMATICA DE LOS PROCESOS FISICO- QUIMICOS Y BIOLOGICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	67
GRAF. 1 CURVAS HIPSOGRAFICAS RELATIVAS Y DE VOLUMEN RELATIVO DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	16
GRAF. 2 TRIANGULO SEDIMENTARIO A MODO DE SHEPARD DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	18
GRAF. 3 ACP DE LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE MEDIA AGUA Y BENTICAS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	23
GRAF. 4 ACP DE LA VARIACION MENSUAL DE LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE MEDIA AGUA DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	30
GRAF. 5 VARIACION TEMPORAL DE LA RIQUEZA ESPECIFICA DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	32
GRAF. 6 DIAGRAMA DE OMSTED Y TUCHEV DE ABUNDANCIA VS FRECUENCIA DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	34

GRAF. 7	CURVAS DE ABUNDANCIA ACUMULATIVA DE ESPECIES DE MACROINVERTEBRADOS BENTICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	38
GRAF. 8	VARIACION TEMPORAL DE LA ABUNDANCIA DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	40
GRAF. 9	VARIACION TEMPORAL DE S, H MAX, H' Y J' DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	42
GRAF. 10	VARIACION TEMPORAL DE LA BIOMASA DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	44
GRAF. 11	COMPOSICION PORCENTUAL, POR GRUPO, DE BIOMASA Y ABUNDANCIA DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTICOS EN LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	46
GRAF. 12	DIAGRAMAS, AL MODO DE MANCHA, DE LA COMPOSICION QUIMICA RELATIVA DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC, EXPRESADA EN NEG. DE LOS PRINCIPALES IONES.....	48

## INDICE DE TABLAS

	PAGINA
TABLA 1 PARAMETROS MORFOMETRICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	11
TABLA 2 CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	25
TABLA 3, CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS BENTICAS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	27
TABLA 4 CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LAS ZONAS LV-A Y LV-B DEL LAGO VIEJO DE CHAPULTEPEC.....	29
TABLA 5 MACROINVERTEBRADOS BENTICOS COLECTADOS EN LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	35
TABLA 6 PRESENCIA DE ORGANISMOS MACROINVERTEBRADOS BENTICOS EN LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.....	41

## INDICE DE APENDICES

	PAGINA
APENDICE 1 COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA TOTAL DE ORGANISMOS BENTICOS.....	79
APENDICE 2 COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA TOTAL DE OLIGOQUETOS BENTICOS.....	80
APENDICE 3 COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA TOTAL DE DIPTEROS BENTICOS.....	81
APENDICE 4 COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA TOTAL DE OTROS ORGANISMOS BENTICOS.....	82
APENDICE 5 COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA TOTAL DE ORGANISMOS BENTICOS.....	83
APENDICE 6 COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA TOTAL DE OLIGOQUETOS BENTICOS.....	85
APENDICE 7 COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA TOTAL DE DIPTEROS BENTICOS.....	86
APENDICE 8 COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA TOTAL DE OTROS ORGANISMOS BENTICOS.....	88



RESUMEN

Los Lagos de Chapultepec se clasificaron como cuerpos acuáticos hipotróficos por sus características de elevadas concentraciones de fósforo total (1.44 a 2.78 mg/l), nitrógeno total (1.35 a 17.30 mg/l) y clorofila a (328 a 502 mg/m<sup>3</sup>) y reducida transparencia expresada por la profundidad del disco de Secchi (0.20 a 0.50 m). En el presente estudio se determinó que, con base en los parámetros físico-químicos y sedimentológicos, la variación espacial entre los Lagos fue mayor que la observada temporalmente para cada Lago. La comunidad de macroinvertebrados benthicos de los Lagos de Chapultepec estuvo representada por tubificidos y dípteros principalmente. Cuatro organismos fueron considerados componentes dominantes: *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tanytarsus* sp., *Chironomus* sp. y *Chabborus* sp. El primero y el segundo en el Lago Viejo, el primero y el tercero en el Lago Mayor y el último en el Lago Menor. La variación temporal en abundancia y biomasa se atribuyó a los patrones de reproducción y estructura poblacional de los organismos. Los valores elevados de abundancia (720 a 12,640 ind/m<sup>2</sup>), biomasa (0.0958 a 2.3864 gr peso seco libre de ceniza/m<sup>2</sup>), riqueza específica (3 a 8 spp.) y diversidad (H' = 0.69 a 1.74) reflejaron las características de hipertrofia de los Lagos.

ABSTRACT

The Chapultepec Lakes were classified as hypertrophic by its characteristics of high concentrations of total phosphorus (1.44 to 2.78 mg/l), total nitrogen (1.35 to 17.30 mg/l) and chlorophyll a (328 to 502 mg/m<sup>3</sup>) and low transparency expressed as Secchi disc depth (0.20 to 0.50 m). The present study determined that, based upon its physical-chemical and sedimentological characteristics, the spatial variation between the Lakes was higher than the seasonal variation for each lake. The benthic macroinvertebrates community of Chapultepec Lakes was represented basically by tubificid worms and diptera insects. Four organisms were considered the dominant components of the community: *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tanytarsus* sp., *Chironomus* sp. and *Chabborus* sp. The first two in the Old Lake, the first and the third in the Mayor Lake and the latter one in the Minor Lake. The abundance and biomass seasonal variations were associated to reproductive patterns and poblational structure in the dominant organisms. High values of abundance (720 to 12,640 ind/m<sup>2</sup>), biomass (0.0958 to 2.3864 gr as ash-free dry weight/m<sup>2</sup>), species richness (3 to 8 spp.) y diversity (H' = 0.69 to 1.74) mirrored hypertrophic characteristics in the three Lakes.

## INTRODUCCION

El proceso de eutroficación de las aguas epicontinentales ha adquirido gran relevancia en los países en vías de desarrollo en las últimas décadas, y ha sustituido a la contaminación orgánica como principal fuente de deterioro acuático.

Este fenómeno se presenta con magnitud considerable en los embalses mexicanos cercanos a los núcleos urbanos, por lo que el entendimiento de su dinámica es un tema clave para el planteamiento de soluciones.

El presente estudio determinó la dinámica físico-química y biológico-ecológica de los macroinvertebrados benthicos de los Lagos de Chapultepec y detectó la problemática limnológica y de calidad de agua.

### Objetivo e Hipótesis

El objetivo planteado para este estudio fue caracterizar hidrobiológicamente los Lagos de Chapultepec, en la Ciudad de México.

La hipótesis de trabajo establecida fue demostrar que existen diferencias físico-químicas y biológicas entre los tres Lagos de Chapultepec a pesar de que están sometidos a las mismas fluctuaciones ambientales.

Con el fin de cumplir con el objetivo planteado, se establecieron una serie de metas que a continuación se presentan.

- a) Determinar la batimetría y morfometría de los Lagos de Chapultepec.
- b) Establecer la dinámica físico-química de la masa acuática y sedimento de los Lagos de Chapultepec.
- c) Determinar la composición y estructura comunitaria de los organismos macroinvertebrados benthicos de los Lagos de Chapultepec.
- d) Reconocer la relación entre los macroinvertebrados benthicos y los parámetros físico-químicos.

### Justificación

El lugar fue elegido con base en su relevancia científica, recreativa e histórica.

Los Lagos de Chapultepec fueron considerados como "lagos urbanos" terreno que aquí se utilizó para designar cuerpos acuáticos incluidos en núcleos urbanos de gran magnitud y sometidos a los procesos de deterioro ambiental que estos generan. La Limnología de estos lagos urbanos no es muy conocida en zonas tropicales-subtropicales (regiones con estudios limnológicos incipientes). Se aunan a este punto ser lagos someros, poseer una fuente de abastecimiento artificial (plantas de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec) y, por último, el de estar sujetos a las actividades humanas. Por todo lo anterior, estos Lagos fueron considerados ejemplos de cuerpos acuáticos particulares.

Los Lagos de Chapultepec, están expuestos a una intensa actividad recreativa, por lo que debe cumplirse la legislación que existe sobre calidad de agua, que estipula, entre otros lineamientos, el mantener una calidad de agua adecuada a su uso que garantice la salud pública.

Por último, Chapultepec (el Bosque y sus cuerpos acóaticos) es un sitio con tradición histórica que se remonta a la época de los toltecas (en el siglo III) y que hoy en día se ha convertido en un lugar eminentemente recreativo y cultural. La conservación en buen estado de sus lagos permitirá que estos sean disfrutados por los múltiples visitantes de la zona que día con día se incrementan.

#### AREA DE ESTUDIO

El Bosque de Chapultepec está situado en el oeste-suroeste de la Ciudad de México y comprende un área de 8,700,000 m<sup>2</sup> (Andrino, 1985); ubicado entre los 19°24' y 19°26' de latitud norte y los 99°11' y 99°15' de longitud oeste (Melina-Enríquez, 1979), incluye tres lagos: el Lago Viejo (1a. Sección), el Lago Mayor y el Lago Menor (2a. Sección) los cuales se localizan a 2,240 m s.n.m. (Andrino, 1979), Fig. 01.

El clima de la región del Bosque es templado con lluvias en verano, caracterizado como Cw1 (w b (t)) (García, 1973). La estación meteorológica de Tacubaya (19°24' norte, 99°11' oeste y 2,309 m s.n.m.) determinó valores medios anuales de precipitación pluvial de 672 mm, evaporación de 565 a 1,910 mm y una temperatura de 14.7°C (Villalobos et al., 1982).

La alimentación de los Lagos de Chapultepec proviene de tres fuentes. El Lago Viejo recibe agua del río Mundo, de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec y pequeñas descargas de aguas crudas (aguas negras sin tratar) provenientes de los locales comerciales asentados en la periferia. Los Lagos Mayor y Menor reciben agua de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec y pequeñas descargas de aguas crudas provenientes, al igual que en el Lago Viejo, de los locales comerciales de la periferia.

#### Antecedentes

Existe información de aspectos biológicos concerniente al Lago Viejo de Chapultepec, tratada por diversos autores. Estos estudios comprenden: fitoplancton (Samano, 1934, 1935 y 1940), macrofitas (Ancona, 1970; Bravo, 1970; Rodríguez, 1944), protozoarios (López-Ochoterena, 1965 y 1970; López-Ochoterena y Sarajas, 1963 y 1964; López-Ochoterena y Madrazo-Garibay, 1971; López-Ochoterena y Raura-Casa, 1970; Madrazo-Garibay y López-Ochoterena, 1971; Seisloff, 1951 y 1952), rotíferos (Gorsio-Tafall, 1942); anélidos (Caballero, 1955; Oka, 1952), crustáceos (Rojas, 1940a y 1940b; Sausure, 1857a, 1857b y 1858; Villalobos, 1983); dípteros (Ancona, 1950; Martínez, 1952); hemípteros (Hundertodt, 1940; Jacczewski, 1951) y anfibios (Enciclopedia de México, 1985).

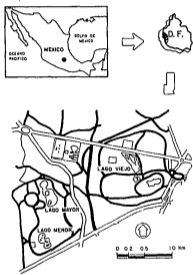


FIG. 1 LOCALIZACION DEL AREA DE ESTUDIO

## METODOLOGIA

Para llevar a cabo las metas propuestas, se realizaron dos grupos de estaciones de muestreo. El primer grupo de estaciones fue propuesto para evaluar la dinámica físico-química de los Lagos de Chapultepec y estuvo constituido por 12 estaciones de muestreo: 5 para el Lago Viejo, 4 para el Lago Mayor y 3 para el Lago Menor. Fig. 2.

Con el fin de agrupar zonas similares a partir de las 12 estaciones establecidas para reconocer la dinámica físico-química de los Lagos de Chapultepec, se aplicó la Prueba de Esfericidad de Bartlett (Green, 1979) a la matriz de similitud elaborada con base en los parámetros físico-químicos mencionados con anterioridad.

Esta prueba verifica la existencia de estructura en los datos (por lo menos un 5% de los coeficientes de correlación en los datos al azar deben ser significativos a  $\alpha = 0.05$ ) cuya hipótesis nula es que "todas las correlaciones son iguales a cero".

Una vez verificada la presencia de estructuramiento en los datos, se procedió a llevar a cabo un Análisis de Componentes Principales (ACP) para los tres Lagos con el fin de reconocer los grupos conformados, análisis que se denominó Análisis Preliminar de Reconocimiento.

Cada uno de los tres Lagos se separó de los otros dos, al formar una nube definida las estaciones de muestreo respectivas. En el Lago Viejo las estaciones I a V, en el Lago Mayor las estaciones VI a-IX y en el Lago Menor las estaciones X a XII. Gráf. 3a.

El segundo grupo de estaciones se consideró en la determinación de las características físico-químicas y biológicas asociadas al bentos lacustre y el reconocimiento de la variación espacial en cada Lago; 37 estaciones fueron establecidas: 15 para el Lago Viejo, 12 para el Lago Mayor y 10 para el Lago Menor. Fig. 2.

De manera similar se aplicó la Prueba de Esfericidad de Bartlett a cada una de las matrices de similitud elaboradas con base en temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, textura y porcentaje de materia orgánica del sedimento, parámetros de importancia para los macroinvertebrados bentónicos.

Se verificó la presencia de estructuramiento en el Lago Viejo y la ausencia de éste en los Lagos Mayor y Menor. Con posterioridad se procedió a llevar a cabo un Análisis de Componentes Principales para cada Lago con el fin de reconocer los grupos conformados en el Lago Viejo y ratificar la homogeneidad en los Lagos Mayor y Menor.

Los grupos que se obtuvieron se indican a continuación. El Lago Viejo se dividió en tres zonas denominadas en este estudio como LV-A, LV-B y LV-C, que incluyeron las estaciones 1 a 5, 6 a 14 y 15 respectivamente (Gráf. 3b). Esta última zona (LV-C) no fue considerada en los análisis debido a la falta de confiabilidad, ya que estuvo constituida por una sola estación. Esta característica se refleja en una gran variación en la abundancia, cuando los organismos se distribuyen en parches, como los macroinvertebrados bentónicos.

El Lago Mayor, como se había observado a través de la Prueba de Esfericidad de Bartlett, resultó homogéneo (no se detectaron diferencias significativas entre las estaciones del Lago) con la generación de una sola zona (LMA) que incluyó las estaciones 16 a 27. Gráf. 3c.

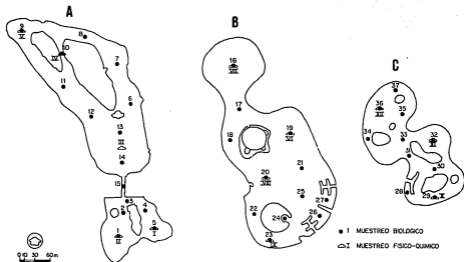


FIG. 2. LOCALIZACION DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN (A) LAGO VIEJO, (B) LAGO MAYOR Y (C) LAGO MENOR DE CHAPULTEPEC.

El Lago Menor, al igual que el Lago Mayor, se comportó en forma homogénea con agrupación de las estaciones 28 a la 37 en una sola zona (LME). Gráf. 3d.

La periodicidad de muestreo fue mensual en el lapso comprendido entre octubre de 1984 y marzo de 1985, época de estiaje. Este período abarcado se consideró crítico para los organismos que habitan los Lagos de Chapultepec por la disminución en la cantidad de agua de aprovisionamiento (tanto de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Chapultepec como del río Hondo) y el aumento de la carga (suspendida y disuelta) de la misa.

Todos estos factores se combinaron para ejercer una presión fisiológica (estrés) sobre las poblaciones lacustres y repercutió en la disminución de la diversidad biológica. La cantidad de materia orgánica, los nutrientes y sus parámetros asociados produjeron un deterioro en la calidad del agua, restringiendo el uso de los Lagos de Chapultepec en sus aspectos recreativo y estético.

Para la evaluación de la variación temporal de las características físico-químicas de los Lagos de Chapultepec se procedió a llevar a cabo un Análisis de Componentes Principales (Gráf. 4a).

En la aplicación de la Prueba de Esfericidad de Bartlett a la matriz de similitud de los parámetros físico-químicos de los Lagos, a lo largo del período de muestreo, se verificó la presencia de estructuramiento. En el Gráfico 2a se apreció que la variación inter-lago fue mayor que las diferencias temporales intra-lago.

Posteriormente se aplicaron Pruebas de Esfericidad de Bartlett a las semimatrices de similitud de los parámetros físico-químicos por mes para cada Lago por separado. Se comprobó la ausencia de diferencias significativas y se procedió a verificar ésta mediante la aplicación de un Análisis de Componentes Principales para cada Lago (Gráfs. 2b, 2c y 2d).

La morfometría detallada se calculó con base en los mapas topográficos obtenidos de fotografías aéreas a escala 1:2,000, siguiendo las técnicas de Cole (1979) y Hutchinson (1957a) y de los mapas batimétricos elaborados a partir del método de ecosondeo (Håkanson, 1981; Wetzel y Likens, 1979).

Los parámetros morfométricos considerados fueron los siguientes: longitud máxima (L<sub>max</sub>), longitud efectiva máxima (Le), ancho máximo (B<sub>max</sub>), ancho efectivo máximo (B<sub>e</sub>), ancho medio (B̄), profundidad máxima (D<sub>max</sub>), profundidad media (D̄), profundidad mediana (D<sub>50</sub>), profundidades cuantiles (D<sub>25</sub> y D<sub>75</sub>), profundidad relativa (Dr), longitud de la línea de costa (l<sub>0</sub>), área total del lago (A), área del lago (a), volumen (V), desarrollo de la línea de costa (F), desarrollo del volumen (Vd), Área de las islas (A<sub>i</sub>), insularidad (In), las curvas hipsográficas relativas y las curvas de volumen relativas.

Para el cálculo de los parámetros morfométricos en este estudio se siguieron los criterios de Håkanson (1981) debido a que maneja métodos matemático-estadísticos de minimización de errores.

El cálculo de la longitud de la línea de costa se realizó con la técnica CIP (Håkanson, 1981). El cálculo de Áreas se hizo con planimetría polar (Welch, 1948).

Los parámetros físico-químicos determinados fueron la Demanda Biológica de Oxígeno por el método de dilución, Demanda Química de Oxígeno por oxidación con dicromato, alcalinidad a la fenolftaleína y alcalinidad total (potenciométricamente), nitrógeno amoniacal (Kjeldahl-Nesslerización), nitratos (reducción con cadmiol, nitrilos (diarotización), ortofosfatos (colorimétrico con cloruro estanhoso), fósforo total (digestión y colorimétrico con cloruro estanhoso), sulfatos (turbidimétrico con cloruro de bario), dureza total y dureza de calcio (titulométrico con EDTA), dureza de magnesio (por diferencia, total - calcio), cloruros (argentométrico con nitrato de platá, conductividad (conductivimétrica), sólidos suspendidos (filtrado y secado a 107°C), visibilidad (disco de Secchi (Lind, 1979)), temperatura (termistor), oxígeno disuelto (polarográficamente), pH (potenciométricamente), clorofila *a* (extracción con metanol puro y espectrofotométricamente (Gortner *et al.*, 1978)), potasio (fotómetro de llama) y los cationes sodio, calcio y magnesio (absorción atómica). La metodología siguió los criterios propuestos por APHA, ANMA y WPCF (1980) salvo lo indicado.

El análisis textural del sedimento se llevó a cabo con el método de tamizado en húmedo y pipeteo (Folk, 1969) y el contenido de materia orgánica del mismo, por el método de Walkley-Black (Jackson, 1964).

Los macroinvertebrados benthicos fueron colectados con una drapa Eiman (de dimensiones 6 por 6 por 6 pulgadas) y separados por un tamiz número 20 (U.S.S.) con una apertura de malla de 0.59 mm (Lind, 1979), para su posterior fijación con formal al 10%.

El volumen promedio de sedimento colectado correspondió a cuatro litros, con una profundidad de mordida promedio de 17 cm.

Los oligoquetos fueron posteriormente transparentados para su correcta identificación con las técnicas propuestas por Brinkhurst (y Parrish, 1975) y Stimpson *et al.* (1982) y los quironómidos de acuerdo a Mason (1975) y Beci (y Parrish, 1975).

La biomasa de los macroinvertebrados benthicos expresada en peso húmedo, peso seco y peso seco libre de cenizas fue calculada por taxa para determinar la producción secundaria de este grupo de organismos. A pesar de la variedad en los tiempos y temperaturas de secado del material considerados en las técnicas que para el cálculo de biomasa se encuentran en la bibliografía (Cole, 1979; Crisp, 1971; Edmondson y Winberg, 1971; Lind, 1979; Margalef, 1982; Schwoerbel, 1975; Heber, 1972; Metzler y Likens, 1979 entre otros), no hay una técnica estandarizada, por lo cual se aplicó la combinación siguiente. La temperatura elegida para la obtención del peso seco fue de 95 a 100°C y para el peso seco libre de cenizas de 550°C. El tiempo promedio de secado al horno para peso seco (hasta peso constante) fue de 2 a 15 días, y para el peso seco libre de cenizas de 4 horas.

Para la identificación taxonómica de los diferentes grupos de macroinvertebrados benthicos se emplearon las claves de los siguientes autores: Baker (1945), moluscos planorbidos; Caballero (1935), anélidos hirudíneos; Edmondson (1959), varios grupos; Hungerford (1948), insectos cerixidos; Mason (1973), insectos quironómidos; Oka (1932), anélidos hirudíneos; Parrish (1975), varios grupos; Pennak (1978), varios grupos; Stimpson *et al.* (1982), anélidos tubificidos; Willalobos (1983), crustáceos decápodos.



## RESULTADOS

En el caso de la morfometría, el análisis textural y el porcentaje de materia orgánica se conjuntaron los resultados con la discusión de los mismos, por considerarse la manera más adecuada de presentación.

### MORFOMETRÍA

El Lago Viejo de Chapultepec presenta una forma de triángulo invertido con un estrangulamiento hacia el ápice que lo divide en dos porciones desiguales. La porción norte presenta dos islas de área considerable; la porción sur presenta, asimismo, dos isletas de dimensiones restringidas. Fig. 3.

La forma del Lago Mayor es parecida a un número "8" en el cual, al igual que en el Lago Viejo, se encuentra un estrangulamiento. En este caso la porción norte es la de menores dimensiones y desprovista de islas. La parte sur conforma la mayor área del Lago y se presentan en ella dos islas. Fig. 4.

Parecido a una "5", el Lago Menor de Chapultepec presenta seis isletas pequeñas que se distribuyen a lo largo de éste. Fig. 5.

Como se había mencionado con anterioridad, a partir de estos mapas batimétricos se calcularon los parámetros morfométricos, los cuales se presentan en la Tabla I.

La vía de entrada de energía solar (luz y calor) al ecosistema acuático es la superficie (Cole, 1979). De esto resalta la importancia del Área (A) como parámetro preponderante en la determinación de otras características físico-químicas y sobretudo biológicas del cuerpo acuático.

Los Lagos de Chapultepec presentaron un área reducida y, aunado a esto, la vegetación arbórea circundante restringió aún más la energía lumínica que alcanzó la superficie acuática. En contraparte, la situación geográfica permitió que la cantidad de luz que llegó a los Lagos se viera favorecida por el ángulo de incidencia y por el período de insolación.

El Lago Mayor presentó la mayor área (52,400 m<sup>2</sup>) a pesar de que el Lago Viejo tuvo la mayor área total (A = 60,240 m<sup>2</sup>) debido a la presencia de sendas islas en este último que redujeron la superficie efectiva (a = A - Ai).

Otra fuente de entrada de energía al sistema, además de la solar y de menor importancia, fue la energía eólica.

A diferencia de la longitud máxima (L<sub>max</sub>) que es un parámetro limnológico meramente descriptivo de la forma del lago (Wikanson, 1981), la longitud efectiva máxima (L<sub>e</sub>) es un índice de la potencialidad de generación de seiches, oleaje y otros movimientos de circulación en el cuerpo acuático.

El oleaje y las corrientes permiten la mezcla de las aguas y evitan la estratificación térmica, con lo que se optimiza la distribución de las sustancias en solución y suspensión en las aguas (Cole, 1979).

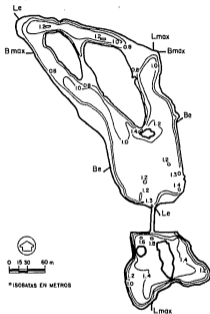


FIG. 3 MAPA BATIMETRICO DEL LAGO VIEJO DE CHAPULTEPEC.  
 ( $L_{max}$ : LONGITUD MAXIMA,  $B_{max}$ : ANCHO MAXIMO,  $L_e$ : LONGITUD  
 EFECTIVA MAXIMA,  $B_e$ : ANCHO EFECTIVO MAXIMO).

El Lago Viejo presentó el mayor valor de longitud efectiva máxima (394 m) y con ello el movimiento mezcilal de sus aguas se vio favorecido. Como contraparte se encontró que los Lagos de Chapultepec presentaron valores de longitud efectiva máxima relativamente pequeños (de 394, 278 y 208 m para el Lago Viejo, Mayor y Menor respectivamente) y, aunado a ello, se ubicaron en áreas protegidas por lo que la acción del viento se vio minimizada antes de poder actuar sobre la superficie libre de las aguas.

TABLA 1. PARAMETROS MORFOMETRICOS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC

PARAMETRO	LAGO VIEJO	LAGO MAYOR	LAGO MENOR
A (m <sup>2</sup> )	60,240	58,200	27,600
a (m <sup>2</sup> )	40,000	52,400	23,400
L <sub>max</sub> (m)	432 N-S	442 NNW-SSE	264 NNW-SSE
L <sub>e</sub> (m)	394 NW-SE	278 NNE-SSW	208 NW-SE
B <sub>max</sub> (m)	208 W-E	190 ENE-WSW	150 ENE-WSW
B <sub>e</sub> (m)	134 WSW-ENE	200 ESE-NNW	130 NE-SW
$\bar{B}$ (m)	111	119	89
A <sub>i</sub> (m <sup>2</sup> )	12,240	5,800	4,200
I <sub>n</sub> (%)	20	10	15
I <sub>o</sub> (m)	1,803	1,850	1,082
F	2.2	2.2	1.8
D <sub>max</sub> (m)	1.8	1.3	1.2
$\bar{D}$ (m)	1.0	1.1	1.1
D <sub>0.95</sub> (m)	1.24	1.11	1.10
D <sub>0.90</sub> (m)	1.06	1.04	1.04
D <sub>0.75</sub> (m)	0.94	0.96	0.96
D <sub>r</sub> (%)	0.000,7	0.000,5	0.000,7
V (m <sup>3</sup> )	49,525	59,709	26,573
V <sub>d</sub>	1.67	2.54	2.80

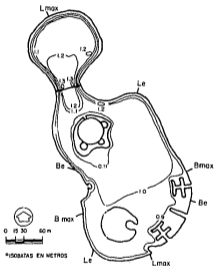


FIG. 4 MAPA BATIMETRICO DEL LAGO MAYOR DE CHAPULTEPEC. ( $L_{max}$ : LONGITUD MAXIMA,  $B_{max}$ : ANCHO MAXIMO,  $L_e$ : LONGITUD EFECTIVA MAXIMA,  $B_e$ : ANCHO EFECTIVO MAXIMO).

El ancho máximo ( $B_{max}$ ) y el ancho medio ( $\bar{B}$ ) son, al igual que la longitud máxima, parámetros limnológicos descriptivos de la forma del lago; el ancho efectivo máximo ( $B_e$ ) presenta las mismas implicaciones que la longitud efectiva máxima en cuanto al viento. El Lago Mayor presentó los valores más elevados de ancho efectivo máximo (200 m) y ancho promedio (119 m), mientras que el Lago Viejo ostentó el del ancho máximo (208 m).

El área ocupada por las islas ( $I_i$ ) expresada como porcentaje del área total ( $A$ ) se denomina insularidad ( $I_n$ ). Este parámetro está muy relacionado con los movimientos del agua debido a que es un obstáculo físico que impide la acción del viento.

La mayor insularidad la presentó el Lago Viejo (26%) seguido del Lago Menor (15%) que presentó seis islas. Valores de insularidad mayores al 30% en cuerpos naturales son raros (Hutchinson, 1957a). A pesar de que las islas de los Lagos de Chapultepec son artificiales, no se sobrepasó este valor.

El efecto del valor del desarrollo de la línea de costa ( $F$ ) lleva a cabo un papel importante en la naturaleza trófica del cuerpo acuático. En aguas someras la productividad es mayor, atribuida a la entrada de nutrientes alóctonos. En gran medida, la variación de la línea de costa refleja el potencial para un mayor desarrollo de las comunidades litorales en proporción al volumen del lago (Cole, 1974; Håkanson, 1981; Metzler, 1975).

En el caso de los Lagos de Chapultepec la línea de costa representó condiciones potenciales ya que esta estuvo delimitada y conformada por orillas de concreto de fuerte declive (45%) como resultado de lo anterior el desarrollo de macrolitas fue nulificado.

Por otro lado, el desarrollo de la línea de costa es indicativo de la forma del lago. De acuerdo a la clasificación de Hutchinson (1957a) el Lago Menor es subcircular (1.8) y el Lago Viejo y Lago Mayor son de forma subrectangular elongada (2.2 en ambos casos); en los lagos la forma tiene una implicación trófica, la cual fue potencial, por las razones anteriormente citadas, en estos Lagos modificados.

Las profundidades máxima y cuartiles ( $D_{max}$ ,  $D_{25}$  y  $D_{75}$ ) son parámetros limnológicamente descriptivos (Håkanson, 1981). El Lago Viejo presentó la mayor profundidad máxima (1.8 m), sin embargo, la profundidad media ( $\bar{D}$ ) es la que expresa realmente la profundidad más común en el cuerpo acuático; para los Lagos de Chapultepec fluctúa entre 1.0 y 1.1 m.

Tennessen en 1927 (Cole, 1973) hizo la división entre cuerpos acuáticos de características oligotróficas y eutróficas al considerar como base la profundidad media de 10.4 m; los lagos con profundidades mayores a esta cantidad se consideran dentro de la primera categoría, mientras que los lagos más someros se encontrarían dentro de la segunda.

Los Lagos de Chapultepec mantuvieron una profundidad determinada por dragados y por lo tanto los cuerpos acuáticos someros tienen una fuerte tendencia a la eutrofia por la combinación luz-reciclamiento de nutrientes.

Geve, en 1941 (Cole, 1974) concluyó que los lagos más productivos presentan profundidades medias menores a los 20.0 m. Asimismo, la profundidad media se puede explicar para determinar la proporción del volumen del lago que se encuentra bien iluminada (Gorham, 1950 en Cole, 1974) y en la descripción de la productividad y el estado trófico del lago (Håkanson, 1981).

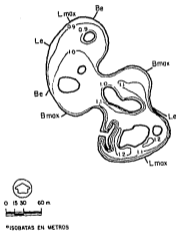


FIG. 5 MAPA BATIMETRICO DEL LAGO MENOR DE CHAPULTEPEC.  
 $L_{max}$ : LONGITUD MAXIMA.  $B_{max}$ : ANCHO MAXIMO.  $L_e$ : LONGITUD  
 EFECTIVA MAXIMA.  $B_e$ : ANCHO EFECTIVO MAXIMO.

Cuanto mayor sea el valor de la profundidad relativa ( $D_r$ ) tanto mayor será la estabilidad y la estratificación en los lagos (Håkanson, 1981). Con este hecho el reciclamiento de los nutrientes es reducido y la producción controlada.

Los lagos someros con áreas superficiales de magnitud considerable presentan valores de profundidad relativa bajos, como fue el caso de los Lagos de Chapultepec con profundidades relativas entre 0.000,51 y 0.600,71, y tendieron a ser eutróficos. La mayoría de los lagos presentan una  $D_r$  menor al 2.01 (Metzel y Likens, 1979).

En los Lagos de Chapultepec se presentaron condiciones de asomía y área superficial extensa (en relación al volumen) por lo que el fenómeno de pérdida de agua por evaporación adquirió proporciones desmedidas, sobretudo cuando uno de los usos de estos Lagos es el de suministrar agua para riego.

El volumen alojado en el Lago Mayor fue el más grande de los tres Lagos (59,709 m<sup>3</sup>) y, al igual que el Lago Viejo (49,525 m<sup>3</sup>), sobrepasaron el doble del volumen del Lago Menor (26,573 m<sup>3</sup>).

El desarrollo del volumen (Vd) proporciona información acerca de la forma de la cuenca que aloja el lago. La mayoría de los lagos presentan valores superiores a la unidad (Metzel, 1975).

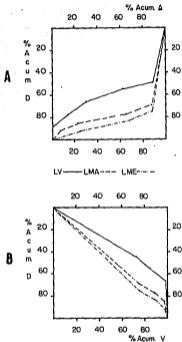
Los lagos de Chapultepec (con 1.67, 2.54 y 2.80 de desarrollo de volumen para el Lago Viejo, Mayor y Menor respectivamente) poseen una cuenca cóncava hacia el agua por presentar valores superiores al desarrollo del volumen promedio (1.27 a 1.4), sin embargo, no se puede generalizar entre el desarrollo del volumen y el tipo de lago correspondiente (Cole, 1979).

En las curvas hipsográficas relativas de los Lagos de Chapultepec (Gráf. 1a) se observó que las paredes de los Lagos presentaron fuertes declives (pendiente aproximada a los 45°) lo que dio como resultado que el área se redujera a la mitad de la superficial casi a la profundidad media, esto es, que el área del fondo del lago fuera aproximadamente la mitad a la profundidad de un metro.

El centro de gravedad de los Lagos de Chapultepec se ubicó cerca de 0.5 metros de profundidad como se observó en las curvas de volumen relativas (Gráf. 1b). La mitad del volumen que alojaron los cuerpos acuáticos se localizó en los primeros cincuenta centímetros, lo que favoreció la pérdida de agua por evaporación.

Por lo anterior, la cuenca de los Lagos de Chapultepec fue del tipo F(3,0) que se asemeja a una cubeta de paredes escarpadas e inclinadas, con un área de fondo muy plana, de curva cóncava (C). Esta forma estuvo definida y determinada por las curvas hipsográficas relativas que, por no denotar puntos de inflexión, se clasificaron como macrn (Ca) (Håkanson, 1981).

De acuerdo a su origen los Lagos de Chapultepec se pudieran considerar del tipo 74, excavaciones hechas por el hombre, de acuerdo a la clasificación de Hutchinson (1957a).



GRAF. 1 CURVAS HIPSDGRAFICAS RELATIVAS (A) Y DE VOLUMEN RELATIVO (B) DE LOS LAGOS VIEJO, MAYOR Y MENOR DE CHAPULTEPEC.



## ANÁLISIS TEXTURAL Y CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA DE LOS SEDIMENTOS

Los sedimentos de los cuerpos acuáticos pueden ser autóctonos, cuando se producen en el cuerpo mismo por procesos biológicos o físico-químicos que los separan del agua, o aloctonos que han sido introducidos al lago por fuentes externas (Ruttner, 1943; Metzler, 1975).

La fuente principal de aporte de sedimentos a los lagos es alóctona vía ríos y litoral, más en los Lagos de Chapultepec una fuente importante fue la producción oribeña (fuente autóctona) debido a la elevada producción de sus aguas.

La composición general de estos depósitos sedimentarios es parcialmente inorgánica y parcialmente orgánica. La fase inorgánica se expresa por su composición textural (tamaño de las partículas) y la orgánica por el análisis del porcentaje de materia orgánica del sedimento.

El análisis textural del Lago Viejo (Gráf. 2) indicó la dominancia (86.6%) de sedimentos finos (46.6% de lodos y 40.0% de limos) los cuales ocuparon la mayor parte del fondo lacustre. Los sedimentos más gruesos, limo arenoso y arena lodosa, se presentaron en igual proporción (13.4%) y fueron de origen alóctono.

El porcentaje de gruesos proviene de desechos del período de remodelación del Lago Viejo donde al construir un puente y la orilla del mismo, se usó (arena o grava y cemento) fue vertida accidentalmente en la zona noroccidental de este.

El Lago Mayor, a pesar de tener una cuenca de concreto, presentó sedimentos finos en un 75% (58.7% de lodos y 16.7% de limos) y el 25% restante estuvo constituido por limo arenoso en un 16.7% y limo arcilloso en un 8.7% (Gráf. 2). Los sedimentos más gruesos se ubicaron en la zona de acuellos y la porción norte, parcialmente separada del resto del lago por una barrera de concreto.

El Lago Menor se caracterizó por un elevado porcentaje de sedimentos finos. El 90% de ellos fueron limos y lodos, el 10% restante (Gráf. 2). La zona de ubicación de los lodos correspondió a la porción occidental del Lago.

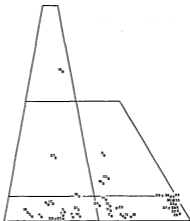
Con respecto a las fuentes de aporte de sedimentos, los dos primeros Lagos, con mejor clasificación textural, se caracterizaron por poseer un aporte sedimentario restringido: el fitoplancton, la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec y arboledas de la periferia. El Lago Viejo, que fue el más mal clasificado, aunó a las fuentes anteriores los sedimentos vía río Hondo. La diversificación en los aportes se reflejó en la textura, y su distribución en cada uno de los cuerpos acuáticos estudiados dependió principalmente de la energía de la corriente del lugar de depósito (mayor en los Lagos Viejo y Mayor por la actividad de remol) así como del tamaño original de las partículas (Pitt, 1949). Los sedimentos autóctonos (fitoplancton) y los provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec y del río Hondo presentaron diámetros menores en comparación con el de las hojas y ramas de árboles y el material de construcción.

En cuanto a la materia orgánica contenida en los sedimentos de los cuerpos acuáticos, su origen es el resultado de la precipitación y deposición de las partículas biogénicas de origen autóctono o alóctono.



S ARENA  
 MS ARENA ARCILLOSA  
 MS ARENA LUDOSA  
 MS ARENA LUDOSA  
 MC ARCILLA ARENOSA  
 MS LIMO ARCILLOSO  
 MZ LIMO ARENOSO  
 C ARCILLA  
 M LIMO  
 Z LIMO

\* LAGO VIEJO  
 \* LAGO MAYOR  
 \* LAGO MENOR



GRAF. 2. TRIANGULO SEDIMENTARIO A NOBO DE SHEPARD DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.

En los lagos la mayor parte de la materia orgánica en el sedimento corresponde a las sustancias húmicas y compuestos poliaéricos aromáticos vegetales y animales parcialmente degradados (Metzel, 1975). El intervalo de materia orgánica en los lagos con fondo lodoso es muy amplio (McCall y Tevesz, 1982) con valores desde casi cero hasta 50% de materia orgánica en peso (Metzel, 1975) y con contenidos de agua entre 20 y 80% (Harqalef, 1983).

La concentración de materia orgánica de los sedimentos del Lago Viejo de Chapultepec fue de 19.20% (+/- 3.02%) en la zona LV-A y de 15.44% (+/- 3.02%) en la zona LV-B. En el Lago Mayor se determinaron concentraciones de materia orgánica en el sedimento de 25.92% (+/- 2.75%). Para el Lago Menor promediaron 31.60% (+/- 2.15%).

La diferencia entre las dos zonas del Lago Viejo se explicó con base en que en la zona LV-A es a donde llegan los afluentes y esta funcionó como un sedimentador primario y estanque de estabilización de materia orgánica. En segundo lugar se conjuntaron una elevada aportación de materia orgánica particulada autóctona y alóctona y la carencia del efecto de mezcla en el primero.

Los materiales ricos en nitrógeno y pobres en lignina (las algas, por ejemplo) decaen más rápidamente que aquellos ricos en lignina como las ramas y hojas de árboles (Melillo *et al.*, 1984). En la zona LV-A el aporte de materiales lignificados incrementó el tiempo de descomposición de la materia orgánica y, consecuentemente, su concentración en el sedimento.

La fracción de material orgánico que permanece en el sedimento está en función de la velocidad de descomposición, la cual depende de la disponibilidad de oxígeno. Un lago muy productivo aporta mucha materia orgánica y limita su descomposición por la baja concentración de oxígeno en el hipolimnion como encontraron en cuatro lagos al oeste de Washington Birch *et al.* (1980). Sin embargo, Melillo *et al.* (1984) encontraron que bajas tensiones de oxígeno no disminuyen, de manera evidente, la tasa de decaimiento de los compuestos más lábiles.

En los Lagos Mayor y Menor la concentración de materia orgánica aumentó con respecto al Lago Viejo debido al elevado aporte biogénico. Los florecimientos de cianofitas, que comúnmente formaron capas sobre la superficie del agua, fueron una de las causas de las concentraciones de materia orgánica en los sedimentos de estos Lagos.

La diferencia entre las concentraciones de materia orgánica asociada a los sedimentos del Lago Mayor y el Lago Menor se atribuyó al elevado aporte de ramas y hojas de árboles en este último; de igual forma que en la zona LV-A del Lago Viejo, la degradación lenta debida a la baja cantidad de oxígeno disuelto disponible en el fondo se conjuntó con la difícil degradación del material lignificado.

En general estos materiales ricos en lignina son frecuentemente ricos también en compuestos que inhiben la descomposición como los polifenoles, y son pobres en compuestos preferidos por los microorganismos como los carbohidratos y las proteínas solubles (Neal *et al.*, 1981 en Melillo *et al.*, 1984).

Un factor adicional que pudo contribuir a la menor concentración de materia orgánica en la zona LNA fue que la adición de nitrógeno y fósforo estimularon la degradación bacteriana de estos compuestos orgánicos (Melillo *et al.*, 1984), más aún si no estuvieron altamente lignificados y se encontraron presentes nutrientes en grandes concentraciones como fue el caso de la zona LNA).

Cabe aclarar aquí que en la técnica de evaluación de la concentración de materia orgánica en los sedimentos, la muestra se tamizó a través de una malla de un milímetro (Jackson, 1964), y se descartó el material grueso que quedó en el tamiz. Este hecho eliminó parte del material aléctico con lo que la concentración de materia orgánica gruesamente particulada en el sedimento fue subestimada.

Los sedimentos finos con 30% o más de materia orgánica entre los cuales se ubicaron los del Lago Menor y, en menor medida, a los del Lago Mayor tuvieron propiedades dominadas por la fracción orgánica y se denominaron sedimentos orgánicos; los que contuvieron menos del 30% como los del Lago Viejo, fueron denominados sedimentos terrígenos, y fueron dominados por la fracción mineral o inorgánica (Foth y Turk, 1979).

La relación entre textura y contenido de materia orgánica citada por Krulder (1982) para el embalse turbio y mesotrófico de Murrus, en una región semiárida de Sudáfrica, no se apreció en los Lagos de Chapultepec ( $r=0.52$  y  $n=15$  para el Lago Viejo;  $r=0.21$  y  $n=12$  para el Lago Mayor;  $r=-0.25$  y  $n=10$  para el Lago Menor). Este hecho ha sido explicado para los lagos Maas y Arbuckle en Oklahoma por Clay y Wilha (1979), debido al alto poder oxidante en la fase acuática que impide que la materia orgánica se acumule en las partes profundas donde se ubican los sedimentos finos. Asimismo es muy probable que se aumaran a este punto los aportes pelágicos inoperados de materia orgánica producto de los procesos de eutrofización reciente (Margalef, 1983) que se magnificaron debido a la soledad y poca extensión de los Lagos de Chapultepec.

En los Lagos de Chapultepec la abundancia relativamente grande de algas cianofitas generó una tasa de sedimentación elevada y un incremento en la proporción coprogénica de los depósitos del fondo al igual que en Florida (Iovino y Bradley, 1969). Al aumentar la tasa de sedimentación de materia orgánica en un cuerpo acuático con las características arriba citadas, se desplaza una fracción importante del metabolismo heterótrofo al sedimento (Vellentine, 1962).

De acuerdo a Wetzel (1975) la distribución espacio temporal del carbono orgánico particulado (del cual un gran porcentaje pasa a formar parte de la materia orgánica de los sedimentos) está correlacionada con la productividad y la distribución de la biomasa fitoplanctónica y bacteriana durante la estratificación; durante los períodos de circulación el carbono orgánico particulado aumenta.

El Lago Menor se encontró en un período equivalente a la estratificación y los Lagos Viejo y Mayor en períodos equivalentes a la circulación. Estos períodos estuvieron regidos por la actividad recreativa (mayor en los Lagos Viejo y Mayor) y a que la mayor parte de esta materia orgánica que entró al sistema por fotosíntesis no se utilizó en la cadena de alimentación de filtradores y detritívoros, lo que se reflejó en la cantidad de materia orgánica en los sedimentos (mayor en el Lago Menor y menor en los Lagos Viejo y Mayor). Brinkhurst (1974) ha encontrado una baja actividad bacteriana y una producción béntica mínima, como se presentaron en el Lago Menor de Chapultepec, asociadas a una gran cantidad de materia orgánica. Esta baja actividad bacteriana pudo estar determinada por las características inhibitorias asociadas al material altamente lignificado, como se mencionó con anterioridad.

Flannery et al. (1982) encontraron que los valores de materia orgánica en los sedimentos de los lagos eutróficos y fuertemente mesotróficos de Florida (con T.S.I. (Índice de Estado Trófico) elevados) que estudiaron, fluctuaron entre 55 y 83% con un contenido de agua entre el 95.25 y 98.21 conformando sedimentos suaves y floculentos. El resto de los lagos, menos productivos que los primeros (con T.S.I. más bajos), presentaron concentraciones entre 4.79 y 39.16% de materia orgánica y de 48.26 a 95.5% de agua.

La variación en las concentraciones de materia orgánica entre este estudio y el de Flannery et al. (1982) se explicaron por la diferencia de métodos de determinación de materia orgánica (Walker-Black en el primer caso y pérdida en combustión a 550°C (L.O.I.) en el segundo) y al aporte de grandes concentraciones de nitrógeno y fósforo a los Lagos de Chapultepec. La pérdida en combustión degrada a dióxido de carbono y agua mayor por ciento de materia orgánica que la oxidación química. Nitrógeno suplementario añadido a materiales naturales frecuentemente estimula la tasa a la cual se descomponen. Cuando el nitrógeno está disponible en exceso de la demanda microbiana, la adición de fósforo inorgánico puede estimular la tasa de decaimiento (Melillo et al., 1984).

La descripción del tipo de sedimentos de los lagos eutróficos y fuertemente mesotróficos que proporcionan dichos autores correspondió al tipo de sedimentos del Lago Menor de Chapultepec, mientras que los de los Lagos Viejo y Mayor correspondieron al tipo de sedimentos asociados a los lagos con menor índice de Estado Trófico.

Los sedimentos lacustres se han clasificado por Cole (1979), Margalef (1983), McCall y Tevesz (1982) y Wetzel (1975) en copropel o gyttja, sapropel y dy o sedimentos distróficos.

Los sedimentos de los Lagos Viejo y Mayor fueron muy parecidos entre sí. Su color fue oscuro, fueron tersos y con mayor consistencia que los del Lago Menor. Algunas zonas de estos dos lagos presentaron características peculiares como el predominio de restos de gasterópodos, crustáceos decápodos o ranas y hojas gruesamente particuladas.

El sedimento del Lago Menor se definió como suave y floculento. Los sedimentos superficiales de los lagos eutróficos y fuertemente mesotróficos muestran mayor porcentaje de materia orgánica y agua. Estos "mucks" floculentos (término traducido como abono, estiércol, fieno, porquería, basura) son de color café verdusco y el material orgánico, más frecuentemente encontrado en forma de pequeños aglutinados o masas (de 0.25 a 1 cm de diámetro), son presumiblemente de origen algal (Flannery, et al., 1982).

El tipo de sedimento de los Lagos Viejo y Mayor fue predominantemente autóctono y denominado gyttja de algas. Se caracterizó por ser propio de aguas eutróficas, suave y acuoso, de pH neutro, con relación C:N menor de 10, de color verde oscuro-grisáceo a negro pero nunca café, coprogenado con remanentes transparentes al microscopio de vegetales (fragmentos finos de plantas, esporas y polen relicto), animales (fragmentos de exoesqueletos de artrópodos y moluscos acuáticos) y de algas (predominantemente cianofitas y frústulas de diatomeas), material mineralógico (granos de cuarzo y mica) y precipitados químicos.

A diferencia del primero, el sedimento del Lago Menor fue predominantemente alóctono y clasificado como dy lacustre, propio de aguas poco fértiles ricas en materiales húmicos, es suave y más acuoso que el gyttja, conforma masas oscuras flocculentas de color amarillo a café, es un hueso con ácidos húmicos con relación C:N mayor a 10, de textura gruesa y compuesto por material vegetal fibroso proveniente de plantas litorales típicas de pantanos o turberas (juncos) o de otras fuentes alóctonas [Cole, 1979; Hansen, 1959; Lundqvist, 1927 (in Margalef, 1983); Nauwmann, 1931 (in Margalef, 1983); Metzel, 1975].

De haberse permitido el crecimiento natural de macrofitas en la periferia de los Lagos de Chapultepec la cantidad de materia orgánica derivada de esta fuente sería muy elevada por el aporte de nutrientes y restos vegetales.

Por lo regular, en los lagos en los cuales hay un predominio de macrofitas enraizadas el fitoplancton se ve pobremente desarrollado; en sistemas pantanosos, consecuentemente, el sedimento generado podría clasificarse como un dy. Este proceso se llevó a cabo en el Lago Menor con el aporte abundante de raasas y hojas [Mutchinson, 1957b] con la creación de un falso fondo o falso sedimento. Este patrón es característico de los lagos pantano (bog lakes) o lagos distróficos en los cuales la elevada sedimentación de materia orgánica particulada da como resultado un sedimento agregado sueltamente y flocculento no compactado, frecuentemente de varios metros de espesor [Metzel, 1975].

Cuando el crecimiento fitoplanctónico domina el sistema, el tipo de sedimento aportado es predominantemente autóctono y se desarrolla sedimento del tipo gyttja. Este segundo proceso se llevó a cabo en los Lagos Viejo y Mayor en donde el aporte alóctono no superó al autóctono con la generación de gyttja.

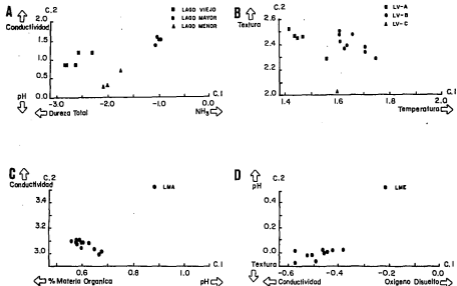
## DINAMICA FISICO-QUIMICA

### Análisis Preliminar de Reconocimiento

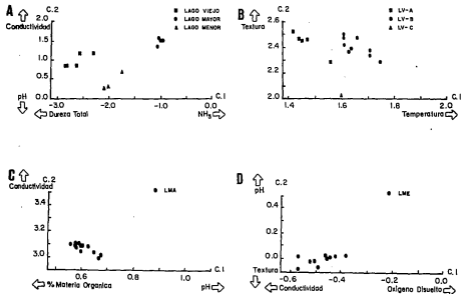
El análisis preliminar de reconocimiento consistió en la agrupación de las doce estaciones de muestreo físico-químico en tres cúmulos (Gráf. 3a). El 75.43% de la varianza total fue explicada por los dos primeros componentes. Cada uno de los cúmulos se identificó con un Lago de Chapultepec, estaciones de la I a la V con el Lago Viejo, de la VI a la IX con el Lago Mayor y de la X a la XII con el Lago Menor. Al dividir el gráfico del ACP en cuatro cuadrantes, numerados del 1 al 4 a partir del extremo superior derecho y en el sentido de giro de las manecillas del reloj, se identificó lo siguiente.

En el cuadrante 1 se ubicaron las estaciones con las concentraciones más elevadas de nutrientes, mayor visibilidad (0.50 +/- 0.08 m), bien oxigenadas (15.53 +/- 0.79 mg/l), con agua suave (45.80 +/- 1.99 mg/l) y conductiva (362.75 +/- 10.03 microhm/cm) del Lago Mayor.

En el cuadrante 3 se localizaron las estaciones del Lago Menor las cuales tienen las características de agua suave (41.27 +/- 4.08 mg/l), con ORO comparativamente menos elevada (0.50 +/- 1.04 mg/l), agua con pH alcalino (9.97 +/- 0.05), con sólidos suspendidos adsorados (86.50 +/- 20.42 mg/l), concentraciones de clorofila a más reducidas que en los otros Lagos (320.67 +/- 17.02 mg/m<sup>3</sup>) y concentraciones apreciables de cloruros (10.60 +/- 1.63 mg/l).



GRAF. 3. A.C.P. DE LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE MEDIA AGUA (A) Y BENTICAS DEL LAGO VIEJO (B), LAGO MAYOR (C) Y LAGO MENOR (D) DE CHAPULTEPEC.



GRAF. 3. A.C.P. DE LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE MEDIA AGUA (A) Y BENTICAS DEL LAGO VIEJO (B), LAGO MAYOR (C) Y LAGO MENOR (D) DE CHAPULTEPEC.



El Lago Viejo se ubicó entre el cuadrante 3 y el 4. Esto se debió al hecho de que en este Lago se distinguieron dos zonas claramente, LV-A y LV-B, que formaron un sistema (LVI). La zona LV-A se ubicó hacia el cuadrante 4 y la LV-B hacia el cuadrante 3. Posteriormente se analiza esta clasificación al detalle.

Las características distintivas del Lago Viejo fueron sus elevadas concentraciones de clorofila a ( $1501.80 \pm 65.55 \text{ mg/m}^3$ ), elevada DBO ( $18.20 \pm 1.77 \text{ mg/l}$ ), su agua moderadamente dura ( $79.64 \pm 0.65 \text{ mg/l}$ ) y conductiva ( $1379.60 \pm 25.55 \text{ micromhos/cm}$ ), sólidos suspendidos moderados ( $189.02 \pm 14.60 \text{ mg/l}$ ), alcalinos ( $177.78 \pm 7.88 \text{ mg/l}$ ) y concentraciones moderadas de nitratos ( $11.30 \pm 0.98 \text{ mg/l}$ ) y fósforo total ( $11.57 \pm 0.17 \text{ mg/l}$ ).

A partir de este análisis preliminar se consideró que cada Lago de Chapultepec funciona independientemente del otro y posee características propias.

En la Tabla 2 se presenta la caracterización físico-química promedio de los tres Lagos de Chapultepec. El Lago Viejo presentó valores elevados de DBO ( $18.20 \pm 1.77 \text{ mg/l}$ ) y DOD ( $127.60 \pm 14.89 \text{ mg/l}$ ) debido a que recibió, además del efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Chapultepec, agua del río Mundo. Este río, antes de verter sus aguas en el Lago Viejo, recibe desechos de origen orgánico a su paso a través de la Ciudad de México. Los valores del Lago Mayor ( $9.80 \pm 1.35$  y  $121.93 \pm 27.15 \text{ mg/l}$  respectivamente) y del Lago Menor ( $8.50 \pm 1.04$  y  $134.20 \pm 4.37 \text{ mg/l}$  respectivamente) difirieron entre sí debido a que los dos Lagos presentaron diferente dinámica de degradación biológica de la materia orgánica.

La alcalinización de los Lagos de Chapultepec fue producto de la actividad biológica, lo que se reflejó en una desviación del pH desde la neutralidad hacia el lado alcalino ( $8.76 \pm 0.14$ ,  $9.20 \pm 0.23$  y  $9.97 \pm 0.05$  para los Lagos Viejo, Mayor y Menor respectivamente). El Lago Viejo presentó los valores más elevados de alcalinidad total ( $177.78 \pm 7.88 \text{ mg/l}$ ) mientras que los Lagos Mayor y Menor se comportaron de manera similar ( $158.25 \pm 4.13$  y  $51.01 \pm 2.25 \text{ mg/l}$  respectivamente); este hecho se asoció a la mayor actividad biológica, producción primaria, en el primer Lago. La presencia de los iones oxhidrilo ( $\text{OH}^-$ ) y carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) (alcalinidad a la fenolftaleína) constituyeron el 19.0, 29.0 y 47.0% de la alcalinidad total correspondientes a los Lagos Viejo, Mayor y Menor. El porcentaje restante lo constituyeron los iones bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ).

El nitrógeno disuelto en sus formas reducidas ( $\text{N-NH}_2$  y  $\text{N-NH}_3$ ) se presentó en menores concentraciones que en su forma oxidada ( $\text{N-NO}_3$ ), debido a la disponibilidad de oxígeno disuelto a eadía agua en los Lagos de Chapultepec. Las concentraciones más elevadas se determinaron en el Lago Mayor y en menores concentraciones en los Lagos Viejo y Menor.

El fósforo presentó el mismo comportamiento que el nitrógeno con respecto a las concentraciones en los Lagos. En cuerpos acuáticos con gran producción primaria los nutrientes disueltos, generalmente se encuentran en bajas concentraciones debido a la gran demanda por parte de los organismos fotosintéticos; la excepción a este hecho fue el Lago Mayor en el cual se registraron elevados valores de nutrientes disueltos.

Los sulfatos se presentaron en concentraciones ligeramente mayores en el Lago Mayor ( $41.70 \pm 1.30 \text{ mg/l}$ ) con respecto a los Lagos Viejo ( $38.26 \pm 0.87 \text{ mg/l}$ ) y Menor ( $38.00 \pm 2.85 \text{ mg/l}$ ). Los cloruros, presumiblemente provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec (Metcalf y Eddy, 1972), fueron más elevados en el Lago Menor ( $10.60 \pm 1.63 \text{ mg/l}$ ), seguido del Lago Viejo ( $8.34 \pm 0.88 \text{ mg/l}$ ) y Lago Mayor ( $7.90 \pm 1.70 \text{ mg/l}$ ).

TABLA 2. CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.

PARAMETRO	LAGO VIEJO		LAGO MAYOR		LAGO MENOR	
	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.
DBO (mg/l)	18.20	1.77	9.80	1.35	8.50	1.04
DBD (mg/l)	127.60	14.89	121.03	27.15	134.20	4.37
ALC. FENOLFT. (mg/l)	14.76	3.71	16.78	2.59	24.17	2.09
ALC. TOTAL (mg/l)	77.78	7.88	58.25	4.13	51.01	2.25
N AMONIACAL (mg/l)	0.81	1.41	1.19	1.48	0.87	1.25
N NITRATOS (mg/l)	1.30	0.98	15.85	1.58	0.44	0.33
N NITRITOS (mg/l)	0.013	0.007	0.255	0.046	0.042	0.028
P ORTOFOSFATOS (mg/l)	0.91	0.17	2.43	0.15	1.04	0.07
P TOTAL (mg/l)	1.57	0.17	2.78	0.10	1.44	0.06
SULFATOS (mg/l)	38.26	0.87	41.70	1.30	38.00	2.83
DUREZA TOTAL (mg/l)	79.64	8.65	45.80	1.99	41.27	4.88
DUREZA CALCIO (mg/l)	48.6	6.85	27.10	2.13	27.85	4.30
DUREZA MAGNESIO (mg/l)	31.08	8.66	18.70	3.41	13.43	1.17
CLORUROS (mg/l)	8.34	0.88	7.90	1.70	10.60	1.63
CONDUCTIVIDAD (microshos/cm)	379.60	25.55	362.75	10.83	295.33	5.73
SOL. SUSPENDIDOS (mg/l)	89.82	14.60	45.70	5.82	86.50	20.42
TEMPERATURA (°C)	15.48	0.71	18.00	0.25	16.07	0.05
pH	8.76	0.14	9.20	0.23	9.97	0.05
O <sub>2</sub> DISUELTO (mg/l)	7.04	0.98	13.55	0.79	12.50	0.90
VISIBILIDAD (m)	0.20	0.02	0.50	0.08	0.23	0.02
CLOROFILA A (mg/m <sup>3</sup> )	501.80	65.55	336.00	28.52	528.67	17.02

Las aguas del Lago Viejo fueron moderadamente duras (79.64 +/- 8.65 mg/l, 61% constituida por calcio y 39% por magnesio) y los Lagos Mayor y Menor fueron suaves (45.80 +/- 1.99 y 41.27 +/- 4.88 mg/l, constituidas por calcio en un 59 y 67% y por magnesio en un 41 y 33%, respectivamente). En forma correspondiente, la conductividad electrica fue mayor en el Lago Viejo con 379.60 +/- 25.55 microshos/ca, posteriormente el Lago Mayor con 362.75 +/- 10.83 microshos/ca y por ultimo el Lago Menor con 295.33 +/- 5.73 microshos/ca.

Los sólidos suspendidos, constituidos por materia orgánica e inorgánica, fueron más abundantes, casi el doble, en el Lago Viejo y Menor con valores de 89.82 +/- 14.60 y 86.50 +/- 20.42 ag/l, con respecto al Lago Mayor con 45.70 +/- 5.82 ag/l. Esto se reflejó en la visibilidad; el Lago Viejo presentó una menor visibilidad con 0.20 +/- 0.02 m, seguido por el Lago Menor con 0.23 +/- 0.02 m y el Lago Mayor con menos sólidos suspendidos y más del doble de la visibilidad con 0.50 +/- 0.08 m.

Los Lagos de Chapultepec presentaron aguas templadas (los valores más bajos registrados fueron de 2.0°C al amanecer en sitios con 0.2 m de profundidad y relativamente aislados del Lago Viejo). El menor frío fue el Lago Viejo con 15.48 +/- 0.71°C, posteriormente el Lago Menor con 16.07 +/- 0.05°C y, por último, el Lago Mayor con 18.00 +/- 0.25°C. La mayor temperatura del Lago Mayor se atribuyó a los procesos de mezcla acentuados por el resaca intenso y su mayor área superficial expuesta a la acción solar.

El proceso de fotosíntesis intenso permitió que las capas superficiales de los Lagos de Chapultepec permanecieran con elevadas concentraciones de oxígeno disuelto. El Lago Viejo presentó las menores concentraciones (7.84 +/- 0.98 ag/l), enseguida el Lago Menor (12.50 +/- 0.90 ag/l) y el mejor oxigenado Lago Mayor por último (13.55 +/- 0.78 ag/l).

Las concentraciones de clorofila *a* más elevadas se registraron en el Lago Viejo (501.80 +/- 65.55 ag/m<sup>3</sup>), enseguida, el Lago Mayor (336.00 +/- 20.52 ag/m<sup>3</sup>) y, al final, el Lago Menor (328.67 +/- 17.02 ag/m<sup>3</sup>).

#### Variación Espacial de los Parámetros Físico-químicos

El análisis de la variación entre las estaciones de muestreo dentro de cada Lago, consideró los parámetros más importantes que regulan la presencia y abundancia de los macroinvertebrados benthicos de acuerdo al criterio de Weber (1973).

Algunos parámetros importantes fueron eliminados a priori con base en las características propias de los tres Lagos. Estos fueron la vegetación acuática ausente, la velocidad de la corriente debido a las dimensiones reducidas de los Lagos y la protección de los árboles a la influencia de los vientos dominantes, y a la profundidad media de un metro, similar en los 3 Lagos.

Los porcentajes de varianza explicada fueron en el Lago Viejo para el componente 1 de 49.02%, para el componente 2 de 25.60% y para el componente 3 de 15.56%, el valor acumulado correspondió al 90.18%.

En este Lago se detectaron tres grupos de estaciones de fondo LV-A, LV-B y LV-C (Gráf. 2b). Las zonas LV-A (estaciones 1 a 5) y LV-B (estaciones 6 a 14) ratificaron la separación delineada en el análisis preliminar de reconocimiento basado en parámetros físico-químicos de media agua (Gráf. 2a). Las características físico-químicas benthicas de las zonas LV-A y LV-B se presentan en la Tabla 3.

La zona LV-A fue la más fría (14.60 +/- 0.00°C), de menor conductividad (238.00 +/- 1.23 micromhos/cm) y con concentraciones de oxígeno disuelto comparativamente bajas (5.94 +/- 0.34 ag/l). En contraparte, las estaciones correspondientes a la zona LV-B presentaron aguas bien oxigenadas (8.67 +/- 0.46 ag/l), de mayor conductividad y temperatura (269.78 +/- 7.07 micromhos/cm y 15.56 +/- 0.23°C respectivamente).

TABLA 4. CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LAS ZONAS LV-A Y LV-B DEL LAGO VIEJO DE CHAPULTEPEC.

PARAMETRO	ZONA LV-A		ZONA LV-B	
	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.
DBO (mg/l)	20.20	0.70	16.87	0.66
DCO (mg/l)	117.50	8.80	134.40	14.27
ALC. FENOLF.T. (mg/l)	10.80	1.30	17.40	2.08
ALC. TOTAL (mg/l)	70.00	3.00	82.97	5.49
N AMONIACAL (mg/l)	0.86	1.49	0.77	1.35
N NITRATOS (mg/l)	2.40	0.60	0.57	0.03
N NITRITOS (mg/l)	0.02	0.007	0.009	0.005
P ORTOFOSFATOS (mg/l)	1.10	0.06	0.79	0.08
P TOTAL (mg/l)	1.75	0.06	1.45	0.08
SULFATOS (mg/l)	38.35	0.65	38.20	0.98
DUREZA TOTAL (mg/l)	70.50	0.40	85.73	5.65
DUREZA CALCIO (mg/l)	46.75	7.35	49.83	6.20
DUREZA MAGNESIO (mg/l)	23.75	7.75	35.97	5.02
CLORURO (mg/l)	7.95	0.65	8.60	0.92
CONDUCTIVIDAD (microhm/cm)	355.00	15.00	396.00	16.51
SOL. SUSPENDIDOS (mg/l)	77.75	1.45	97.87	13.86
TEMPERATURA (°C)	14.80	0.20	15.93	0.54
pH	8.70	0.10	8.80	0.14
O <sub>2</sub> DISUELTO (mg/l)	6.70	0.50	8.60	0.90
VISIBILIDAD (m)	0.19	0.02	0.21	0.00
CLOROFILA A (mg/m <sup>3</sup> )	568.50	51.50	457.33	21.23

La zona LV-A presentó mayor DBO (20.20 +/- 0.70 mg/l) y DCO (117.50 +/- 8.80 mg/l) similar a la zona LV-B (16.87 +/- 0.66 y 134.40 +/- 14.27 mg/l respectivamente) debido a que es en la primera a donde llegan los afluentes y se llevan a cabo los procesos principales de degradación bacteriana.

TABLA 3. CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS BENTICAS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC

PARAMETRO	ZONA LV-A		ZONA LV-B		ZONA LMA		ZONA LME	
	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.	MEDIA	D.S.
TEMPERATURA (°C)	14.60	0.00	15.56	0.23	16.03	0.11	15.87	0.16
CONDUCTIVIDAD (micromhos/cm)	238.00	1.23	269.70	7.07	258.00	1.41	294.90	45.60
pH	8.86	0.08	8.76	0.14	8.93	0.08	9.40	0.06
O <sub>2</sub> DISUELT0 (mg/l)	5.94	0.34	6.63	0.46	13.13	0.29	12.98	1.01
MAT. ORGANICA (%)	19.20	3.82	13.44	3.02	25.92	2.75	31.60	2.15
TEXTURA (phi)	8.40	1.20	7.67	1.49	7.83	1.40	6.60	1.20

La zona LV-C presento sedimentos más gruesos (4.0 phi) y de bajo contenido en materia orgánica (9.0%). Los sedimentos de la zona LV-A y LV-B fueron más finos (8.40 +/- 1.20 y 7.67 +/- 1.49 phi respectivamente) y de mayor contenido en materia orgánica (19.20 +/- 3.82 y 13.44 +/- 3.02% respectivamente).

El lago Mayor conformo una zona única (LMA) al igual que el Lago Menor (LME), como se había observado con la Prueba de Esfericidad de Bartlett (Gráf. 1c y 1d respectivamente). La diferencia de los valores de los parámetros considerados entre las estaciones fue reducida.

En el análisis preliminar de reconocimiento (Gráf. 1a) una estación de la zona LME (est. II) se diferenció levemente de las otras dos (ests. I y III) con base en sus parámetros físico-químicos de agua. En el análisis de la variación espacial en dicha zona (Gráf. 1b) se corroboró esta leve diferencia, ubicándose hacia la derecha la estación bética (est. II) correspondiente a la físico-química de agua mencionada (est. II).

Los porcentajes de varianza explicada para la agrupación de las estaciones del Lago Mayor fueron para el componente 1 de 38.08%, para el componente 2 de 24.21% y para el componente 3 de 20.18%, con una varianza explicada acumulativa del 82.47%.

En el Lago Menor los porcentajes de varianza explicada fueron para el componente 1 de 42.95%, para el componente 2 de 22.22%, y para el componente 3 de 17.66%, con una varianza explicada acumulativa del 82.83%.

Como resultado de este análisis se consideraron 3 zonas para el Lago Viejo, una para el Lago Mayor y una para el Lago Menor, diferentes entre sí y con características propias. La zona LV-C no fue considerada debido a la poca confiabilidad proveniente de estar integrada por una sola réplica.

En la Tabla 4 se presenta la caracterización físico-química de agua de las dos zonas del Lago Viejo, zona LV-A y zona LV-B.

La alcalinidad de la zona LV-A (10.80 +/- 1.30 eq/l a la fenolftaleína y 70.00 +/- 3.00 eq/l total) fue menor a la de la LV-B (17.40 +/- 2.00 eq/l a la fenolftaleína y 92.97 +/- 5.49 eq/l total) pero de pH similar (8.70 +/- 0.10 y 8.80 +/- 0.14 respectivamente). Los nutrientes fueron más elevados en la zona LV-A que en la LV-B.

Los sulfatos fueron prácticamente iguales (38.35 +/- 0.65 y 38.20 +/- 0.98 eq/l para LV-A y LV-B respectivamente); la dureza fue menor para la zona LV-A (70.50 +/- 0.40 eq/l) que para la LV-B (85.73 +/- 5.65 eq/l) con un 66 y 58% respectivamente constituida por el calcio.

Los cloruros fueron ligeramente menores en la zona LV-A (7.95 +/- 0.65 eq/l) que en la LV-B (8.60 +/- 0.92 eq/l). La conductividad fue más elevada, al igual que la dureza, en la zona LV-B (194.00 +/- 14.31 microhmhos/cm) que en la LV-A (155.00 +/- 13.00 microhmhos/cm).

Los sólidos suspendidos se relacionaron directamente con la visibilidad, la zona LV-A con menor concentración de sólidos (77.75 +/- 1.45 eq/l) presentó una visibilidad de 0.19 +/- 0.02cm debido a la formación de capas de algas cianofitas (con 568.50 +/- 51.50 eq/m<sup>3</sup> de clorofila a); la zona LV-B presentó mayor concentración de sólidos suspendidos (97.87 +/- 13.86 eq/l) y ligeramente mayor visibilidad (0.21 +/- 0.00 cm) y los valores de clorofila a menos elevados (457.33 +/- 21.23 eq/m<sup>3</sup>).

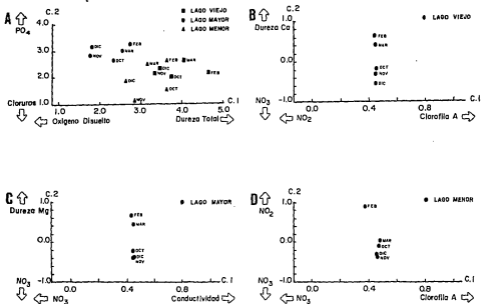
La zona LV-A fue más fría (14.80 +/- 0.20°C) y con menor concentración de oxígeno disuelto (6.70 +/- 0.50 eq/l) comparada con la zona LV-B más caliente (15.93 +/- 0.54°C) y con mayor concentración de oxígeno disuelto (8.69 +/- 0.60 eq/l).

#### Variación Temporal de los Parámetros Físico-químicos

En el Gráfico obtenido del Análisis de Componentes Principales que se llevó a cabo con base en la variación mensual de los parámetros físico-químicos de los Lagos de Chapultepec (Gráf. 4a), se observó que la diferencia inter-lago fue mayor que la diferencia en el tiempo para cada lago (intra-lago). La segregación obtenida correspondió a la diferencia entre cada lago como se comprobó al comparar los parámetros característicos de los componentes principales en el Gráfico 1a con los obtenidos en este último gráfico (Gráf. 4a), que resultaron ser las mismas en su gran mayoría (nitrógeno amoniacal, nitratos, oxígeno disuelto y dureza total en el componente uno y conductividad, cloruros y alcalinidad a la fenolftaleína en el componente dos). El 60.04% de la varianza total fue explicada por los primeros tres componentes.

A partir de este análisis se concluyó que la diferencia entre las características físico-químicas de cada Lago de Chapultepec fue más considerable que la variación producida del tiempo.

Como se vislumbra en el Gráfico 4a, la variación temporal fue reducida. Para verificar la ausencia de ésta en los Lagos de Chapultepec, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales para cada uno de los Lagos, con base en los 21 parámetros físico-químicos. En los Gráficos 4b, 4c y 4d se apreció la homogeneidad en el tiempo de las características físico-químicas de los cuerpos acuáticos.



GRAF. 4. A.C.P. DE LA VARIACION MENSUAL DE LAS CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DE LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC (A), LAGO VIEJO (B), LAGO MAYOR (C) Y LAGO MENOR (D).

El componente uno, en cada uno de los tres Lagos, representó un alto porcentaje de explicación de la varianza, 96.97% para el Lago Viejo, 92.50% para el Lago Mayor y 86.94% para el Lago Menor. Gráficamente se apreció una diferencia sobre el componente dos pero, debido al bajo porcentaje de explicación de la varianza en comparación con el componente uno, fue despreciable como se pudo comprobar mediante el empleo de la Prueba de Esfericidad de Bartlett, en donde no se encontraron diferencias significativas entre los meses de muestreo.

El patrón de variación esbozado en el Gráficos 4b, c y d se basó en un incremento de la dureza en los meses de febrero y marzo (parte positiva del componente 2) en conjunción con un aumento en la concentración de los nitratos en los mismos meses (parte negativa del componente 2).

La varianza total explicada por los dos primeros componentes para el Lago Viejo fue de 99.66%, para el Lago Mayor de 97.65% y para el Lago Menor de 98.95%.

A partir de este análisis se concluyó que la ausencia de variación físico-química temporal en los Lagos de Chapultepec pudo deberse a uno de los siguientes procesos:

- El período de muestreo comprendió la época de secas, por lo que era de esperarse una variación físico-química reducida durante esta.
- Los Lagos de Chapultepec están alimentados artificialmente por el efluente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Chapultepec y, debido a que la eficiencia de una planta de tratamiento es "constante", ésta encubrió las posibles variaciones producto del clima.
- Los sistemas hipertroficados presentan regímenes no balanceados con oscilaciones físico-químicas extremas, lo que disminuyó la importancia de la variación a largo plazo.
- Las características físico-químicas asociadas a la hipertrofia predominaron sobre las determinadas por el clima, geología, etc.

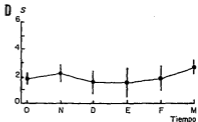
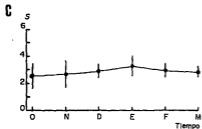
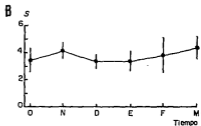
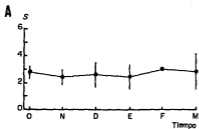
## DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD BENTICA

### Riqueza Específica

La riqueza específica de los Lagos de Chapultepec fluctuó entre tres y ocho especies por Lago (del 30 al 80% del número total de especies); la riqueza global reconocida por zona fue de seis especies para la LV-A, ocho especies para la zona LV-B, nueve especies para la zona LMA y cinco especies para la zona LME.

La fluctuación temporal de la riqueza específica en los lagos de Chapultepec (Gráf. 5) se atribuyó a la inclusión de especies raras y no a la variación físico-química reducida a lo largo del muestreo.





GRAF. 5. VARIACION MENSUAL DE LA RIQUEZA ESPECIFICA EN LAS ZONAS: (A) LV-A, (B) LV-B, (C) LNA Y (D) LME DE CHAPULTEPEC.

El número mayor de especies se registró en el mes de marzo (ocho especies, zona LV-B) y el menor número de especies se cuantificó en los meses de octubre y diciembre (ambos con tres especies, zona LNE). En general, el período comprendido de enero a marzo presentó mayor riqueza específica (4-5 especies, LV-A; 4-8 especies, LV-B; 5-6 especies, LNA; 4 especies, LNE) que durante el período de octubre a diciembre (4 especies, LV-A; 5-6 especies LV-B; 4-5 especies LNA; 3-4 especies, LNE) (Gráf. 10a).

La zona menos rica en especies fue la LNE (con una media de  $1.9 \pm 0.84$  especies), este rasgo fue asociado con la presencia del falso fondo que no permite un desarrollo adecuado de la fauna benthica, por presentar un medio físico inestable. Baste recordar que la especie más abundante en el Lago Menor, *Chaoborus* sp., es un organismo que lleva a cabo migraciones verticales que permanece en el fondo durante el día y en la superficie en la noche (Pennaf, 1970).

Las zonas LV-A y LNA presentaron riquezas específicas medias similares y mayores a la de la LNE ( $2.67 \pm 0.74$  especies y  $2.86 \pm 0.72$  especies respectivamente). La zona LV-B registró los valores más elevados de riqueza específica con  $3.72 \pm 0.90$  especies, lo que se atribuyó a la presencia de un número mayor de nichos ecológicos.

#### Composición Faunística

En los Lagos de Chalultepec se recolectaron un total de 10 especies de organismos macroinvertebrados bentónicos, dos tubificidos, un glosiónido, un anfípodo talitrido, un dironido, cuatro cusanonidos y un culicido (Tabla 5).

#### *Liodorillius bifidus* (Latreille)

Se considera una especie dominante (Gráf. 6) por sus valores elevados de abundancia y frecuencia (17,500 ind., 70.7% (LV-A); 40,069 ind., 67.4% (LV-B); 15,024 ind., 52.0% (LNA); 789 ind., 18.5% (LNE)).

Se usó en todo tipo de fondos, lodo, limo, limo arenoso, arena lodosa y lodo arcilloso con 4 a 24% de materia orgánica.

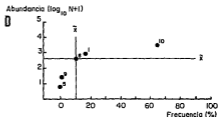
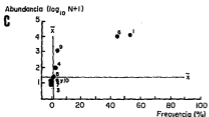
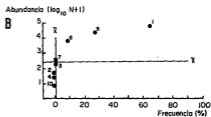
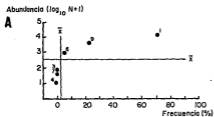
Se considera una especie ubicua y es probablemente dentro de los oligoquetos tubificidos la más abundante en Norte América donde ha sido reconocida en hábitats variantes desde agua arfística a fuertemente contaminada. Es una especie tolerante en extremo y es frecuentemente el organismo más tolerante en áreas que mantienen grados altos de enriquecimiento orgánico. Ampliamente registrado en Estados Unidos y Canadá (Stinson et al., 1982). La relación entre *Liodorillius bifidus* y otros tubificidos es considerado como un índice de contaminación (Parrish, 1975).

#### *Graciliora grandis* (Latreille)

Esta especie se presentó exclusivamente en la zona LV-B y fue considerada un componente raro de la comunidad (Gráf. 6b) por sus valores reducidos de abundancia y frecuencia (29 ind., 0.1%).

Se recolectó en limo y limo arenoso con un contenido de materia orgánica entre 15 y 16%.

Son gusanos grandes y rara vez registrados como abundantes que prosperan en ambientes cálidos en Europa. Se han registrado en la zona de los Grandes Lagos. Frecuentemente se fragmentan. Son cosmopolitas y ampliamente distribuidos en Norte América, generalmente en ríos (Stinson et al., 1982).



GRAF. 6. DIAGRAMAS DE OMSTED Y TUCKEY DE LAS ZONAS (A) LV-1, (B) LV-8, (C) LMA Y (D) LME. 64  
 (1. *L. hoffmeisteri*, 2. *B. sowerbri*, 3. *Helobdella*, 4. *H. ustera*, 5. *P. dispersipinna* ♀  
 6. *Chironomus* sp. 1, 7. *Chironomus* sp. 2, 8. *Dirotendipes*, 9. *Tanytus*, 10. *Chaoborus*).

Helobdella sp. 1

Organismo ausente en el Lago Menor y accidental o raro (Gráf. 6a, b y c) en las demás zonas debido a su baja abundancia y frecuencia [61 ind., 0.3% (LV-A); 193 ind., 0.3% (LV-B); 8 ind., 0.1% (LNA)].

Se encontró sobre fondos lodosos, limosos, lino arenosos y arenas lodosas con contenido orgánico de 9 a 29%.

Comunes en hábitats de poca corriente, charcas (Guigley, 1977). Se alimentan de invertebrados, principalmente caracoles (Eddy y Hodson, 1961).

TABLA 5. MACROINVERTEBRADOS BENTICOS RECOLECTADOS EN LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.

## ANÉLIDOS: OLIGOCHAETA

## TUBIFICIDAE

*Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862  
*Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892

## HIRUDINCA

## GLOSSIPHONIINAE

*Helobdella* sp. E. Blanchard

## CRUSTÁCEOS: AMPHIPODA

## TALITRIDAE

*Hyalella azteca* (Gosse) 1858

## ACARIS

## PICNIDAE

*Cicca bipunctata* sp. Vets 1926\*

## INSECTA: DIPTERA

## CHIRONOMIDAE

## CHIRONOMINAE

*Chironomus* sp. 1 Meigen

*Chironomus* sp. 2 Meigen

*Picrotendipes* sp.

## TANYPIDINAE

*Tanyptus* sp. Meigen

## CULICIDAE

*Limnocalanus* sp. Lichtenstein\*\*

\* Organismo considerado como o neofitoma por Harshbarger (1965) entre otros autores.

\*\* Organismo considerado como planctónico (Harshbarger, 1965) o béntico (Pena, 1978).

Hyalella azteca

Especie accidental o rara en las zonas LV-A y LV-B (Gráf. 6a y b), con reducidos valores de abundancia y frecuencia [9 ind., 0.1% (LV-A); 34 ind., 0.1% (LV-B)]; fue dominante en la zona LNA (Gráf. 6c) por su gran abundancia y elevada frecuencia (104 ind., 0.3%) y estuvo ausente en la zona LNE.

Se encontró en sustratos liosos, lodosos y limo arenosos con 16 a 27% de materia orgánica.

Abundante en vegetación acuática de lagos (Eddy y Hodson, 1961; Parrish, 1975). Común en todo tipo de aguas dulces, ampliamente distribuida. Especie común de aguas claras no contaminadas. Es una de las dos especies que se encuentran a profundidades mayores a un metro. Se encuentra en aguas alcalinas y salobres a pesar de que la mayoría de los anfígenos se restringen a aguas con contenido de carbonatos de bajo a medio (Pennak, 1978).

#### *Pinna Discopriopsis* sp. 2

Este organismo se encontró en las zonas LMA y LME con baja abundancia y frecuencia (18 ind., 0.1% y 4 ind., 0.1% respectivamente) por lo que se consideró accidental o raro (Graf. 5c y d).

Se muestró en fondos de limo, lodo y limo arenoso con materia orgánica entre 25 y 32%.

Organismos abundantes entre las raíces de la vegetación acuática. Característica de charcas temporales (Pennak, 1978).

#### *Chironomus* sp. 1

Las características de gran abundancia y elevada frecuencia (1,050 ind., 5.5% (LV-A); 6,750 ind., 9.9% (LV-B); 12,266 ind., 41.6% (LMA); 442 ind., 10.2% (LME)) permitieron considerar como organismo dominante a *Chironomus* sp. 1 (Graf. 6).

Este organismo abarcó todo tipo de sustratos, lodo, limo, limo arenoso, arena lodosa y lodo arcilloso con contenido de materia orgánica entre 8 y 24%.

Este género es encontrado frecuentemente en todo tipo de aguas, particularmente abundante en el lodo de aguas contaminadas orgánicamente. Algunas especies viven en la vegetación y otras en tubos de lodo (Daigler, 1977).

#### *Chironomus* sp. 2

Este organismo se volvió como accidental o raro en las zonas LV-A y LMA (0-4% y 0-1% c) por sus valores reducidos de abundancia y frecuencia (35 ind., 0.2% y 11 ind., 0.1% respectivamente) y temporal o estacional en la zona LV-B (0-3% c) por su abundancia elevada y baja frecuencia (280 ind., 0.5%).

Se encontró en fondo de lodo, limo y limo arenoso con 9 a 29% de materia orgánica.

#### *Discopriopsis* sp. 1

Este organismo se presentó en la zona LMA exclusivamente y de manera poco abundante y poco frecuente (14 ind., 0.1%) por lo cual se caracterizó como accidental o raro (Graf. 5c).

Habitante de fondo lodoso con 27% de materia orgánica.

#### *Tendipes* sp. 1

Sus valores altos de frecuencia y gran abundancia ubicaron a este organismo como dominante (Graf. 6a, b y c) en las zonas LV-A, LV-B y LMA (4,460 ind., 27.2% y 20,470 ind., 27.6% y 1,190 ind., 3.9% respectivamente) mientras que se comportó como accidental o raro (Graf. 6d) por su baja abundancia y frecuencia en la zona LME (22 ind., 0.5%).

Se localizó sobre todo tipo de sustrato, lodo, limo, limo arenoso, arena lodosa y lodo arcilloso con una amplia variación de materia orgánica (9 a 34%).

Es un organismo encontrado en el fondo de estanques, lagos, corrientes y ríos. No construyen casas pero se les puede encontrar en las de otros quironómidos; son ramoneadores de lodo (Pennak, 1978).

Chaoborus sp. 1

Organismo dominante en la zona LME (Gráf. 4d) con elevados valores de abundancia y frecuencia (3,040 ind., 79.9%) y accidental o raro en las zonas LV-B y LMA (Gráf. 6b y c) por su reducida abundancia y frecuencia (5 ind., (0.1%); 15 ind., (0.1% respectivamente).

Se encontró en fondos lodosos, limpos y liao arenosos con 15 a 34% de materia orgánica.

Es un organismo ampliamente distribuido; habita todo tipo de cuerpos acuáticos lénticos (Pennak, 1978).

## Abundancia

El número promedio de organismos (ind/m<sup>3</sup>) registrados en el presente estudio fue el siguiente:

	Zonas LV-A	LV-B	LMA	LME
Taxon				
Tubificidae	2,267	8,021	2,637	132
Diptera	926	4,581	2,416	587
Otras	12	38	22	1
T o t a l	3,205	12,640	5,075	720

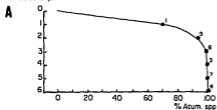
Das especies, Limnodrilus hoffmeisteri y Tubificoides sp. representaron el 93.94% de la abundancia total de la zona LV-A (Gráf. 7a); Limnodrilus hoffmeisteri y Tubificoides sp. sumaron el 90.40% de la abundancia total de la zona LV-B (Gráf. 7b); Limnodrilus hoffmeisteri y Chaoborus sp. 1 sumaron el 95.51% en la LMA (Gráf. 7c); Chaoborus sp. y Limnodrilus hoffmeisteri sumaron el 89.16% de la abundancia total de la zona LME (Gráf. 7d).

Los valores de abundancia mostraron una tendencia creciente para alcanzar sus mayores registros en los meses de febrero y marzo (Gráf. 8). El valor de la abundancia del mes de marzo representó el 33.9%, 29.2%, 21.9% y 24.6% de la abundancia total de las zonas LV-A, LV-B, LMA y LME respectivamente, y se atribuyó a la época de reproducción y crecimiento de algunas especies.

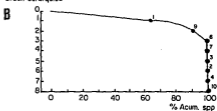
Los valores más bajos de abundancia se observaron en los primeros meses de muestreo (octubre a diciembre) en general (Gráf. 8). El valor de abundancia del mes de octubre para las zonas LV-A, LV-B y LMA representó el 2.9%, 4.2% y 5.4% de las abundancias totales respectivas, y el mes de diciembre para la zona LME con un 10.2%.

Estos valores bajos se asociaron al período de no reproducción de organismos. A partir del mes de diciembre se desencadenó la maduración y reproducción de los tubificidos (Metzel, 1975) y con ella, el aumento en el número de organismos.

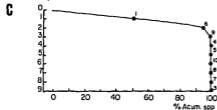
Orden Jerárquico



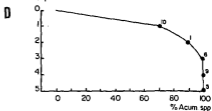
Orden Jerárquico



Orden Jerárquico



Orden Jerárquico



GRAF. 7. CONTRIBUCION DE LA ABUNDANCIA ESPECIFICA SOBRE LA ABUNDANCIA TOTAL EN LAS ZOMAS LV-A (A), LV-B (B), LMA (C) Y LME (D). (Abreviaturas similar al Gráfico 6).

En las zonas LV-A, LV-B y LMA los valores mínimos de abundancia se determinaron en octubre (560, 8,220 y 1,842 ind. respectivamente) y en diciembre para la LME (440 ind.); los máximos se obtuvieron en el mes de marzo con 6,519; 22,123; 7,417 y 1,063 organismos en cada una de las zonas respectivas. Esto último representó que los valores máximos fueran 11.6, 8.9, 4.5 y 2.4 veces mayores, en el mismo orden, que los valores mínimos de abundancia.

Globalmente, la zona LV-B fue la más abundante seguida de las zonas LMA, LV-A y, por último, la LME.

En la zona LV-A, *Ligodrilus hoffmeisteri* constituyó en abundancia el mayor porcentaje en todos los muestreos (44.62 (octubre) a 94.01 (enero) seguido de *Chironomus* sp. 1 (2.0% (marzo) a 27.7% (octubre)) y que alternó con *Isonychia* sp. 1 (0.31 (enero) a 26.4% (marzo)). *Ligodrilus hoffmeisteri* presentó una relación inversa de abundancia con *Chironomus* sp. 1 y *Isonychia* sp. 1; las mayores abundancias en estos dos últimos coincidieron con la menor del primero y viceversa (Gráf. 8a).

Salvo octubre, *Ligodrilus hoffmeisteri* integró el mayor porcentaje de abundancia en todos los muestreos de la zona LV-B (22.1% (octubre) a 81.2% (noviembre)) seguido de *Chironomus* sp. 1 (4.2% (marzo) a 37.5% (octubre)) y *Isonychia* sp. 1 (8.9% (enero) a 39.7% (febrero)). El patrón observado en la zona LV-B fue similar a aquel de la zona LV-A con respecto a la relación entre *Ligodrilus hoffmeisteri* y *Isonychia* sp. 1 (Gráf. 8a).

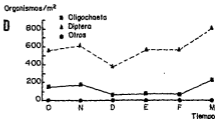
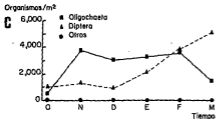
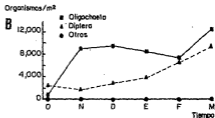
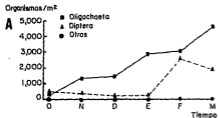
En la zona LMA, *Ligodrilus hoffmeisteri* integró el mayor porcentaje de la abundancia en cuatro de seis meses (de noviembre a febrero) y *Chironomus* sp. 1 los dos restantes (octubre y marzo). Los porcentajes de *Ligodrilus hoffmeisteri* fueron de 22.1% (marzo) a 75.5% (diciembre) y de *Chironomus* sp. 1 21.9% (diciembre) a 75.1% (marzo). *Isonychia* sp. 1 (1.9% (marzo) a 13.5% (octubre)) completó las especies abundantes. La relación de abundancia de los organismos fue la misma que la encontrada para las zonas anteriores (Gráf. 8c).

*Chaoborus* sp. fue la especie más abundante en la zona LME (40.9% (marzo) a 85.9% (enero)) seguido de *Ligodrilus hoffmeisteri* (7.5% (febrero) a 23.0% (noviembre)) y *Chironomus* sp. 1 (6.0% (octubre) a 26.0% (marzo)). Las dos últimas especies no presentaron la relación encontrada para las tres zonas anteriores; sin embargo, presentaron una relación inversa con *Chaoborus* sp. (Gráf. 8d).

Las mayores abundancias en el período de muestreo se atribuyeron a los elevados valores de abundancia que proporciónaron *Ligodrilus hoffmeisteri* en las zonas LV-A ( $r=0.9463$ ) y LV-B ( $r=0.9049$ ), *Ligodrilus hoffmeisteri* ( $r=0.9651$ ) y *Chironomus* sp. 1 ( $r=0.7600$ ) en la zona LMA ( $r=0.9983$ ), y *Chaoborus* sp. ( $r=0.9625$ ) sin contar el mes de marzo en la LME.

Se determinó una relación de abundancia inversa entre tubificidos y dípteros; los demás organismos constituyeron porcentajes reducidos que no modificaron esta relación (Gráf. 11b).





GRAF. 8. VARIACION MENSUAL DE LA ABUNDANCIA DE OLIGOQUETOS, DIPTEROS Y OTROS ORGANISMOS EN LAS ZONAS (A) LV-A, (B) LV-U, (C) LMA Y (D) LME DE CHAPULTEPEC.

## Frecuencia

En la zona LV-A, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Chironomus* sp. 1 y *Isonyus* sp. se presentaron en los seis muestreos, *Helobdella* sp. y *Chironomus* sp. 2 en tres y *Helicella asteca* en uno (Tabla 6).

En la zona LV-B, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Chironomus* sp. 1, *Chironomus* sp. 2 y *Isonyus* sp. se colectaron en los seis muestreos, *Branchiura sowerbyi* y *Helobdella* sp. en cinco y *Helicella asteca* y *Chaoborus* sp. en uno (Tabla 6).

En la zona LMA, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Chironomus* sp. 1 y *Isonyus* sp. se registraron en seis muestreos, *Helicella asteca* en cuatro, *Helobdella* sp., *Eiona dispersistoma* sp., *Chironomus* sp. 2 y *Chaoborus* sp. en dos y *Dicoretendipes* sp. en uno (Tabla 6).

Por último, en la zona LME se presentaron en seis muestreos *Limnodrilus hoffmeisteri* y *Chaoborus* sp., *Chironomus* sp. 1 en cinco, *Isonyus* sp. en cuatro y *Eiona dispersistoma* sp. en uno (Tabla 6).

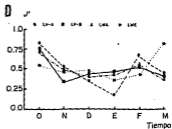
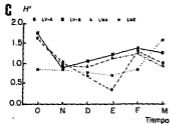
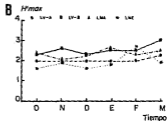
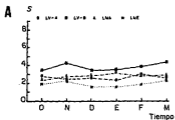
TABLA 6. PRESENCIA DE ORGANISMOS MACROINVERTEBRADOS BÉNTICOS EN LOS LAGOS DE CHIMPULTEPEC

ORGANISMO	LV-A	LV-B	LMA	LME
<i>L. hoffmeisteri</i>	*****	*****	*****	*****
<i>B. sowerbyi</i>	0	*****	0	0
<i>Helobdella</i> sp.	***	*****	**	0
<i>H. asteca</i>	*	*	****	0
<i>E. dispersistoma</i> sp.	0	0	**	*
<i>Chironomus</i> sp. 1	*****	*****	*****	*****
<i>Chironomus</i> sp. 2	***	*****	**	0
<i>Dicoretendipes</i> sp.	0	0	*	0
<i>Isonyus</i> sp.	*****	*****	*****	****
<i>Chaoborus</i> sp.	0	*	**	*****

\* Número de muestreos en los que se recolectó el organismo.

## Diversidad y Equitatividad

La diversidad máxima ( $H'$ max) fluctuó en un intervalo de 1.47 a 2.30 en la zona LV-A, 2.29 y 2.40 en la zona LV-B, de 2.00 a 2.59 en la zona LMA y 1.57 a 2.68 en la zona LME (Graf. 9a). Los valores medios estimados en los muestreos de las zonas LV-A (2.04 +/- 0.12), LMA (2.25 +/- 0.19) y LME (1.97 +/- 0.57) fueron 0.8, 0.9 y 0.8 veces, respectivamente, los de la zona LV-B (2.25 +/- 0.23), los más elevados.



GRAF. 9. VARIACION MENSUAL DE (A) RIQUEZA ESPECIFICA, (B) DIVERSIDAD MAXIMA, (C) DIVERSIDAD Y (D) EQUITATIVIDAD PARA CADA ZONA DE LOS LAGOS DE CHIAPULTEPEC.

La diversidad ( $H'$ ) mostró valores en un intervalo de 0.69 a 1.65 en la zona LV-A, entre 0.87 y 1.74 en la zona LV-B, de 0.94 a 1.63 en la zona LMA y 0.70 a 1.57 en la zona LME (Gráf. 9c). Los valores medios estimados en los muestreos de las zonas LV-A (1.01 +/- 0.41), LMA (1.16 +/- 0.24) y LME (0.92 +/- 0.29) fueron 0.8, 0.9 y 0.8 veces respectivamente los de la zona LV-B (1.24 +/- 0.27). La proporción  $H'$  máxima fue de 2.0, 2.1, 2.0 y 2.1 en las zonas LV-A, LV-B, LMA y LME respectivamente.

La equitatividad ( $J'$ ) fluctuó en un intervalo de 0.16 a 0.82 en la zona LV-A, entre 0.34 y 0.75 en la zona LV-B, de 0.38 a 0.79 en la zona LMA y de 0.35 a 0.77 en la zona LME (Gráf. 9d). Los valores promedio a lo largo del muestreo fueron 0.50 +/- 0.21 para la zona LV-A, 0.49 +/- 0.13 para la zona LV-B, 0.50 +/- 0.15 para la zona LMA y 0.50 +/- 0.14 para la zona LME.

La diversidad ( $H'$ ) mostró una alta correlación con la equitatividad ( $J'$ ) en las diferentes zonas de muestreo: LV-A,  $r=0.9926$ ; LV-B,  $r=0.9406$ ; LMA,  $r=0.9256$ ; y LME,  $r=0.9401$  (Gráf. 9c y d). La correlación entre la diversidad ( $H'$ ) y la riqueza específica ( $S'$ ) fue baja: LV-A,  $r=0.0018$ ; LV-B,  $r=-0.1727$ ; LMA,  $r=-0.0231$ ; LME,  $r=0.3559$  (Gráf. 9e y f).

### Biomasa

La biomasa total, expresada como peso seco libre de ceniza, en la zona LV-A fluctuó entre 0.0672 (octubre) y 1.6749 gr/m<sup>2</sup> (febrero), de 0.3110 (octubre) a 2.9845 gr/m<sup>2</sup> (marzo) en la zona LV-B, entre 0.1464 (octubre) y 1.6100 gr/m<sup>2</sup> (febrero) en la zona LMA y de 0.0497 (diciembre) a 0.1060 gr/m<sup>2</sup> (marzo) para la zona LME.

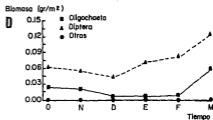
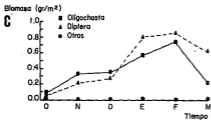
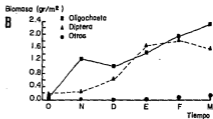
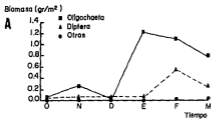
La biomasa media de la zona LV-A fue de 0.7659 gr/m<sup>2</sup> (+/- 0.6156), en la zona LV-B de 2.3064 gr/m<sup>2</sup> (+/- 1.2424), en la zona LMA de 0.8663 gr/m<sup>2</sup> (+/- 0.5601) y en la LME de 0.0950 gr/m<sup>2</sup> (+/- 0.0429).

La tendencia general de la biomasa en los Lagos de Chapultepec fue de incrementarse en la segunda mitad del muestreo (Gráf. 10), de manera similar que la abundancia (Gráf. 8).

La biomasa en los primeros tres meses de muestreo fue de 0.1752 +/- 0.1092 gr/m<sup>2</sup> en la zona LV-A, 1.1777 +/- 0.5683 gr/m<sup>2</sup> en la zona LV-B, 0.4447 +/- 0.2150 gr/m<sup>2</sup> en la zona LMA y en la zona LME de 0.0720 +/- 0.0102 gr/m<sup>2</sup>. En los últimos tres muestreos el promedio de biomasa se calculó en 1.5525 +/- 0.7411 gr/m<sup>2</sup>, 2.6796 +/- 0.3121 gr/m<sup>2</sup>, 1.2080 +/- 0.3152 gr/m<sup>2</sup> y 0.1197 +/- 0.0477 gr/m<sup>2</sup> en las zonas LV-A, LV-B, LMA y LME respectivamente.

En la zona LV-A los tubificidos constituyeron el mayor porcentaje de la biomasa total con un 75.11, seguido de los dípteros con un 23.03 y el 1.81 restante de los otros componentes biológicos (Gráf. 11a). Esta relación se modificó en la zona LV-B en donde los tubificidos constituyeron el 55.55 de la biomasa total, mientras que los dípteros colaboraron con un 42.9% y los demás organismos con un 1.6% (Gráf. 11a).

En la zona LMA se modificó esta relación observada en el Lago Viejo con la dominancia ligera en biomasa de los dípteros (54.9%) sobre los tubificidos (44.1%); el resto de los organismos constituyó el 1.0% restante (Gráf. 11a). En la zona LME la dominancia en la biomasa total por los dípteros fue notoria con un 77.0% en comparación con un 22.9% de los tubificidos y un minúsculo 0.1% de los demás organismos (Gráf. 11a).



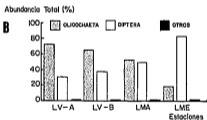
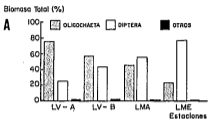
GRAF. 10. VARIACION MENSUAL DE LA BIOMASA (expresada como peso seco libre de cenizas) DE OLIGOQUETOS, DIPTEROS Y OTROS ORGANISMOS EN LAS ZONAS LV-A (A), LV-B (B), LMA (C) Y LNE (D) DE LOS LACOS DE CHAPULTEPEC.

Este comportamiento, en porcentajes, fue muy similar al observado para la abundancia (Gráf. 11b).

Por taxa, la biomasa promedio de los tubificidos fue de  $0.5754 \pm 0.4803 \text{ gr/m}^2$ ,  $1.3233 \pm 0.4924 \text{ gr/m}^2$ ,  $0.3817 \pm 0.2168 \text{ gr/m}^2$  y  $0.0220 \pm 0.0188 \text{ gr/m}^2$  en las zonas LV-A, LV-B, LNA y LNE respectivamente; la de los dípteros se calculó en  $0.1804 \pm 0.1817 \text{ gr/m}^2$ ,  $1.0247 \pm 0.4825 \text{ gr/m}^2$ ,  $0.4754 \pm 0.3053 \text{ gr/m}^2$  y  $0.0738 \pm 0.0260 \text{ gr/m}^2$  para las mismas zonas; finalmente, el resto de los organismos aportó una biomasa media de  $0.0101 \pm 0.0139 \text{ gr/m}^2$  para la zona LV-A, de  $0.0325 \pm 0.0486 \text{ gr/m}^2$  para la zona LV-B, de  $0.0090 \pm 0.0049 \text{ gr/m}^2$  para la zona LNA y de  $0.0001 \pm 0.0001 \text{ gr/m}^2$  para la zona LNE.

En los Lagos de Chapultepec se registraron elevados coeficientes de correlación entre la abundancia total de organismos y la biomasa respectiva; para la zona LV-A,  $r=0.8331$  (tubificidos,  $r=0.7638$ ; dípteros,  $r=0.9632$ ); para la zona LV-B,  $r=0.8735$  (tubificidos,  $r=0.8337$ ; dípteros,  $r=0.7683$ ); para la zona LNA,  $r=0.8320$  (tubificidos,  $r=0.7935$ ; dípteros,  $r=0.7619$ ); y, por último, en la zona LNE,  $r=0.9004$  (tubificidos,  $r=0.9067$ ; dípteros,  $r=0.8841$ ).

Las características de abundancia, riqueza específica (S), diversidad ( $H'$ ) y biomasa promedio, permitieron ratificar las zonas delimitadas físico-químicamente en los Lagos de Chapultepec. De mayores a menores valores de los parámetros anteriormente mencionados se ubicaron la zona LV-B, la zona LNA, la zona LV-A y, por último, la zona LNE.



GRAF. 11 CONTRIBUCION PORCENTUAL DE OLIGOCHAETOS, DIPTEROS Y OTROS ORGANISMOS A LA BIOMASA TOTAL (A), EXPRESADA COMO PESO SECO LIBRE DE CENIZAS, Y A LA ABUNDANCIA TOTAL (B) EN LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC.

## DISCUSION

Los Lagos de Chapultepec se caracterizaron por ser cuerpos acuáticos eutróficos tanto por sus características físico-químicas como biológicas.

### DINAMICA FISICO-QUIMICA

La caracterización físico-química de los Lagos de Chapultepec fue similar (por sus concentraciones de fósforo, nitrógeno, clorofila *a* y transparencia expresada como profundidad de disco de Secchi) a la de diversos lagos eutróficos como el Devils, Dakota del Norte (Merrill *et al.*, 1980); Hjalstaviken, Suecia (Wallsten, 1980); Mendota, Wisconsin (Brock, 1985); Lac du Morillon, Francia (Barroin, 1980); varios lagos y embalses de la India (Sreenivasan, 1980); Waahi, Nueva Zelanda (Chapman, 1980) entre otros.

Los Lagos de Chapultepec, a diferencia de otros lagos, reciben el efluente proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec y, por lo mismo, presentan una fluctuación en concentración y composición físico-química y biológica. Esto varía de acuerdo a la hora del día, el día de la semana y el mes del año (Metcalf y Eddy, 1972). Debido a lo anterior, la composición iónica de los Lagos fue aproximada (Graf. 12a, b, c y d). Del balance iónico se desprende una deficiencia en aniones, que fue atribuida a la subvaloración de los cloruros ( $\text{Cl}^-$ ), misma que se modificó en los diagramas a todo de Naucha (1932 in Margalef, 1983).

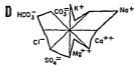
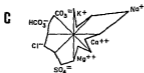
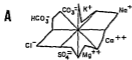
La composición iónica principal estuvo dada por la presencia de los cationes sodio ( $\text{Na}^+$ ), calcio ( $\text{Ca}^{++}$ ) y en menor medida por el magnesio ( $\text{Mg}^{++}$ ), ya que la presencia del potasio ( $\text{K}^+$ ) fue, en todos los casos, reducida. Entre los aniones, los más abundantes fueron el cloro ( $\text{Cl}^-$ ) y los bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), seguidos de los sulfatos ( $\text{SO}_4^{--}$ ) sobre todo en las zonas LMA y LNE; los carbonatos ( $\text{CO}_3^{--}$ ) estuvieron prácticamente ausentes. Esta composición fue similar a la registrada como típica del efluente de las plantas de tratamiento secundario por Metcalf y Eddy (1972).

Los iones dominantes, sodio y cloro en los Lagos de Chapultepec, fueron atribuidos a la contaminación orgánica (eliminación de cloruro de sodio como parte de los desechos de los organismos, ya sean de origen humano o animal) como lo afirman Cole (1979), Hutchinson (1957b) y Metcalf y Eddy (1972).

La baja concentración de carbonatos (Hutchinson, 1957b) se asoció a que el pH promedio en los lagos de Chapultepec no fue muy alcalino, por lo que la forma de carbono predominante fue el bicarbonato, hecho común en los lagos (Cole, 1979). Los valores de pH superiores a nueve unidades que se registraron no permitieron la formación apreciable de carbonatos, hecho constatado por la presencia de calcio y magnesio en solución y la ausencia de precipitados de carbonato cálcico y de magnesio en las orillas o en el sedimento de los Lagos. De lo anterior se desprende que la elevación del pH fue efecto directo de la elevada actividad fotosintética que redujo la concentración de dióxido de carbono libre de las capas superficiales (Kuentzel, 1949). La abundancia de calcio, magnesio y sulfatos fue asociado a que en este tipo de aguas la adición de suavizadores durante el tratamiento es común (Metcalf y Eddy, 1972).

La combinación iónica típica de las aguas continentales de bicarbonato sódico, fue desplazada a un segundo plano por la adición de aguas tratadas con una combinación iónica dominante de cloruro de sodio.





GRAF. 12. DIAGRAMAS AL HODO DE MANCHA DE LA COMPOSICION QUIMICA RELATIVA DE LAS ZONAS (A) LV-A, (B) LV-B, (C) LMA Y (D) LME DE CHAPOLTEPEC, EXPRESADA EN MILIEQUIVALENTES, DE LOS PRINCIPALES IONES.

Cuando se vierten desechos domésticos tratados o sin tratar, así como nutrientes de fuentes puntuales o dispersas, el cuerpo acuático receptor desarrolla un crecimiento desmedido de su producción primaria debido a la presencia de estos elementos fertilizantes, principalmente nitrógeno y fósforo. Este proceso denominado eutroficación conlleva una serie de modificaciones en el sistema acuático. De lo anterior se desprende que la dinámica de los nutrientes (nitrógeno y fósforo), clorofila *a* (producción primaria) y oxígeno son los parámetros que más influyen en los cuerpos acuáticos eutroficados.

De acuerdo a Brock (1985) el proceso de eutroficación, ejemplificado en el lago Mendota, siguió una secuencia de eventos que guió al cambio total de la química lacustre. En los Lagos de Chapultepec se pudieron apreciar dentro de los pasos de la secuencia descrita, los siguientes:

- a) Como resultado del enriquecimiento en nutrientes debidos al proceso de eutroficación, se generaron incrementos marcados en la producción fitoplanctónica.
- b) Parte del carbono orgánico producido por el fitoplancton se sedimentó en el fondo de los lagos, donde se llevaron a cabo procesos de descomposición.
- c) La descomposición dió como resultado una disminución de oxígeno disuelto en las capas bénticas, lo cual quitó a la anaerobiosis. Estas capas anaerobias bénticas fueron de espesor reducido en los Lagos de Chapultepec debido a la poca profundidad, y fue verificado por la presencia de organismos característicos de ambientes con bajas concentraciones de oxígeno disuelto (tubificidos y dípteros).
- d) Presumiblemente la anaerobiosis dió como resultado el desarrollo de nuevos procesos bioquímicos como la reducción de sulfatos y la metanogénesis (al momento, no existe evidencia de formación de  $H_2S$  o  $CH_4$ , a pesar de la presencia de sulfatos en solución), y la modificación de los estados redox del hierro y manganeso.
- e) Estas modificaciones del estado de oxidación del hierro y manganeso, transfirieron el fósforo a la columna de agua, con lo cual se aceleró el proceso de eutroficación. En este punto, en los Lagos de Chapultepec, no contó la reticulación del fósforo solamente, sino asimismo la adición continuada del mismo vía el afluente.

Desde hacía varios años, cuando se construyó la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec en 1956 (Villalobos *et al.*, 1982), la problemática de la eutroficación de las aguas de los Lagos de Chapultepec se agudizó. Fue precisamente que si bien se redujeron los aportes de materia orgánica, se incrementaron ostensiblemente los de nitrógeno y fósforo. El material orgánico introducido a los lagos (20-100 mg de materia orgánica/l) es pequeño comparado con el material orgánico que puede ser biosintetizado a partir de constituyentes fertilizantes, ya que de 3 a 8 mg/l de fósforo pueden producir de 300 a 800 mg de materia orgánica/l (Stum y Morgan, 1970). Como una consecuencia de estos aportes inmederados de nutrientes, las concentraciones de fósforo total fueron extremadamente elevadas en el Lago Viejo (1.57 +/- 0.17 mg/l), Lago Mayor (2.78 +/- 0.10 mg/l) y en el Lago Menor (1.44 +/- 0.06 mg/l). Estas fueron similares a las registradas por Ryding (1982) en el lago fuertemente eutroficado de Trehörlingen, en Suecia (1.7 mg/l).

Como resultado de este aporte de nutrientes los Lagos de Chapultepec se encontraron en estado de hipertrofia, a juzgar por sus características de: soledad y circulación limitada, falta de estratificación con resuspensión periódica de sedimentos, regiones de nutrientes y oxígeno no balanceadas (oscilaciones extremas) y productividad muy alta tomando como parámetro las concentraciones de clorofila a cercanas y/o mayores a 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Barica, 1980; Leentvaar, 1980). Sin embargo, Leentvaar (1980) menciona como característica propia de la hipertrofia la no subsaturación de oxígeno durante la noche, lo cual no ocurrió en los Lagos de Chapultepec en los cuales se sospechó la existencia de períodos de hipoxia o anoxia nocturna en las capas cercanas al sedimento, como fue sugerido por la presencia de especies benthicas tolerantes a bajas concentraciones de oxígeno disuelto.

El término hipertrofia ha ocasionado una polémica fuerte debido a que unos autores (Gakstatter *et al.*, 1975; *in* Randall *et al.*, 1980; Milbrink, 1980) no reconocen esta denominación. Considerada dicha clasificación, los Lagos de Chapultepec quedaron definidos como lagos eutróficos por sus características de clorofila a (mayor de 10 microgramos/l), fósforo total superficial (mayor a 20 microgramos/l) y transparencia medida como profundidad de disco de Secchi (menor a 2.0 m). Sin embargo, otros autores como Carlson (1977) apoyan tal clasificación, y catalogan a los cuerpos acuáticos mediante el índice del estado trófico (TSI), que considera los mismos parámetros que Gakstatter *et al.* (1975; *in* Randall *et al.*, 1980); la escala va de 0 (prácticamente oligotrófico) a 100 (hipertrofico) en donde los Lagos de Chapultepec fluctuaron entre 90 y 100 unidades por presentar valores mayores a lo establecido para concentración de clorofila a superficial (427-1181  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), fósforo superficial (384-758  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) y transparencia de disco de Secchi (0.042-0.12 m).

Las elevadas concentraciones de clorofila a en los Lagos de Chapultepec (hasta de 894  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) no superaron las registradas por Uhlmann (1975) de más de 2,000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; concentraciones de clorofila a integradas en la columna mayores a 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  son comunes durante los florecimientos algales, especialmente de cianofíceas (Margalef, 1983). En el Lago Viejo de Chapultepec las cianofíceas *Microcystis aeruginosa*, *Ônabacca* cf. *elabii* y *Oscillatoria* cf. *rubescens* fueron las especies dominantes seguidas en mucho menor proporción por clorofíceas (principalmente *Spondylium*). Esta proporción se incrementó en los Lagos Mayor y Menor sin dejar de ser dominante la especie *Microcystis aeruginosa* (Vilaclara i Fatjó, com. pers.). La presencia de la cianofíceas dominante reafirmó la categoría de eutrófico para los Lagos de Chapultepec (Hawson, 1980).

A lo largo del período de muestreo en los Lagos de Chapultepec, fueron frecuentes concentraciones de oxígeno superiores al 100% de saturación, con diferencias de los valores superficie-fondo del orden de 1.0  $\text{mg}/\text{l}$  y ocasionalmente intervalos más amplios, hasta de 2.2  $\text{mg}/\text{l}$  (Alcocer, datos inéditos). Este hecho no garantizó un suministro de oxígeno a las capas del fondo durante la noche, lo cual pudo guiar a hipoxias nocturnas.

La relación N/P en los Lagos de Chapultepec fue determinada en 1.87:1 (zona LV-A) 0.93:1 (zona LV-B), 6.22:1 (zona LMA) y 0.94:1 (zona LNE) lo que indicó un déficit relativo (Mason, 1984) al nitrógeno debido a la sobrealimentación con fósforo atribuible a las descargas de la planta de tratamiento de aguas residuales de Chapultepec. Lo anterior indicó que el elemento limitante de la productividad primaria en los Lagos de Chapultepec fue el nitrógeno.

La concentración de nitrógeno amoniacal en el afluente de los Lagos de Chapultepec fue de  $4.99 \pm 3.25$   $\mu\text{g/l}$ , lo que representó una suma elevada, ya que valores entre 5.0 y 10.0  $\mu\text{g/l}$  son característicos del fondo anarrobio de lagos eutróficos (Lind, 1979). La concentración de amoniaco en los Lagos fue de 0.84  $\pm 1.49$   $\mu\text{g/l}$  (zona LV-A), 0.77  $\pm 1.35$   $\mu\text{g/l}$  (zona LV-B), 1.19  $\pm 1.48$   $\mu\text{g/l}$  (zona LNA) y 0.87  $\pm 1.25$   $\mu\text{g/l}$  (zona LNE), valores que posiblemente no fueran un reflejo de las condiciones del fondo, sino que el amoniaco fue introducido alóctonamente. Se ha registrado que *Microcystis aeruginosa*, la especie dominante, prefiere la utilización de amoniaco y puede adaptarse a concentraciones cambiantes de este compuesto, ya que no utiliza los nitratos (Kappers, 1980), sin embargo debe tomarse en cuenta que a pH alcalinos (caso de los Lagos de Chapultepec en las horas de muestreo) el amoniaco resulta tóxico (Ellis, 1957; Patrick, 1977). Aunado a lo anterior, cuando se presentan altas concentraciones de fósforo, hay una reducción de los nitratos e amoniaco (Banoub, 1980).

En los Lagos de Chapultepec la producción fitoplanctónica (medida por la concentración de clorofila a) se encontró en valores muy elevados, a pesar de que fluctuó ampliamente (zona LV-A, 568.5  $\pm 51.5$   $\mu\text{g/m}^3$ ; zona LV-B, 457.3  $\pm 21.3$   $\mu\text{g/m}^3$ ; zona LNA, 336.0  $\mu\text{g/m}^3$   $\pm 25.5$  y zona LNE, 328.7  $\pm 17.0$   $\mu\text{g/m}^3$ ). Esta elevada producción fue posible a pesar del déficit del nitrógeno debido a los bajos requerimientos de las cianofíceas por este nutriente (Ebenboog y Hur, 1980) en comparación con los de las clorofíceas que fueron desplazadas a segundo término.

La producción primaria en los Lagos de Chapultepec pudo estar limitada por una amplia variedad de factores, como se pudo deducir de la baja correlación entre el nitrógeno total y la concentración de clorofila a (Silgren, 1980). Aunque es difícil hablar de limitaciones en la producción de los Lagos de Chapultepec, por cuanto que la misma fue, sin lugar a dudas, superior a la máxima eficiente valorada por Margalef (1983) como 400  $\mu\text{g/m}^3$  para la columna de agua, se podrían mencionar como posibles factores limitantes el nitrógeno por presentar una relación N/P < 16 (Valentine, 1978), la energía luminosa debido a una elevada turbiedad (Ebenboog y Hur, 1980), el dióxido de carbono disuelto por el pH > 8 (Kuentzel, 1969) y la hipoxia por limitar la fijación de nitrógeno y dióxido de carbono (Coulombe, 1980; Schindler et al., 1980).

#### DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD BÉNTICA

El análisis de las características de la macrofauna béntica de los Lagos de Chapultepec indicó que:

- La riqueza específica fue baja y característica de sistemas acuáticos eutrificados.
- La composición de la macrofauna béntica fue característica de ambientes eutróficos profundos (carencia de luz, vegetación acuática ausente, textura sedimentaria fina, baja disponibilidad de oxígeno, etc.).
- Los organismos dominantes de la macrofauna béntica (anélidos tubificidos e insectos dípteros) fueron característicos de sistemas acuáticos eutrificados.
- La abundancia y la biomasa de la macrofauna béntica estuvieron dentro del intervalo registrado para los cuerpos acuáticos eutróficos.

e) La diversidad de la comunidad béntica fluctuó en un intervalo propio de lagos fuerte a medianamente contaminados, y mostró una correlación alta con la equitatividad.

La riqueza específica siempre se tiene en los lagos eutróficos con sedimentos muy ricos en materia orgánica (Marshall, 1983) y conforme aumenta el estado trófico de un lago (de oligotrofia-eutrofia) se observa un incremento numérico o en biomasa acompañado con una disminución en la riqueza específica (Barica, 1982).

Las posibilidades de diversificación de nichos ecológicos en los Lagos de Chapultepec han sido reducidas debido al estrés a que está sometida la comunidad béntica (Branco, 1984) proveniente del aporte inasiderado de nutrientes, factor que provocó la homogeneidad del sustrato y la falta de vegetación acuática macrofítica que es característica de las zonas laterales. Existe una correlación positiva entre la riqueza específica y la diversidad de sustrato, como fue demostrado por Harman (1972) para moluscos acuáticos. La ausencia de vegetación fue un factor determinante en la menor cantidad de especies que se registraron en los Lagos de Chapultepec. El Ijkekmeer, Holanda (Beattie, 1982) y el lago Esrom, Dinamarca (Jónasson, 1969), son un ejemplo de la importancia que la vegetación macrofítica tiene sobre la riqueza específica, donde en el primero poblaciones de dípteros (entre los principales *Chironomus fluviatilis*) asociadas a ésta fueron las más abundantes de todo el lago.

Cuando se lleva a cabo la eliminación de las macrofitas acuáticas, se instala una fauna béntica limitada a quironómidos y tubificidos (Jónasson, 1969; Mason, 1984) similar a la de los Lagos de Chapultepec. En apoyo a este punto, se observó que en el canal de salida (efluente) del Lago Viejo en donde parte de la vegetación terrestre se aloja dentro del agua, se colectaron una serie de organismos que no se encontraron en el Lago, como el gasterópodo *Physa* y los hirudíneos *Megacodella macrostoma* y *Percygasteropsis caballeroi* entre otros (Alcocer, obs. pers.).

El sustrato es otro de los factores más importantes que controlan el tipo y la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados encontrados en un lugar dado de un cuerpo acuático. La fauna que proviene de sitios similares en sustrato (contenido de materia orgánica, textura, cobertura vegetal y detritos) provee datos válidos para poder establecer comparaciones de comunidades bénticas (Weber, 1973). A través de diversos estudios se ha podido apreciar que existe una relación entre la textura y el contenido de materia orgánica y la distribución y abundancia de especies de organismos asociados como son los oligoquetos (Flem, 1962a, b y Wetzel, 1975).

La macrofauna béntica de los Lagos de Chapultepec a pesar de su soledad, fue similar a la de la zona profunda de los lagos con características similares a las descritas por Welch (1952) para sedimentos finos homogéneos, ricos en materia orgánica y falta de vegetación acuática, así como las descritas para otros lagos de características eutróficas (Barnes y Mann, 1980; Cowell y Vodopich, 1981; Cowell et al., 1987; Harper, 1986; Macan, 1974; Mason, 1984; McCall y Ivesz, 1982; Moss, 1980; Sapkarov, 1975, 1980; Prat, 1974; Welch, 1952; y Willoughby, 1976 entre otros). Este hecho se atribuyó al efecto que tiene el enriquecimiento en nutrientes sobre la diversidad específica. Esto es, una disminución en la diversidad de hábitats por homogeneidad del sustrato asociado a la ausencia de vegetación acuática sumergida, principalmente si el sustrato hipolimnético de un lago hipertrófico adquiere una carga orgánica eutroficcional, en el cual son eliminados esencialmente todos los insectos y solamente algunos oligoquetos pueden sobrevivir (Wetzel, 1975).

Cuerpos acuáticos de diferentes tipos y situados en diferentes zonas geográficas presentan las mismas especies como fue demostrado para oligoquetos por Glepukhina (1984) debido a que todo el complejo de condiciones resultantes de la contaminación son el factor ambiental dominante y la acción de otros factores (geográficos, herencia geológica, etc.) es débil.

Un fenómeno de este estilo se delineó en los Lagos de Chapultepec y principalmente en el Lago Menor en el cual se apreció una fauna béntica reducida en especies y número. Este proceso de homogenización del sustrato producto de la introducción de nutrientes es claramente descrito por Jónasson (1969). En forma breve puede describirse como un incremento en el sustrato de nutrientes al espilación de un lago, el cual causa un incremento en la biomasa y la producción fitoplanctónica; por lo tanto, la transparencia decrece y la luz subsuperficial se atenúa. Las macrofitas tienden a desplazarse a las zonas más someras para compensar este decremento de energía lumínica. La precipitación de algas al fondo se incrementa al igual que el grosor del lodo, mientras que el fondo se vuelve un área lódosa uniforme. Como no existe un sustrato firme la fauna no tiene la oportunidad de asociarse a la vegetación sumergida y horada el sustrato. Este conjunto de modificaciones provocan el cambio de un ambiente rico a uno pobre en oxígeno, así como en los factores químicos, en los aspectos tróficos (comida y hábitos alimenticios) de la fauna béntica y en general de la comunidad lacustre. Tales cambios causan la desaparición de muchos grupos y la aparición de nuevos.

A mediados de siglo, el Lago Viejo de Chapultepec mostraba ya evidencia de un desplazamiento de la flora macrofítica sumergida por la emergente litoral o libre flotadora como se puede apreciar en la lista florística de Rodríguez (1944). Con posterioridad, debido a la remodelación del Lago Viejo se eliminó totalmente la flora macrofítica por lo cual el crecimiento fitoplanctónico suplió toda producción primaria en el Lago. Conforme continuó el proceso de eutrofización ya visualizado con antelación (Gómez, 1935-36), se generó una uniformidad en el sustrato con la desaparición de una gran variedad de microhábitats y de especies. En el caso de los Lagos Mayor y Menor de Chapultepec, desde su creación el abastecimiento de agua rica en nutrientes favoreció el desarrollo desmedido del fitoplancton y, con ello, la uniformidad en el sustrato y la implantación de una fauna similar a la béntica profunda.

Otro factor importante que determina la diversidad de hábitats y que influye sobre la riqueza específica béntica es el tamaño del cuerpo acuático. Se ha observado que, bajo las mismas condiciones, a mayores dimensiones (área superficial) del cuerpo acuático, mayor es la riqueza específica (Brown, 1981) como fue observado al comparar al lago Baldwin, Illinois, con otros lagos similares de mayores dimensiones (Parkin y Stahl, 1981), lo que constituyó otro factor explicativo de las diferencias de diversidad específica de los Lagos de Chapultepec, de dimensiones reducidas, con otros lagos eutróficos mayores. Esta baja diversidad específica en lagos eutróficos someros lleva consigo una gran cantidad (decenas de miles) de tubificidos y quironómidos (Barnes y Mann, 1980; Margalef, 1983).

Estos factores redundaron en la disminución del número de especies que, en el caso de los Lagos de Chapultepec, fue de diez (ocho en el Lago Viejo, nueve en el Lago Mayor y cinco en el Lago Menor), comparable con el bentos profundo del lago Esros en Dinamarca constituido por 5 especies (Noss, 1980) o el lago di Meruzzo en Italia con 11 especies (Cole, 1979), pero menor que en el lago Thonotosassa en Florida (Cowell y Vodopich, 1981; Cowell *et al.*, 1987) con 27 especies.

Como conclusión, los efectos de la eutroficación (eliminación de vegetación, homogeneidad de sustrato, etc.) en la fauna béntica pueden ser descritos como un cambio en el cual la fauna litoral pasa a ser más parecida a la fauna profunda (en composición y abundancia).

La variación de los valores de la riqueza específica a lo largo del ciclo de muestreo (octubre a marzo) se asoció a la inclusión de especies raras, poco abundantes y poco frecuentes, más que a la fluctuación de los factores físico-químicos (que como se mencionó con anterioridad, fue reducida) (Grás, 57). La abundancia de estas especies raras fue insuficiente para considerar que sus fluctuaciones numéricas fueran estacionales, como encontraron Parkin y Stahl (1981) en el lago Baldwin, Illinois, para algunas especies bénticas.

Los organismos dominantes constitutivos de la macrofauna béntica profunda de los lagos eutróficos son los oligoquetos tubificidos, los quironómidos y los bivalvos. Esta fauna, que caracteriza regiones profundas de los lagos, está constituida por especies litorales y sublitorales que tienen la capacidad de tolerar las condiciones de "estancamiento" de la región profunda por períodos de tiempo considerables (Margalef, 1981; Welch, 1952).

Junto con los oligoquetos, los dípteros (Chironomidae y Chaoboridae), comparten las características de adaptación a fondos lacustres y han sido reconocidos como componentes faunísticos dominantes de los fondos de lagos eutróficos (Margalef, 1981) como lo indican los resultados observados en el lago Alderfen Broad en Inglaterra (Mason, 1984), el lago Douglas en Michigan (Welch, 1952), el lago Doiran (Dorian) en la frontera de Yugoslavia y Grecia (Sapharev, 1975 y 1980), en el lago Exom en Dinamarca (Barnes y Mann, 1980; Jónasson, 1978 in McCall y Tevesz; Macan, 1974; Moss, 1980; Willoughby, 1976), en los lagos escoceses de Lowes, Balgavies y Forfar (Harper, 1986), para un sinnúmero de embalses españoles por ejemplo, el Torre del Aguila (Prat, 1976), en el lago Thonotosassa en Florida (Cowell y Vodopich, 1981), en el lago Vortsjarv en Estonia, U.R.S.S. (Tiw, 1973 in McCall y Tevesz, 1982) y en este estudio en los Lagos de Chapultepec.

La presencia de Limnodrilus hoffmeisteri como organismo dominante de la macrofauna béntica de los Lagos de Chapultepec caracterizó el estado trófico de los mismos. Este es habitante típico de los lagos eutróficos (Lang, 1984; Milbrink, 1980) debido a su preferencia por lagos con elevadas concentraciones de ortofosfatos, fósforo total y amoníaco, con un aporte elevado de fitoplancton y en sustratos limosos. Esta especie se ve en condiciones desfavorables en aguas someras aisladas con vegetación macrofítica densa, alta transparencia, conductividad baja y en sustratos turbosos con poco limo (Verdonschot, 1984).

Limnodrilus hoffmeisteri tiene una correlación positiva con el status trófico de los lagos, como registraron Martínez-Rosell y Prat (1984) en su estudio de los reservorios españoles, y con el grado de contaminación orgánica (Brinkhurst, 1969 in Milbrink, 1980; Lang, 1984). Adicionalmente, el gran número de dípteros, en especial quironómidos (Chironomus sp.) y de Chaoborus sp., confirmó el estado eutrófico de los Lagos como lo mencionan Cowell y Vodopich (1981), Cowell et al. (1987), Milbrink (1980), Parkin y Stahl (1981), Rasmussen (1984), Sweet (1982) y Sokolova e Izvekova (1986) entre otros.

La abundancia total de organismos bénticos para otros lagos fue similar a la que se determinó en los lagos de Chapultepec (Apéndice I). Por taxa, las abundancias registradas para los oligoquetos pueden variar desde cientos hasta varios millones por metro cuadrado (Palmer, 1968 in McCall y Tevesz, 1982). Las densidades de tubificidos registradas en los lagos de Chapultepec se encontraron en el intervalo normal establecido para lagos eutróficos (Apéndice 2), y por debajo de aquellos lagos con aportes inmoderados de materia orgánica, lo cual no fue el caso de los lagos de Chapultepec (880 entre 7 y 20 mg/l).

Los dípteros comparten las zonas bénticas con los oligoquetos y pueden ser igualmente abundantes; constituyen un gran porcentaje de la fauna béntica de los cuerpos acuáticos contaminados (Roback, 1974). De igual manera que para los tubificidos, la abundancia de los dípteros se encontró en lo esperado para lagos eutróficos sin contaminación orgánica (Apéndice I).

Los demás organismos que se registraron en los lagos de Chapultepec fueron pertenecientes a los taxa Hirudínea, Amphípoda y Acarí (Hydracarina). Su contribución numérica fue muy baja, similar a lo que sucede en los ambientes bénticos profundos (Apéndice 4) (Jónasson, 1969; Moss, 1980). La abundancia de la fauna béntica no dominante de los lagos de Chapultepec se determinó similar o menor a los registros establecidos para lagos eutróficos. Este tipo de organismos y muchos otros más (Ghannoptera, Odonata, Trichoptera, Mollusca, Isópoda, Coleoptera, Heteroptera, Lepidoptera, Decapoda, etc.) se presentan en mayor abundancia en las zonas litorales ricas en vegetación macrofítica (Andrikovics, 1975).

Bajo la denominación de eutrófico se engloban diferentes cuerpos acuáticos que comparten características físico-químicas y biológicas "similares" en un intervalo preestablecido. Este sistema de clasificación, al igual que otros, propicia que existan diferencias entre los lagos ubicados dentro de la misma categoría.

Las características de la zona LV-A indicaron que se podría considerar similar a los lagos Great Grebe, Dinamarca (eutrífico); Mendota, Wisconsin (eutrífico); y Velence, Hungría (eutrífico). La zona LV-B a los lagos Amberes, Bélgica (eutríficos con aportes de aguas tratadas); Esrom, Dinamarca (eutrífico); Third Sister, Michigan; Torre del Águila, España (eutrífico); y Wood, Canadá (húmico). La zona LRA fue similar a los lagos Fox Creek, Canadá (húmico); Portey, Canadá (húmico); y Thonotosassa, Florida (hipertrofico). La zona LNE se asemejó numéricamente a los lagos Borrevan, Noruega (eutrífico); Folly, Canadá (húmico); Michigan E.U.A.; y Siacoe, Canadá.

Conforme los lagos se tornan eutróficos, ocurren modificaciones en la composición porcentual entre los dos grupos bénticos animales dominantes de la zona profunda de los lagos, los Charonómidae y los oligoquetos, producto de un reemplazo de una especie por otra. Esta modificación es una reducción en el porcentaje de los quironómidos y los demás grupos frente a un incremento en los oligoquetos (Wetzel, 1975). Para el caso de los lagos de Chapultepec, las proporciones fueron de la siguiente manera:



Zona	Chironomidae (%)	Oligochaeta (%)	Otros (%)
LV-A	28.9	70.7	0.4
LV-B	36.2	63.4	0.4
LMA	47.7	52.0	0.3
LME*	36.9	62.8	0.3

\* No se incluye a Chaoborus sp. (Culicidae)

La proporción faunística Chironomidae/Oligochaeta/Otros resultante en los Lagos de Chapultepec fue característica de lagos eutróficos como el lago Washington, E.U.A. (43/52/6), el lago Erie (27/60/13), E.U.A.-Canadá, la Bahía de Glenora en el lago Ontario, Canadá (42.3/29.4/28.3) (modificado de Wetzel, 1975) y el lago subtropical Thonotosassa, Florida, 56.1/37.1/6.8 (Cowell y Vedopich, 1981). En el caso de la Bahía de Glenora, la proporción quironómidos/oligoquetos varía debido a la abundancia de los "otros" organismos dentro de los cuales se contó a Chaoborus, como en el lago Thonotosassa, Florida, en el que Chaoborus punctipennis constituyó el 33% de la fauna béntica profunda (Cowell y Vedopich, 1981); de manera similar, en la zona LME la fauna béntica dominante la constituyó Chaoborus sp.

Al interpretar esta relación entre quironómidos y oligoquetos, hay que tomar ciertas precauciones debido a que los porcentajes se pueden sesgar por factores como ligeros concentraciones de insecticidas que favorecen a los oligoquetos (Aston, 1973 in Slepukhina, 1984), o la presencia de metales pesados que favorecen a los insectos (Brinkhurst, 1966; Ligerovskova, 1970 ambos in Slepukhina, 1984).

El género Chironomus, así como diversas especies de Liodrilus, Liodrilus o Tubifex y Chaoborus, son organismos frecuentemente registrados en el fondo de lagos eutróficos con bajas concentraciones de oxígeno disuelto o temporalmente anaeróbicos (Brinkhurst y Cook, 1974; Cole, 1979; Jónasson, 1969; Macan, 1974; Mason, 1984; Moss, 1980; Roback, 1974; Sagtarov, 1975; Thienemann, 1918 in Ruttner, 1963; Thienemann, 1956; Vallentyne, 1978; Wetzel, 1975; Willoughby, 1976). Inclusive, la presencia casi exclusiva de Liodrilus hoffmeisteri en grandes densidades conformando la fauna béntica de un lago, es indicadora de contaminación (Brinkhurst, 1966 in Cole, 1979) y el desarrollo masivo de algunas especies de oligoquetos es evidencia indudable de grandes cantidades de materia orgánica fácilmente oxidable (Slepukhina, 1984).

La abundancia de los tubificidos y los quironómidos (Graf. 5 y 7) pudo verse favorecida por las siguientes razones:

- El estrés ambiental inducido por la eutrofización y
- La disminución de depredadores por parte de la misma

El estrés ejercido por la introducción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en altas concentraciones y sus efectos directos e indirectos, ha sido sobrellevado de manera evidente por ambos grupos de organismos (Margalef, 1983) mediante adaptaciones fisiológicas (por ejemplo la presencia de hemoglobina) y etológicas (como movimientos respiratorios para forzar la circulación del agua). El estrés ambiental reduce la estructura de la comunidad a un número menor de especies tolerantes a un amplio intervalo de condiciones, que se pueden reproducir rápidamente (aumento numérico) cuando las condiciones son favorables (Barnes y Mann, 1980; Branco, 1984), lo que desplaza a otros organismos.

Otro tipo de estrés ambiental al que posiblemente estuvieron sujetos los organismos bénticos de los Lagos de Chapultepec, fue el de soterramiento debido a la resuspensión de sedimentos superficiales que se llevó a cabo por las actividades de rebo. Este soterramiento puede afectar a los organismos bénticos fijos, disminuir la concentración de oxígeno, además del efecto de fricción de los sólidos sobre los organismos (Branco, 1984; Brinkhurst y Cook, 1974). Algunos organismos no se ven afectados por la deposición de sedimento ya que son perforadores continuos como los oligoquetos *Tubifex* y *Limnodrilus*, lo cual los favorece ante otros organismos.

Ambos tipos de estrés conducen a una disminución en el oxígeno disuelto, o aún a su ausencia, en la interfase sedimento-agua donde habitan los organismos bénticos. Estos organismos, quironómidos y tubificidos son tolerantes a bajas concentraciones de oxígeno, incluso a anaerobiosis temporal (Darnes y Mann, 1980; Jónasson, 1969). En experimentos, donde cargas elevadas de materia orgánica fueron liberadas en un cuerpo acuático, se observó la desaparición de la macrofauna béntica. Mediante el tratamiento de este vertido con sistemas de aeración se apreció, tiempo después de la implantación, la aparición de oligoquetos y *Chironomus* con pocas especies y bajas densidades, situación que evolucionó a baja riqueza específica y elevadas densidades. Con el paso del tiempo, el cuerpo acuático se recuperó e incrementó la diversidad específica (Smet, 1987).

Este proceso de evolución se llevó a cabo en los Lagos de Chapultepec ya que la materia orgánica de origen fitoplanctónico y/o alóctono, favoreció una situación de baja riqueza específica y abundancia moderada debida principalmente a una disminución en oxígeno disuelto.

Los procesos de aeración que se reconocieron en los Lagos de Chapultepec fueron la vía natural de acción eólica (en todas las zonas) y la acción producida por el rebo y el funcionamiento de las fuentes (salvo en la zona ENE). Tal vez, durante las horas de la noche o en la interfase sedimento-agua el oxígeno disuelto fuera reducido o nulo debido a los procesos de degradación de materia orgánica. La concentración de oxígeno disuelto más baja registrada cerca del fondo fue de 2.0 mg/l durante el amanecer, pero es general no menor a 4.0 mg/l. Debido a la dificultad de medir el oxígeno disuelto en la interfase sedimento-agua, fue imposible descartar la existencia de una capa anóxica en esa zona.

Quironómidos, tubificidos y colélicos están bien adaptados fisiológicamente para tener éxito en este tipo de lagos eutróficos. Las larvas de quironómidos son verdaderamente acuáticas y poseen respiración cutánea o mediante las branquias ventrales del penúltimo segmento abdominal (Pennak, 1978). Las larvas de *Chironomus* poseen hemoglobina en la sangre lo que les permite funcionar eficientemente a bajas niveles de oxígeno disuelto y recobrarlos más rápidamente de condiciones de bajas concentraciones de este gas (Jónasson, 1969; Margalef, 1983; Roback, 1974). Los tubificidos también poseen un tipo de hemoglobina (eritrofluorina) en la sangre, presentan respiración cutánea y algunos, como *Braconia sperdyi*, exhiben branquias ventrales y dorsales en cada uno de los segmentos posteriores (Jónasson, 1969; Pennak, 1978; Milloughby, 1976). De acuerdo a Chapman y Brinkhurst (1984) *Limnodrilus hoffmeisteri* tolera hasta veintitrés días en anoxia, mientras que *Braconia sperdyi*, solamente seis días. *Chaoborus* no posee órganos respiratorios especializados, el intercambio gaseoso lo lleva a cabo a través de la superficie corporal y sobrelleva la falta de oxígeno mediante migraciones verticales (Pennak, 1978).

*Limnodynastes hoffmeisteri*, es un organismo euriónico debido a los amplios intervalos de tolerancia que presenta a diversos factores físico-químicos, además del oxígeno disuelto y la DBO, como lo encontraron Pascor-Gluzman y Diamantman (1984) y Verdonschot (1984).

Las diferencias observadas en la densidad y biomasa de los quironómidos entre los diferentes lagos estuvieron asociadas directamente, a la disponibilidad de alimento (producción primaria (Brinkhurst, 1974; Cowell y Vodopich, 1981; Hilsenhoff, 1966 en Beattie, 1982; Jonasson, 1964, 1965 en Jonasson, 1967; Rasmussen, 1984)), al oxígeno disuelto (Saet, 1982) y, posiblemente, a la temperatura (Cowell y Vodopich, 1981; Hilsenhoff, 1966 en Beattie, 1982), mismos factores que actúan sobre los turbidómetros (Brinkhurst, 1974; Margalef, 1983).

Como Cowell y Vodopich (1981) mencionan para el lago Thonotosassa, en Florida, estos factores reguladores de la variación estacional de la macrofauna benthica en los lagos templados no son un elemento limitante, comúnmente, en los lagos eutróficos subtropicales. Como posiblemente sucedió en los Lagos de Chapultepec, la tolerancia a las fluctuaciones físico-químicas, la calidad de la comida y las interacciones bióticas fueron los factores predominantes en estas variaciones.

En cuanto a depredación se refiere, los principales depredadores de los quironómidos en los Lagos de Chapultepec pudieron ser otros dípteros como *Linytus* sp. (McLall y Ivesz, 1982; Roback, 1974; Kuttner, 1963), hirudíneos como *Helobdella* sp. (McLall y Ivesz, 1982), decápodos como *Cambarillus montezumae* (McLall y Ivesz, 1982), los hemipteros *Notonecta* sp. y *Eugenia* sp. (Hall et al., 1970; Pennak, 1978), anfibios como *Ambystoma mexicanum*, los peces *Chirocentrus Jordan* y *Hirardinichthys longipinnis*, que, a pesar de tener otros hábitos alimenticios los consumieron en bajo porcentaje como se pudo comprobar al analizar el contenido estomacal de los peces en el Área de estudio (Alcocer, obs. pers.) y las aves como lo menciona Wetzel (1975). *Chirocentrus* sp. es depredado por peces principalmente (Bass y Sweet, 1984; Hendrix y McMichael, 1987; Pennak, 1978).

En el caso de los oligoquetos en los Lagos de Chapultepec, sus principales depredadores pudieron ser los dípteros como *Linytus* sp. (McLall y Ivesz, 1982; Pennak, 1978; Roback, 1974; Kuttner, 1963), *Chironomus* sp. en las épocas invernales (Moss, 1980; Wetzel, 1975; Willoughby, 1976) ya que el resto del año consume pequeños crustáceos, rotíferos y algas (Brown, 1971), y posiblemente *Chironomus* sp. como ha sido registrado para *Chironomus anthracinus* que depreda sobre *Poljaenobryus hageni* (Loden, 1974; Wetzel, 1975) a pesar de que sus hábitos alimenticios comunes son detritófagos o filtradores, hirudíneos como *Helobdella* sp. (McLall y Ivesz, 1982), decápodos como *Cambarillus montezumae* (McLall y Ivesz, 1982), posiblemente los hemipteros *Notonecta* sp. y *Eugenia* sp. (Pennak, 1978) y anfibios como *Ambystoma mexicanum*, ya que los peces que habitan las aguas de Chapultepec, *Chirocentrus Jordan* y *Hirardinichthys longipinnis*, son de hábitos preferencialmente zooplánctofagos, ictiófagos o ficolofagos (Alvarez, 1970).

En los tres casos, los depredadores se captaron hecha para *Linytus* sp. en caso de que no sea una de las especies del género de hábitos alimenticios detritívoros como *Linytus sticticus*, se encontraron tal vez en bajo número (como los hirudíneos) o, al parecer no los consumieron preferencialmente como lo indicaron los contenidos estomacales de los peces. Falta verificar esta suposición, analizando el contenido estomacal de decápodos, ambistómidos y aves.

Los oligoquetos pueden dominar la fauna bentica lacustre y desplazar a los quironómidos. Este hecho es debido a que las concentraciones de oxígeno disuelto son frecuentemente menores a las requeridas para recargar la hemoglobina de los quironómidos, por lo que una supervivencia larga de estos no es factible (Rasseussen, 1984). El bajo metabolismo, la baja tasa de respiración y el diferente metabolismo del azufre favorece a los oligoquetos sobre los quironómidos en bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Jonasson, 1984). Este mismo fenómeno pudo haber acontecido en el Lago Viejo con Lemnodrilus hoffmeisteri y Tanytus sp. y, en menor grado, en el Lago Mayor con Lemnodrilus hoffmeisteri y Chironomus sp.

La dominancia de Tanytus sp. en el Lago Viejo y su bajo número o ausencia en los otros dos Lagos, resulta de difícil explicación. Tanytus habita sedimentos suaves de aguas corrientes o lénticas en regiones de clima templado o cálido. Bass (1986a, b) reportó a Tanytus neopunctipennis sobre sedimentos constituidos de debris de hojas. A pesar de ello, Parkin y Stahl (1981) explicaron la presencia de grandes densidades de Tanytus en el lago Baldwin y otros lagos, con base en la naturaleza gruesa y pobre en materia orgánica del sedimento; sin embargo esta observación no fue concluyente.

La temperatura fue un factor importante en el establecimiento de Tanytus stellatus en el lago Baldwin, Illinois, cuya abundancia fue clara en las estaciones cercanas al afluente caliente de la planta termoeléctrica debido a las características terofílicas de Tanytus y en general de la subfamilia Tanyptodinae (Stahl, 1986). La larva no se desarrolla por debajo de los 13°C (Schiozawa y Barnes, 1977 in Stahl, 1986), por lo que su éxito de propagación es reducido en bajas temperaturas.

Aunado a los factores anteriores la menor presión de depredación y un mejor suplemento de alimento pueden propiciar altas densidades de Tanytus stellatus (Stahl, 1986), sin embargo, el oxígeno parece ser un factor importante en el establecimiento de Tanytus kraatzii y Tanytus punctipennis en el sistema de estanques interconectados de Heberes, Bélgica, (Saet, 1982).

De los diferentes parámetros enunciados, el tipo de sedimento no parece haber jugado un papel decisivo en el establecimiento de Tanytus sp. en el Lago Viejo, ya que las diferencias texturales y de materia orgánica entre los Lagos no fueron tan marcadas. Asimismo, la temperatura fue similar y elevada en los tres Lagos, por lo que posiblemente, la combinación de depredación reducida y un suplemento adecuado de alimento y oxígeno fueron la explicación más probable.

Con respecto a las densidades de Chaoborus sp. en el Lago Menor se plantearon varias posibilidades a partir de comparaciones con otros lagos. En el lago Brooker la disminución en los crustáceos zooplanctónicos tuvo que ver con la declinación de la población de Chaoborus. Cuando disminuye la población zooplanctónica producto de una reducción fitoplanctónica o debida a la depredación del zooplankton por otros organismos se observa una disminución en la abundancia de Chaoborus. Si se analiza la producción primaria, expresada como concentración de clorofila *a*, en los Lagos de Chapultepec se aprecia que el Lago Menor (con dominancia de Chaoborus sp.) fue el menos productivo de los tres, pero no muy por debajo del Lago Mayor (aproximadamente un 21 menor que la del Lago Mayor) lo que difícilmente explicaría la abundancia de Chaoborus sp.

Por otro lado, la abundancia relativa de peces (Chirostoma jordani y Girardinichthys viviparus, ambos zooplanktonívoros facultativos) en los Lagos de Chapultepec fue más alta en el Lago Menor (4.7 org/m<sup>3</sup>), parecida al Lago Mayor (4.1 org/m<sup>3</sup>) y cuatro veces superior a la del Lago Viejo (1.2 org/m<sup>3</sup>), por lo que no explicó las diferencias de abundancias de Chaoborus sp. en los Lagos de Chapultepec (Alcocer, datos inéditos).

Si se considera a *Chaoborus* como parte integral del zooplankton (primeros estadios larvarios o en la noche), la depredación sería mayor en el caso del Lago Menor (con mayor número de peces), hecho que tampoco coincidió con la abundancia de *Chaoborus* sp. en el Lago Menor. Esto sería factible a menos que el *Chaoborus* de los Lagos Viejo y Mayor fuera *Chaoborus americanus*, y el del Lago Menor de otra especie. Los hábitos de *Chaoborus americanus*, de residencia en la columna de agua durante el día y no en el fondo, lo harían especialmente susceptible a la depredación por parte de los peces. Este hecho explicaría su escasa presencia en los Lagos Viejo y Mayor ya que el comportamiento diurno no es compartido por otras especies de *Chaoborus* de actividad nocturna en la columna acuática (von Ende, 1979 in Wendell y McNeil, 1987).

La dominancia de *Chaoborus* sp. en el Lago Menor se atribuye a que este organismo encontró en el sedimento flocculento (no presente en los otros dos Lagos) un refugio contra depredadores y coesitadores (quironómidos y oligoquetos) debido a su tolerancia a ambientes anóxicos prolongados lo que desplazó a los oligoquetos y quironómidos. Este falso fondo de sedimento flocculado seguramente presentó condiciones de anoxia y problemas de establecimiento para organismos excavadores como los oligoquetos y los quironómidos de movilidad restringida.

De acuerdo a Jonasson (1969) el decremento en el consumo de oxígeno de *Chaoborus* es excesivo con valores del 15 al 20% en saturación de oxígeno, esto es, a la concentración más alta de oxígeno del agua del lago Erön. Decrementos posteriores no lo afectaron debido a que la especie es capaz de mantener su respiración a este bajo nivel. Esta debe ser la explicación ecológica de su existencia, debido a lo cual migra entre el fondo, donde permanece durante el día, y las capas acuáticas pelágicas, donde pasa las horas de la noche. Este régimen desfavorable de oxígeno conjunto con la falta de sedimento adecuado son causa de que los oligoquetos se encuentren en bajo número o estén ausentes a pesar del aporte de materia orgánica (Slepukhina, 1984).

El aumento de oxígeno disuelto disponible en la interfase agua-sedimento y en las zonas más profundas de los lagos favorece el reemplazo de las larvas de *Chaoborus* por oligoquetos, larvas de quironómidos y otras larvas de insectos, todos ellos organismos detritívoros que utilizan los ricos depósitos de materia orgánica. Este fenómeno fue confirmado en diversos lagos con poblaciones dominantes de *Chaoborus* que estuvieron sujetos a tratamientos de aereación artificial (Pastorok et al., 1980 in Cowell et al., 1987) así como en el lago Brooker en Florida (Cowell et al., 1987). Esta disminución en las poblaciones de *Chaoborus* estuvo asociada a la destrucción del refugio anóxico por aereación y a la exposición de las larvas a una intensa depredación por parte de los peces. Por lo tanto, la predominancia de *Chaoborus* sp. fue indicativa de una falta de oxígeno en la interfase sedimento-agua en el Lago Menor de Chapultepec.

En general, la presencia de un falso fondo provocado por una gran cantidad de materia orgánica alóctona (comúnmente hojas muertas) produjo un sedimento no consolidado que redujo las posibilidades de desarrollo de la macrofauna benthica, lo que disminuyó el número de oligoquetos y quironómidos como aconteció en el lago Hjalstaviken en Suecia (Wallsten, 1980).

La distribución de los organismos respecto a la profundidad está correlacionada, y sus máximas de abundancia varían con el taxa de que se trate. La abundancia de Chironomidae y Chaoboridae se incrementa con la profundidad como se observó en el reservorio Par, Carolina del Sur, en donde los quironómidos se ubicaron preferencialmente entre 1.0 y 3.0 m y *Chaoborus punctipennis* en aguas más profundas (Thorp y Biggs, 1982).

Los quironómidos muestran un pico de abundancia general en los lagos entre 1.0 y 3.0 m disminuyendo a mayores y menores profundidades; mientras que Chaborus encuentra su máximo a mayores profundidades, como lo encontró Odland (1964) en Thorp y Diggins, 1982) para el lago Borrevan en Noruega. El hecho de encontrar profundidades medias de un metro en los tres Lagos de Chapultepec, no dió una ventaja a Chaborus sp. para su establecimiento, en relación a la profundidad, ante los otros quironómidos, por lo cual el oxígeno disuelto junto con la naturaleza del sustrato, más que la profundidad fueron posiblemente el factor explicativo de la predominancia de Chaborus sp. en el Lago Menor, de Tanytus sp. en el Lago Viejo y de Chironomus sp. en el Lago Mayor.

Con base en la tolerancia de los organismos a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, Heber (1973) los clasifica como tolerantes (asociados a contaminación orgánica severa y capaces de sobrevivir a situaciones de anaerobiosis) a Limnocalanus macrurus, Hyalella, Chironomus grupos atenuatus, cigaricus y quinosus y Helobdella stagnalis; como facultativos (frecuentemente asociados a niveles moderados de contaminación orgánica) a Tanytus y Hyalella arctica; y como intolerantes (muy sensibles a reducciones en oxígeno disuelto) a Hydracarina; así mismo, como facultativo o intolerante a Chaborus quactipennis y tolerante hasta intolerante a Dicrotendipes. Como se puede observar en estas tolerancias, los organismos dominantes de la fauna béntica de los Lagos de Chapultepec fueron resistentes a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en su mayoría.

Con respecto a la biomasa béntica total de los macroinvertebrados en lagos de diferentes estados tróficos, Odland (1975) cita valores de 1,000 a 2,500 g peso húmedo/m<sup>2</sup>, mientras que Deevy (1941) en Barnes y Mann, 1986) da cifras menores correspondientes a 100 a 200 g peso húmedo/m<sup>2</sup> en lagos someros y de 20 g peso húmedo/m<sup>2</sup> en los profundos. Cole (1979), considera una biomasa béntica de 4.0 g peso seco/m<sup>2</sup> como inusualmente alta, sin embargo Margalef (1983) cita una variación de biomasa animal en lagos eutróficos entre 1.0 y 8.0 g peso seco/m<sup>2</sup>. Valores comparativos con el área de estudio (Apéndice 5) indicaron que los valores observados pueden ser considerados en la media de otros ambientes similares.

Los aportes de grandes cantidades de materia orgánica vertidos a la Bahía de Toronto, Lago Ontario, Canadá, generan elevadas densidades de tubificidos, principalmente Tubifex tubifex, Limnocalanus macrurus y Poliscolus multisetosus (Brinkhurst y Jamieson, 1971; Ladle, 1971; Johnson y Brinkhurst, 1971; Birtwell y Arthur, 1986); todos ellos citados en McCall y Fevess, 1982). Por ello, las biomásas determinadas por Brinkhurst y Cook (1974) comparadas con la de los Lagos de Chapultepec (Apéndice 5) resultaron elevadas.

Valores de biomasa de quironómidos, similares a la de los Lagos de Chapultepec (Apéndice 7), se apreciaron en el lago IJelemeer, Holanda, por Peattie (1982) y fueron interpretados como una correlación a la inestabilidad del sustrato atribuida al oleaje.

Los demás organismos, salvo dípteros y tubificidos, constituyeron una biomasa muy reducida en los Lagos de Chapultepec (Apéndice 8). Este rasgo es común de los lagos con fuertes aportes de nutrientes los cuales generan un sedimento uniforme con características de fauna béntica profunda, por lo que las comparaciones de este tipo de organismos deben de realizarse hacia la zona sublitoral y/o profunda de los lagos; tal es el caso de los hirudíneos del lago Borrevan, Noruega, donde fluctúan entre casi cero en la sublitoral para desaparecer en la profunda (Odland, 1964) en Metzler, 1975).

La biomasa de los organismos béticos en general aumenta conforme aumenta el grado trófico. Es decir, bajo las mismas características, un cuerpo acuático eutrófico exhibirá una mayor productividad animal que uno oligotrófico ya que se presenta una relación entre el alimento (producción primaria) y la producción de materia orgánica de los animales béticos (Barnes y Mann, 1980; Jonassen, 1964, 1965 y Jonassen, 1969; Ruttner, 1963; Metzel, 1975).

Los valores de biomasa de los Lagos de Chapultepec debieron ser mayores de acuerdo a las relaciones observadas por Aubin y Leblanc (1986) quienes encontraron que la biomasa está correlacionada directamente con la temperatura e inversamente al volumen del lago, relación asociada al cociente perímetro/volumen. Quizá las diferencias entre los cuerpos de agua templados con respecto a los tropicales sea que la abundancia y biomasa de los quironómidos béticos disminuye notablemente con la falta de vegetación sumergida y la exposición al oleaje.

La abundancia y la biomasa de los organismos macroinvertebrados béticos de los Lagos de Chapultepec siguieron una tendencia creciente a lo largo del muestreo, octubre a marzo, (Gráfs. 8 y 11). Este aumento se asoció al período de crecimiento y/o reproducción de las especies como sucedió en otros lagos eutróficos de latitudes variadas que a continuación se mencionan.

Las mayores densidades de *Chironomus* sp. coincidieron con el período de reproducción del organismo (finales de invierno y principios de primavera), como ha sido registrado por otros autores como Stahl (1986) en el lago Baldwin, Illinois, y por Cowell y Vodopich (1981) en el lago Thonotosassa, Florida, para los quironómidos; para *Chironomus* en los embalses españoles (Prot, 1976); para *Chironomus plumosus* por Beattie (1982) en el IJoutmeer, Holanda, y Sapkarov (1975, 1980) en el lago Dojran, en la frontera de Yugoslavia y Grecia; y para *Chironomus riparius* en el Stephenson Pond, Alberta, Canadá, por Rasussen (1984).

Las disminuciones bruscas de abundancia o biomasa bética se asocian a emergencias de larvas de insectos acuáticos. La maduración de los quironómidos del lago Baldwin, Illinois, se lleva a cabo a finales de septiembre (Stahl, 1986); si el mismo fenómeno sucedió en los Lagos de Chapultepec a finales de verano, las bajas abundancias y biomasa en el mes de octubre (principios de otoño) se debieron a esta emergencia previa.

Con la densidad de *Chironomus* sp. aconteció lo mismo que para *Chironomus* sp., rasgo registrado por Cowell y Vodopich (1981) para *Chaoborus punctipennis* en el lago Thonotosassa, Florida, por Moss (1980) y Metzel (1975) para *Chaoborus flavicans* en el lago Eero, Dinamarca y por Sapkarov (1980) para *Chaoborus crystallinus* en el lago Dojran, en la frontera de Yugoslavia y Grecia. Los huevecillos son depositados en el verano tardío y el período de crecimiento abarca desde el segundo y tercer estadio en otoño, hasta el cuarto estadio en primavera. El invierno lo pasa comúnmente en el fondo de los lagos.

Asimismo, la época de reproducción de *Limnocalanus macrurus* se lleva a cabo en invierno tardío o a principios de primavera (Podubnaya, 1980; Metzel, 1975) como fue observado por Kasprzak (1980, 1984) en el lago Ibochy que es pequeño, somero, eutrófico y polimictico como los Lagos de Chapultepec. Las densidades máximas se asociaron a esta, como se registró para *Limnocalanus macrurus* en el lago Dojran, en la frontera de Yugoslavia y Grecia (Sapkarov, 1975) y los oligoquetos del lago Thonotosassa (Cowell y Vodopich, 1981), en Florida.

Con el aumento numérico se apreció un aumento en biomasa que, para los quironómidos ha sido registrado por diferentes autores en lagos eutróficos como Sapkarev (1975) en el lago Dojran, en la frontera de Yugoslavia y Grecia, y por Stahl (1986) en el lago Baldwin, Illinois, y para *Chironomus diluvius* en el lago Esrom, Dinamarca, (Jónsson, 1969) y en el IJsselmeer, Holanda, (Beattie, 1982). En el lago Baldwin, el máximo es posterior al inicio de abundancia y biomasa producto de la maduración y emergencia en finales de septiembre de una generación anterior de quironómidos (especie bivoltinica).

En lagos someros sin estratificación térmica (debida a la latitud, altitud, exposición al oleaje, área superficial, profundidad, etc.) como en los Lagos de Chapultepec, la temperatura del sustrato del fondo hace posible dos o tres generaciones de larvas de *Chironomus* por año, como sucede en el lago friesland (Jancovic, 1971; Ibaraki, 1971; y Mackay, 1977a, todos citados en Beattie, 1982). En cambio, en los lagos templados los quironómidos presentan, en general, un ciclo de vida anual en aguas someras (o bianual en aguas profundas). Este ciclo de vida se alarga en los lagos de climas fríos hasta cinco años o más.

Respecto al aumento de biomasa en *Limnocalanus hoffmanni*, se pudo inferir que este fue muy similar a la de *Limnocalanus hammondi*, determinado en primavera por Sapkarev (1975) en el lago Dojran, en la frontera de Yugoslavia y Grecia, al igual que para *Chironomus fluxicans* en el lago Esrom, Dinamarca, (Hoss, 1980; Wetzel, 1975).

Se observó (obs. pers.) que el ciclo de vida de otro quironómido dominante de la macrofauna béntica de los Lagos de Chapultepec, *Tanytarsus* sp., fue similar a los de *Chironomus* sp. y *Chapoborus* sp., ya que los valores de abundancia y biomasa de *Tanytarsus* sp. siguieron el mismo comportamiento que los de los otros dos dípteros mencionados. Sin embargo, en el sistema de estanques interconectados de Amberes, Bélgica, *Tanytarsus quinquepinis* sólo se presentó en otoño (Smet, 1982) y en el lago Baldwin en Illinois se presentó de mayo a septiembre (señalado de primavera y verano) y estuvo ausente el resto del año (Parkin y Stahl, 1981).

Otros organismos que incrementaron en número y biomasa al final del muestreo fueron el hirudíneo *Helobdella* sp. y el anfípodo *Hyalella arctica* para los cuales, al igual que para los organismos dominantes, la evolución del muestreo se desarrolló durante el inicio de su época de reproducción definida por McCall y Lewis (1982) y Wetzel (1975) en primavera y principios de verano.

Como se puede apreciar en los párrafos anteriores, existió una concordancia entre los ciclos de vida de los organismos dominantes y la variación numérica y de biomasa de los macroinvertebrados bénticos de los Lagos de Chapultepec, *Limnocalanus hoffmanni*, *Chironomus* sp. y *Chapoborus* sp.: el aumento en ambos parámetros correspondió a las fases de crecimiento, maduración y reproducción de los organismos como lo sugiere Welch (1952) en la enumeración de las variaciones estacionales que pueden ser esperadas en el bentos de un lago templado de segundo orden (períodos de circulación en primavera y otoño, intercalados con períodos de estratificación en verano e invierno).



Al igual que en ambientes estresados como fuentes termales o lagos salinos, la intensidad de uno o más factores ambientales tiende a limitar el número de especies y por lo tanto a disminuir la diversidad. Yount (1956) y Margalef (1961), citados en Hopper (1969), y Mason (1984) han puntualizado que un incremento en el suplemento de nutrientes conlleva una disminución simultánea en la diversidad. Margalef (1961) sugiere que cuando hay una entrada de nutrientes la diversidad primeramente aumenta para tomar ventaja de la nueva fuente nutricional, para posteriormente disminuir cuando los organismos que crecen y se reproducen más rápidamente dominan el sistema desplazando a los demás. En experimentos llevados a cabo por Hall y Cooper (Hooper, 1969) se encontró que la diversidad de la fauna benthica disminuye con niveles elevados de nitrógeno y fósforo. La disminución de la diversidad ante la entrada de nutrientes (eutroficación) debe ser causada por una competencia interespecífica.

La combinación de los parámetros riqueza específica y abundancia de cada especie (equitatividad) se conjuntan en una sola expresión que es la diversidad. La diversidad de especies es un reflejo del volumen y heterogeneidad de las estructuras comunitarias, y no se debe en particular a la estabilidad del sistema (Hynes y Mann, 1980). Un ejemplo claro de la reducción en la diversidad debido a la contaminación y a la reducción del oxígeno hipolimnético se apreció en el lago Erie en la frontera entre Estados Unidos y Canadá (Cole, 1979).

La diversidad media de los lagos de Chapultepec (en la zona LV-A de 1.01 (0.69-1.63), en la zona LV-B de 1.24 (0.87-1.74), en la zona LMA de 1.16 (0.94-1.63) y en la zona LME de 0.93 (0.70-1.57)) fluctúa (Graf, 1981) entre ambientes muy contaminados ( $H' < 1.00$ ) y de contaminación moderada ( $H'$  de 1.00 a 3.00) de acuerdo a lo establecido por Orasco (1984), Persone y De Pauw (1970) y Mijsa (1970 in Weber, 1973). Los valores de diversidad especialmente reducidos, entre 0.3 y 2.4, son característicos de lagos eutróficos (Margalef, 1981).

La disminución de la diversidad en las zonas litoral (0-5 m) con 3.58, sublitoral (15-20 m) con 2.64 y profunda (50 m) con 0.77 del lago di Meruzio, en Italia, ejemplifica el efecto estresante que las condiciones anaerobias en el hipolimnion lacustre tienen sobre la riqueza específica y la equitatividad las cuales disminuyen (Cole, 1979).

La equitatividad ( $J'$ ) es un parámetro más sensible que la diversidad para degradaciones ambientales. Aus ligeras afectaciones reducen la equitatividad por debajo de 0.5 (Weber, 1973). De acuerdo con la equitatividad calculada para los lagos de Chapultepec (en la zona LV-A de 0.5 (0.18-0.82), en la zona LV-B de 0.49 (0.24-0.75), en la zona LMA de 0.5 (0.28-0.70) y en la zona LME de 0.5 (0.35-0.79)) se apreció el mismo esquema de la diversidad, una fluctuación entre ambientes medianamente degradados y degradados.

Los lagos de Chapultepec presentaron una fauna benthica característica de un ambiente profundo debido a la uniformidad del sustrato inducida por los procesos de enriquecimiento en nutrientes.

La fauna benthica de la zona LV-A del Lago Viejo de Chapultepec fue dominada por *Lemnodrilus hoffmeisteri* (detritivoro) y *Tubificoides* sp. (depredador de organismos benthicos, salvo lo especificado con antelación respecto a la especie) en una proporción 71/29 que fue lo esperado para una relación depredador/presa como se observó en el sistema de estanques interconectados de Heberse, Bélgica (Smet, 1982). En esta zona existió un aporte de material orgánico alóctono y mecánico reducida lo que generó una evolución del sistema que va de hipertrofia a una incipiente distrofia, reflejada en la presencia de una abundancia y biomasa benthica relativamente pequeña.

La fauna béntica de la zona LV-B del Lago Viejo fue dominada por Limnodrilus hoffmeisteri (detritívoro) y por Isoprus sp. (depredador, con la misma salvedad que para la zona LV-A) en una proporción 84/36 que, al igual que en la zona LV-A, fue lo esperado. El número y biomasa de los animales bénticos fue superior al de la zona LV-A debido a que la entrada de material alóctono en esta zona fue reducida y estuvo sujeta a procesos de mezcla intensos que mantuvieron sus características de hipertrofia.

La fauna béntica de la zona IMA estuvo dominada por Limnodrilus hoffmeisteri (detritívoro) y Chironomus sp. (detritívoro) en una proporción 52/48. Ambos organismos ocuparon nichos similares. Los oligoquetos comparten con los quironómidos el ser detritívoros, poseer hemoglobina y el movimiento serpenteante que impulsa agua a lo largo del cuerpo (Margalef, 1963). Por estas razones se esperó cierta interrelación como sucede en el sistema de estuarios interconectados de Amberes, Bélgica (Smet, 1982). La relación numérica entre oligoquetos y quironómidos depende, en parte, del material alimenticio disponible; los oligoquetos utilizan con frecuencia detritos alóctonos, pero las larvas de quironómidos dependen en grado mayor del fitoplancton sedimentado (Dermott et al., 1977). Los oligoquetos y los quironómidos presentan diferentes nichos ecológicos que, sin embargo, interfieren unos con otros de maneras distintas según demostraron Beattie (1982) en el Ejekeer, Holanda y Jonnason (1969) en el lago Eron, Dinamarca.

Las actividades horadadoras de los quironómidos dañan muchas veces a los oligoquetos, o bien devoran, junto con el sedimento sus huevecillos y primeros estadios de desarrollo reduciendo la nueva generación de oligoquetos.

La coexistencia de ambas especies se asoció, asimismo, a la distribución dentro del sedimento; los tubificidos tienden a concentrarse en la porción superior de los sedimentos, mientras que Chironomus se distribuye desde la superficie del fodo hasta una profundidad de veinte centímetros o más (Meick, 1952). La coexistencia en el mismo sitio de dos organismos con preferencias de microhábitat muy similares, se encontró en el Stephenson Pond, Alberta, Canadá, para los quironómidos Chironomus riparius y Glyptotendipes perixes (Rassausen, 1984). Hay evidencia que indica que el modo de forrajeo de Chironomus riparius y Glyptotendipes perixes es probablemente diferente. El primero se alimenta de depósitos, mientras que el segundo lo hace de partículas en suspensión (McLachlan, 1977a; in Rassausen, 1984), lo que fue confirmado por el contenido de los tractos digestivos de Chironomus riparius (partículas de limo y acrodetritos) y Glyptotendipes perixes (diatomeas planctónicas y acrodetritos) (Rassausen, 1984).

Al igual que en la zona LV-B el aporte de material orgánico alóctono en este Lago fue reducido y la mezcla intensa, por lo que las características respondieron a un patrón de hipertrofia. Una repartición de recurso entre animales bénticos saptríticos es el resultado de la coexistencia de especies relacionadas estrechamente taxonómica o nutricionalmente. Los hábitos alimenticios de estas especies dan la apariencia de ocupar el mismo nicho. En otros casos la explicación se daría como una sucesión temporal de especies con requerimientos ecológicos muy similares (cf. Brinkhurst, 1974; in Milbrink, 1980).

La fauna béntica de la zona IMA fue dominada por Chaoborus sp. (depredador de organismos zooplanctónicos y, ocasionalmente de bénticos). En este Lago existió un aporte desmedido de materia orgánica alóctona y procesos de mezcla reducidos lo que generó un estado deficiente hacia la distrofia reflejado en una fauna béntica escasa.

En general, la productividad de la fauna béntica no depredadora decrece apreciablemente conforme se incrementa la productividad de macrofitas y la carga de materia orgánica alóctona en relación a la productividad fitoplanctónica (Metzel, 1975). Para la zona LNE la segunda opción representó una tendencia a la disminución de *Chabborus* sp. como fauna depredadora y el aumento de las formas detritívoras.

El Lago Menor se encontró en una fase de deterioro avanzado. El tipo de sedimento flocculento presente en éste, fue producto de aportes inmoderados de materia orgánica, principalmente de origen alóctono, los cuales indujeron a la formación de un falso fondo con elevadas demandas de oxígeno disuelto. El sedimento flocculento requiere de una total oxidación o de que se establezcan diferentes condiciones en éste (textura y/o estructura) para que se incremente la riqueza específica béntica (Coveil, 1987). Esta demanda de oxígeno conllevó a que en la zona de interfase entre el sedimento acuoso y la columna acuática se generaran condiciones de ambia o bajas concentraciones de oxígeno disuelto.

Un efecto colateral que ejerce el sedimento flocculento a la falta de oxígeno es la dificultad para construcción de tubos de quironómidos y sobrevivir en ellos (Maitland et al., 1972 y Jonasson y Lindegaard, 1979, ambos citados en Feattie, 1982). Al presentarse por largos períodos de tiempo una escasez de oxígeno o bien anoxia, los organismos tolerantes típicos de fondos profundos eutróficos, oligoquetos y quironómidos, se ven desplazados por la larva agridora de *Chabborus* sp. Estas, mediante mecanismos adaptativos respiratorios no entendidos del todo aún (Jonasson, 1989), puede pasar las horas iluminadas resguardadas en este refugio anóxico, lejos del alcance de sus depredadores (peces principalmente) y aun ser extremadamente productiva numéricamente, por ejemplo 90,000 org/m<sup>2</sup> como fue registrado por Juday (1921) y Cole (1983) ambos citados en Bass y Smet (1984).

A manera de conclusión general, en la Figura 4 se presentan en forma diagramática los procesos que se desarrollaron en los Lagos de Chapultepec como respuesta a la adición inmoderada de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

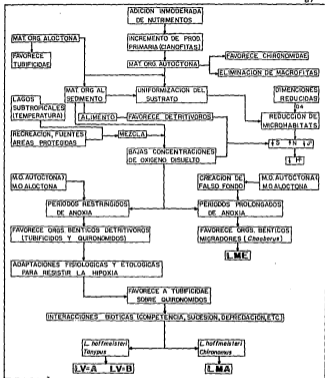


Fig. 4. ESQUEMA DIAGNOSTICO DE LOS PROCESOS QUE SE DESARROLLARON EN LOS LAGOS DE CHAPULTEPEC COMO PRODUCTO DE LA ADICION INMODERADA DE NUTRIENTES.

## CONCLUSIONES

01. Los Lagos de Chapultepec son cuerpos acuáticos de dimensiones reducidas (27,400 a 40,240 m<sup>2</sup>), someros ( $\bar{D} = 1.0$  m) y de escaso volumen (26,573 a 59,709 m<sup>3</sup>).
02. En los Lagos de Chapultepec la eutroficación está inducida morfométricamente.
03. El sedimento predominante en los Lagos de Chapultepec fue de textura suave y fina, rico en materia orgánica. Los Lagos Viejo y Mayor presentaron un sedimento predominantemente autóctono clasificado como gyttja, mientras que el del Lago Menor fue predominantemente alóctono clasificado como dy.
04. Los sedimentos de los Lagos de Chapultepec fueron homogéneos en cada zona debido al aporte de material orgánico, autóctono o alóctono, que predominó sobre otro tipo de sedimentos.
05. A pesar de tener fuentes de aporte stellar, los Lagos de Chapultepec presentaron características físico-químicas propias y su funcionamiento fue independiente.
06. A partir de características físico-químicas y sedimentarias (textura y porcentaje de materia orgánica) se consideraron dos zonas para el Lago Viejo, LV-A y LV-B, diferentes entre sí y con características propias. Los Lagos Mayor y Menor fueron homogéneos especialmente, por lo que se consideraron como zonas LMA y LME.
07. La variación inter-lagos fue mayor que la variación temporal intra-lago. Esta ausencia de variación físico-química temporal se asoció a que el período de muestreo comprendió la época de secas y a que los sistemas hipertróficos presentan regímenes no balanceados (oscilaciones extremas).
08. La homogeneización de la columna acuática en cada una de las zonas de los Lagos de Chapultepec se vio favorecida por la morfometría.
09. La composición iónica predominante en los Lagos de Chapultepec, cloro y sodio, fue característica de cuerpos acuáticos receptores de aguas de desecho con tratamiento secundario.
10. Los Lagos de Chapultepec se caracterizaron como sistemas hipertróficos por sus elevadas concentraciones de fósforo total, nitrógeno total y clorofila *a*, así como por su reducida transparencia expresada por la profundidad del disco de Secchi.
11. La relación N/P calculada para los Lagos de Chapultepec sugirió que el nutriente limitante de la producción fitoplanctónica de sus aguas fue el nitrógeno, debido a una carga excesiva de fósforo.
12. El complejo de características físico-químicas asociadas a la eutroficación dominó a aquellas debidas al clima, herencia geológica, entre otras.

13. La comunidad de macroinvertebrados bénticos de los Lagos de Chapultepec estuvo compuesta por 10 especies cuyos componentes dominantes correspondieron a los taxa Tubificidae y Diptera.
14. Cuatro tipos de organismos *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Chironomus* sp., *Tanytus* sp. y *Chaoborus* sp. contribuyeron con más del 99% de la abundancia y biomasa totales.
15. El tipo de organismos dominantes de la macrofauna béntica de los Lagos de Chapultepec fue característica de ambientes lacustres eutrificados.
16. La homogeneidad del sustrato, la ausencia de vegetación y la hipoxia, todos ellos productos de la eutroficación, permitieron la implantación de una macrofauna béntica similar a la de ambientes profundos.
17. Los parámetros de diversidad y riqueza específica reflejaron este patrón, el cual se asoció a los mismos procesos de eutroficación. La diversidad específica mostró una alta correlación con la equitatividad.
18. Los valores de abundancia y biomasa registrados en los Lagos de Chapultepec estuvieron en el intervalo característico de lagos eutróficos.
19. Los patrones de variación en abundancia y biomasa se atribuyeron a las épocas de maduración, reproducción y crecimiento de los organismos. Ambos parámetros mostraron una elevada correlación.
20. La proporción porcentual Tubificidos/Quironómidos reflejó las condiciones eutróficas en los Lagos de Chapultepec.
21. Se determinó una relación inversa entre la abundancia y biomasa de los tubificidos y la de los quironómidos. Este hecho se asoció a las adaptaciones nutricionales, fisiológicas y etológicas de los organismos que determinaron las interacciones bióticas (conforme al criterio de diversos autores).
22. La abundancia de *Limnodrilus hoffmeisteri* y de *Tanytus* sp. en las zonas LV-A y LV-B se asoció a la disponibilidad de oxígeno disuelto, una menor presión de depredación y un mejor suplemento alimenticio.
23. La abundancia de *Limnodrilus hoffmeisteri* y de *Chironomus* sp. en la zona LMA se asoció a la disponibilidad de oxígeno disuelto, el tipo de sedimento autóctono y un diferente suplemento alimenticio.
24. La abundancia de *Chaoborus* sp. en la zona LNE se asoció principalmente a la menor disponibilidad de oxígeno disuelto asociado al falso fondo constituido de sedimento flocofento alóctono.

## LITERATURA CITADA

- AHLGREN, P. 1980. Response of shallow hypertrophic lakes to reduce nutrient loading. In: Barica, J. y L. R. Mur (Eds.), *Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2*. Dr. W. Junk Publishers (Ed.), La Haya, 343.
- ALVAREZ, J. 1970. Peces mexicanos. S'ria. Ind. Coear., Inst. Nat. Pesca (Ed.), México.
- ANDONA, H. L. 1930. Las inmeccas y las larvas de mosquitos. An. Inst. Biol., U.N.A.M. México, 1 (1): 33-37.
- ANDRIKOVICS, C. 1975. Macrofaunal biomass in the submerged vegetation stands of lake Velence. In: Salanki, J. y J. E. Panyi (Eds.), *Lianology of shallow waters. Akademiai Kiado (Ed.)*, Budapest, 247-254.
- ANDRINO. 1935-36. Boletín del Departamento forestal y de Caza y Pesca, 1 (2): 1-295.
- ANDRINO. 1979. Mapa de la Ciudad de México, esc. 1: 50,000 DÉTENDL (Ed.), México.
- ANDRINO. 1985. Programa de reintegración ecológica del Bosque de Chapultepec. D.D.F., Delegación Miguel Hidalgo, México. (inédito).
- APHA, AMMA y NPCF. 1980. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Inc. (Ed.), Nueva York, 1,193 pp.
- AUBIN, A. y A. LeBLANC. 1986. Effet des variables abiotiques sur la biomasse animale de sept marais temporaires d'eau douce du Québec méridional. *Hydrobiologia*, 139: 143-152.
- BAKER, F. C. 1945. The molluscan family Planorbidae. Univ. Illinois (Ed.), Illinois, Urbana Il, 530 pp.
- BANQUB, M. W. 1980. Nitrate overdose: effects and consequences. In: Barica, J. y L. R. Mur (Eds.), *Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2*. Dr. W. Junk Publishers (Ed.), La Haya, 133-137.
- BASS, D. y H. H. SWEET. 1984. Do Chironomus larvae migrate in temporary pools?. *Hydrobiologia*, 108: 181-185.
- BASS, D. 1986a. Habitat ecology of chironomid larvae of the Big Thicket streams. *Hydrobiologia*, 134: 29-41.
- BASS, D. 1986b. Larval Chironomidae (Diptera) of the Big Thicket streams. *Hydrobiologia*, 135: 271-285.
- BARICA, J. 1980. Why hypertrophic ecosystems?. In: Barica, J. y L. R. Mur (Eds.), *Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2*. Dr. W. Junk Publishers (Ed.), La Haya, ix-xi.
- BARNES, R. S. K. y K. H. MARR. 1980. Fundamentals of aquatic ecosystems. Blacwell Scientific Publications (Ed.), Oxford, 229 pp.

- BARRDIN, G. 1980. Lake treatment with hydrogen peroxide. [in] Barica, J. y L. R. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 287-294.
- BEATTIE, D. M. 1982. Distribution and production of the larval chironomid population in Tjeukemeer. *Hydrobiologia*, 95: 287-306.
- BENDELL, B. E. y D. K. McNICOL. 1987. Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. *Hydrobiologia*, 150: 193-202.
- BIRCH, P. D., R. S. BARNES y D. E. SPYRIDAKIS. 1980. Recent sedimentation and its relationship with primary productivity in four western Washington lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 240-247.
- BRANCO, S. M. 1984. Limnología sanitaria, estudio de la polución de las aguas continentales. Serie Biología, Monografía 28. Sria. Gral. D.E.A., Prog. Reg. Des. Cient. y Tecnol. (Ed.). Washington. 120 pp.
- BRAND, H. H. 1930. Las leonáceas del Valle de México. *An. Inst. Biol., U.N.A.M. México*, 1 (1): 7-32.
- BRINKHURST, R. O. 1974. The benthos of lakes. The MacMillan Press (Ed.). Gran Bretaña. 190 pp.
- BRINKHURST, R. O. y D. G. COOK. 1974. Aquatic earthworms (Annelidas Oligochaeta). [in] Hart, C. W. y S. L. W. Fuller (Eds.). Pollution ecology of freshwater invertebrates. Cap. 3. Academic Press (Ed.). Nueva York. 143-155.
- BROCK, T. D. 1985. A eutrophic lake. Lake Mendota, Wisconsin. [in] Billings, W. D., F. Golley, B. L. Lange, J. S. Olson y H. Reemert (Eds.). Ecological Studies. Analysis and synthesis. Vol. 55. Springer-Verlag (Ed.). Nueva York. 308 pp.
- BROWN, A. L. 1971. Ecology of fresh water. Harvard University Press (Ed.). Cambridge. 129 pp.
- BROWNE, A. L. 1981. Lake as islands: biogeographic distribution, turnover rates, and species composition in the lakes of central New York. *Journal of Biogeography*, 8: 75-83.
- CABALLERO, C. E. 1935. Hirudíneos de México. XI. *Glossosiphonia fusca* Cattle, 1900. *An. Inst. Biol., U.N.A.M., México*, 6: 49-52.
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. & Oceanogr.* 22 (2): 361-369.
- CHAPMAN, M. A. 1980. The summer limnology of lake Waahi, New Zealand. [in] Barica, J. y L. R. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 1-12.
- CHAPMAN, M. A. y R. O. BRINKHURST. 1984. Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. *Hydrobiologia*, 115: 139-144.
- CLAY, E. M. y J. WILHM. 1979. Particle size, percent organic carbon, phosphorus, mineralogy and deposition of sediments in Maw's and Arbuckle lakes. *Hydrobiologia*, 65: 33-38.



- COLE, G. A. 1979. Textbook of Limnology. Mosby (Ed.), San Luis. 426 pp.
- COULOMBE, A. 1980. Possible triggering mechanisms for the collapse of *Oberholzeria* blooms. [in] Barica, J. y L. R. Mur (Eds.), Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.), La Haya. 344-344.
- COWELL, B. C. y B. S. VOJTOPICH. 1981. Distribution and seasonal abundance of benthic macroinvertebrates in a subtropical Florida lake. Hydrobiologia. 78: 97-105.
- COWELL, B. C., C. J. BAMES, W. E. GARDINER y S. H. SCHEBA. 1987. The influence of whole lake aeration on the limnology of a hyperautrophic lake in central Florida. Hydrobiologia. 148: 3-24.
- CRISP, D. J. 1971. Energy flow measurements. [in] Holme, H. D. y A. D. McIntyre. Methods for the study of marine benthos. I.B.P. Handbook No. 16. Blackwell Scientific Publications (Ed.). Oxford. 197-279.
- BERNITT, R. H., J. KALFF, W. C. LEDBETT y J. SPENCE. 1977. Production of *Chironomus*, *Procladius* and *Chaoborus* at different levels of phytoplankton biomass in lake Memphraogog, Quebec-Vermont. J. Fish. Res. Bd. Canada. 34: 2,001-2,007
- EDDY, S. y A. C. HODSON. 1961. Taxonomic keys to the common animals of the north central states. Burgess Publishing Company (Ed.). Minneapolis. 162 pp.
- EDMONDSON, M. T. (Ed.). 1959. Fresh-water biology. John Wiley & Sons Inc. (Ed.). Nueva York. 1,248 pp.
- EDMONDSON, M. T. y G. G. WINNEBO. 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. I.B.P. Handbook No. 17. Blackwell Scientific Publications (Ed.). Oxford. 350 pp.
- ELLIS, H. M. 1937. Detection and measurement of stream pollution. Bull. Bureau Fish. 48: 365-437.
- ENCICLOPEDIA DE México, S. A. de C. V. 1985. InAgen de la gran capital. Enciclopedia de México (Ed.). México. 316 pp.
- FLANNERY, H. G., R. D. SHODGRASS y T. J. WHITMORE. 1982. Deepwater sediments and trophic conditions in Florida lakes. [in] Sly, P. G. (Ed.). Sediment/freshwater interaction. DR W Junk Publishers (Ed.), La Haya. 597-602.
- FOLK, R. L. 1969. Petrología de rocas sedimentarias. U.N.A.M. (Ed.). México. 405 pp.
- FOTH, H. D. y L. M. FURK. 1979. Fundamentos de la ciencia del suelo. Cia. Editorial Continental (Ed.). México. 528 pp.
- GARCIA, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, U.N.A.M. México. 245 pp.
- GOLTERMAN, H. L., R. S. CLYMO y M. A. M. DINSTED. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. IBP-Handbook 8. Blackwell Scientific Publications (Ed.). Londres. 213 pp.
- GREEN, R. H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologist. John Wiley & Sons Inc. (Ed.). Nueva York. 257 pp.

- HÄKANSSON, L. 1981. A manual on lake morphometry. Springer Verlag (Ed.). Berlin. 78 pp.
- HALL, B. J., M. E. COOPER y E. F. WERNER. 1970. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnol. & Oceanogr.* 15: 939-928.
- HANSEN, K. 1959. The terms gyttja and dy. *Hydrobiologia*, 13: 309-315.
- HARMAN, M. W. 1972. Benthic substrates: their effect on fresh-water mollusca. *Ecology*, 53: 271-277.
- HARPER, D. W. 1986. The effects of artificial enrichment upon the planktonic and benthic communities in a mesotrophic to hypertrophic loch series in lowland Scotland. *Hydrobiologia*, 137: 9-19.
- HOOPER, F. F. 1969. Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystem change. [in: National Academy of Science (Ed.), *Eutrophication: causes, consequences, correctives*. N.A.S. (Ed.). Washington. 225-235.
- HUNTERFORD, W. B. 1948. The corixidae of the western hemisphere. The University of Kansas Science Bulletin. XXXI. 827 pp.
- HUTCHINSON, G. E. 1957a. A treatise on Limnology. Volumen 1, Parte 1. Geography and physics of lakes. Wiley (Ed.). Nueva York. 540 + 10 + 66 + 37 pp.
- HUTCHINSON, G. E. 1957b. A treatise on Limnology. Volumen 1, Parte 2. Chemistry of lakes. Wiley (Ed.). Nueva York. 1.015 pp.
- IDVIND, A. J. y W. H. BRADLEY. 1969. The role of larval chironomidae in the production of lacustrine copropel in Mud Lake, Marion County, Florida. *Limnol. Oceanogr.* 14: 898-905.
- JACKSON, M. L. 1964. Análisis químico de suelos. Gaega (Ed.). Barcelona. 662 pp.
- JACZEWSKI, J. 1971. Studies on Mexican corixidae. *Ann. Mus. Polonici*, 18 (15): 188-229.
- JONASSON, P. M. 1969. Bottom fauna and eutrophication. [in: National Academy of Science (Ed.), *Eutrophication: causes, consequences, correctives*. N.A.S. (Ed.). Washington. 274-305.
- JONASSON, P. M. 1984. Oxygen demand and long term changes of profundal zoobenthos. *Hydrobiologia*, 115: 121-126.
- KAPPERS, F. I. 1980. The cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* Kiz. and the nitrogen cycle of the hypertrophic lake Brielle (The Netherlands). [in: Barica, J. y L. R. Mur (Eds.), *Hypertrophic ecosystems*. Developments in Hydrobiology 2. Dr. M. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 37-43.
- IASPRIAK, K. 1980. Oligochaeta community structure and function in agricultural landscapes. [in: Brinkhurst, R. O. y D. G. Cook (Eds.), *Aquatic oligochaete biology*. Plenum Press (Ed.). Nueva York. 411-431.
- IASPRIAK, K. 1984. The oligochaetes (Annelida, Oligochaeta) in a lake and a canal in the agricultural landscape of Poland. *Hydrobiologia*, 115: 171-174.

- KEULDER, P. C. 1982. Particle size distribution and chemical parameters of the sediments of a shallow turbid impoundment. In: Sly, P. G. (Ed.). Sediment/freshwater interactions. DR Junk Publishers (Ed.), La Haya. 341-353.
- KUENZI, L. E. 1969. Bacteria, carbon dioxide and algal blooms. Journal of W.P.C.F. 41 (10): 1,737-1,747.
- LANG, C. 1984. Eutrophication of lakes Léman and Neuchâtel (Switzerland) indicated by oligochaete communities. Hydrobiologia. 113: 131-136.
- LEENTVAAR, P. 1980. Comparison of hypertrophy on a seasonal scale in Dutch inland waters. In: Barica, J. y L. R. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.), La Haya. 45-55.
- LIND, B. T. 1979. Handbook of common methods in Limnology. Mosby (Ed.). San Luis. 199 pp.
- LOREN, M. S. 1974. Predation by chironomid (Diptera) larvae on oligochaetes. Limnol. & Oceanogr. 19: 156-159.
- LOPEZ-UCHOTERENA, E. 1965. Ciliados mesosaprobicos de Chapultepec. (Sistémática, morfología, ecología). Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, LXVI: 115-247.
- LOPEZ-UCHOTERENA, E. 1970. Historia de las investigaciones sobre protozoarios de vida libre de México. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, LXII: 1-15.
- LOPEZ-UCHOTERENA, E. y E. BARRAJAS. 1963. Protozoarios ciliados de México. IV. Morfología y sistémática de dos especies de protozoarios sustratos de Chapultepec. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, LXIV: 89-96.
- LOPEZ-UCHOTERENA, E. y E. BARRAJAS. 1964. Protozoarios ciliados de México. VIII. Morfología comparada de dos especies de *Euplates* (Ciliata, Hypotrichida). Rev. Brasil. Biol. 24: 139-146.
- LOPEZ-UCHOTERENA, E. y M. MADRAID-GARIBAY. 1971. Protozoarios ciliados de México. XVIII. *Opheciopsis basile* sp. nov. (Percytrichidae, Scansilinae). Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, LXIII: 157-163.
- LOPEZ-UCHOTERENA, E. y M. T. ROURE-CARNE. 1970. Lista taxonómica comentada de protozoarios de vida libre en México. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, LXII: 25-68.
- MACKIN, T. T. 1974. Freshwater ecology. Longman (Ed.). Gran Bretaña. 343 pp.
- MADRAID-GARIBAY, M. y E. LOPEZ-UCHOTERENA. 1971. Primer registro en México de una especie del orden Bicosoecida (Protozoa, Isonastigophorea). Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, LXIII: 165-169.
- MARGALEF, R. 1983. Limnología. Omega (Ed.). Barcelona. 1,910 pp.
- MARTINEZ-ANSEMIL, E. y H. PRAT. 1984. Oligochaeta from profundal zones of Spanish reservoirs. Hydrobiologia. 113: 223-230.
- MARTINEZ, P. A. 1952. Nota sobre la distribución de los mosquitos *Culex* en México (Diptera, Culicidae). Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, LIII (1-4): 75-87.

- MASON Jr., W. T. 1973. An introduction to the identification of chironomid larvae. U.S.E.P.A. (Ed.). Cincinnati. 90 pp.
- MASON, C. F. 1984. Biología de la contaminación del agua dulce. Alhambra (Ed.). Barcelona. 289 pp.
- MCCALL, P. L. y H. J. S. TEVESZ (Eds.). 1982. Animal-sediment relations. The biogenic alteration of sediments. Plenum Press (Ed.). Nueva York. 336 pp.
- MELILLO, J. M., R. J. MAINAN, J. D. ABER y A. E. LINKINS. 1984. Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. Bulletin of Marine Science. 35 (3): 341-356.
- MERCIL, S. B., C. M. CONWAY y L. E. SHUBERT. 1980. Phosphorus stability in a hypereutrophic lake. [in:] Barica, J. y L. R. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 179-190.
- METCALF y EDDY (Eds.). 1972. Wastewater engineering. Collection, treatment, disposal. Mc Graw-Hill Book Company (Ed.). Nueva York. 782 pp.
- MILBRINK, G. 1980. Oligochaete communities in pollution biology: the European situation with special reference to lakes in Scandinavia. [in:] Brinkhurst, R. D. y D. G. Cook (Eds.). Aquatic oligochaete biology. Plenum Press (Ed.). Nueva York. 433-455.
- MOI INA-ENRIQUEZ, M. J. F. F. 1979. Algunos aspectos del deterioro ambiental en el Bosque de Chapultepec. Tesis. facultad de Ciencias, U.N.A.M. Méxicp. 58 pp.
- MISS, B. 1980. Ecology of fresh waters. Blackwell Scientific Publications (Ed.). Oxford. 332 pp.
- OKA, A. 1952. Hirudineas extraeuropéennes du Musée Zoologique Polonais. Ann. Mus. Zool. Polon., 9 (20): 313-328.
- OSORIO-TAFALL, B. F. 1942. Rotíferos planctónicos de México. I, II y III. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat., México, III (1-4): 23-80.
- PATRICK, R. 1977. Ecology of freshwater and diatom communities. [in:] Werner D. (Ed.). The biology of diatoms. University of California Press (Ed.). California. 284-332.
- PENNAK, R. W. 1978. Freshwater invertebrates of the United States. John Wiley & Sons Inc. (Ed.). Nueva York. 803 pp.
- PARKIN, R. B. y J. B. STANL. 1981. Chironomidae (Diptera) of Baldwin lake, Illinois, a cooling reservoir. Hydrobiologia. 76: 119-128.
- PARRISH, F. K. 1975. Keys to water quality indicative organisms of the southeastern United States. U.S.E.P.A. (Ed.). Cincinnati. 195 pp.
- PASCAR-GLUZMAN, C. y C. BIMENTMAN. 1984. Distribution and habitat characteristics of Naididae and Tubificidae in the inland waters of Israel and the Sinai Peninsula. Hydrobiologia. 115: 197-205.
- PEASOONE, G. y M. De PAUM. 1978. Systems of biological indicators for water quality assessment. [in:] Navera, D. (Ed.). Biological aspects of freshwater pollution. Pergamon Press (Ed.). Oxford. 39-75.

- PODDUBNAYA, I. L. 1980. Life cycles of mass species of Tubificidae (Oligochaeta). *In*: Brinkhurst, R. D. y D. G. Cook (Eds.). Aquatic oligochaete biology. Plenum Press (Ed.). Nueva York. 175-184.
- PRAT, M. 1976. Bentos. *In*: Margalef, R., D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, R. Prat, A. Gussel, J. Iosa y M. Estrada (Eds.). Limnología de los embalses españoles. Dir. Gral. Obras Hidrául., Ministerio de Obras Públicas (Ed.). Madrid. Num. 125. 260-289.
- QUIGLEY, R. 1977. Invertebrates of streams and rivers. Edward Arnold (Ed.). Gran Bretaña. 84 pp.
- RANDALL, C. W., T. J. BRIZZARD y H. C. MOENK. 1980. The importance of hydrologic factors on the relative eutrophic impacts of point and non-point pollution in a reservoir. *In*: Barasa, J. y L. R. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 209-219.
- RASMUSSEN, J. B. 1984. The life-history, distribution, and production of *Chironomus tinarius* and *Glyptotendipes patipis* in a prairie pond. *Hydrobiologia*, 119: 65-72.
- RAMSON, D. S. 1960. Algal indicators of trophic lake types. *Limnol. & Oceanogr.* 5 (2): 18-25.
- RIOJA, E. L. 1940a. Estudios carcinológicos V. Morfología de un ostrácodo epizoario observado sobre *Cambarus* (*Cambarillus*) ~~sonstunae~~ Gaus. de México. *Epiplatycyba heterodonta* n. sp. y descripción de algunos de sus estados larvarios. *An. Inst. Biol., U.N.A.M. México*, 11 (2): 593-609.
- RIOJA, E. L. 1940b. Un caso de biocenosis observado sobre *Cambarus* (*Cambarillus*) ~~sonstunae~~ (Saussure), de México. *Rev. Chilena de Historia Natural*, 44: 57-59.
- ROBACK, S. S. 1974. Insects (Arthropoda: Insecta). *In*: Hart, C. W. y S. L. M. Fuller (Eds.). Pollution ecology of freshwater invertebrates. Cap. 5. Academic Press (Ed.). Nueva York. 315-376.
- RODRIGUEZ, A. de S. 1944. Guía para conocer las plantas más comines en el Bosque de Chapultepec. Folleto de Divulgación Científica 39. *Inst. Biol., U.N.A.M. México*, 54 pp.
- RUTHER, F. 1963. Fundamentals of Limnology. University of Toronto Press (Ed.). Toronto. 307 pp.
- RYDING, S. 1982. Lake Trehörningen restoration project. Changes in water quality after sediment dredging. *In*: Sly, P. G. (Ed.). Sediment/Freshwater interaction. *Hydrobiologia*, 92: 549-558.
- SAMANO, B. A. 1974. Contribución al conocimiento de las algas verdes de los lagos del Valle de México. *An. Inst. Biol., U.N.A.M. México*, 5: 149-160.
- SAMANO, B. A. 1975. Algunas zygoatáceas de Chapultepec. *An. Inst. Biol., U.N.A.M. México*, 6: 167-171.
- SAMANO, B. A. 1980. Algas del Valle de México. Parte II. *An. Inst. Biol., U.N.A.M. México*, 11: 41-50.

- SAPKAREV, J. A. 1975. Seasonal and anual variation of the population density and biomass of the bottom-fauna in the deepest waters of lake Dojran, Macedonia. [in] Salanki, J. y J. E. Panyi (Eds.). Limnology of shallow waters. Akademiai Kiado (Ed.). Budapest. 247-254.
- SAPKAREV, J. A. 1980. Composition and variation of the bottom fauna in the sublittoral of the eutrophic lake Dojran (Macedonia, Yugoslavial). [in] Sokull, M., K. Metz y G. Jewson (Eds.). Shallow lakes. Contributions to their limnology. Developments in Hydrobiology 3. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 195-201.
- SAUSSURE, H. 1857a. Note carcinologique sur la famille des Thalassides et sur celle des Astacides. Rev. et Mag. Zool. Pure et Appliquée, ser. 2, 9: 99-102.
- SAUSSURE, H. 1857b. Diagnoses de quelques crustacés nouveaux de l'Amérique tropicale. Rev. et Mag. Zool. Pure et Appliquée, ser. 2, 9: 501-505.
- SAUSSURE, H. 1858. Mémoire sur divers crustacés nouveaux des Antilles et du Mexique. p. 43-44, pl. III, 22 Figs. [in] Mémoires pour servir à l'Histoire Naturelle du Mexique des Antilles et des Etat Unis.
- SCHINDLER, D. P., W. W. PAERL, P. E. KELLAR y D. R. S. LEAN. 1980. Environmental constraints on *Synedra* N<sub>2</sub>- and CO<sub>2</sub>-fixation: effects of hyperoxia and phosphate depletion on bloom and chaeostat cultures. [in] Barica, J. y L. E. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 221-229.
- SCHNIDERBEL, J. 1975. Métodos de hidrobiología. Blume (Ed.). Madrid. 262 pp.
- SLEPUSHINA, I. D. 1984. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of oligochaetes. Hydrobiologia. 119: 103-106.
- SMEI, W. H. O. 1902. Observations on the immature Chironomidae of a polluted lowland brook-pond system (Antwerp, Belgium), created by the Phallus process. Hydrobiologia. 87: 171-189.
- SOKOLOFF, G. 1931. Algunas observaciones sobre *Mellicopeus sicabilla* Conrad. An. Inst. Biol. U.N.A.M., México, 2: 231-234.
- SOKOLOFF, G. 1932. Una forma de *Pandorina morum* con células somáticas rudimentarias. An. Inst. Biol. U.N.A.M., México, 3: 65-69.
- SOLODOVA, M. Y. y E. I. IYEVKOVA. 1986. Deaths of lake Glubokoy. Hydrobiologia. 141: 89-93.
- SREENIVASAN, A. 1980. Fish production in some hypertrophic ecosystems in south India. [in] Barica, J. y L. E. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems, Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 271-277.
- STAHL, J. B. 1986. A six year study of abundance and voltinism of Chironomidae (Diptera) in a Illinois cooling reservoir. Hydrobiologia. 134: 67-79.
- STIMPSON, K. S., D. J. KLENN y J. K. HILTUNEN. 1982. A guide to freshwater Tubificidae (Annelida: Lillulata: Oligochaeta) of North America. U.S.E.P.A. (Ed.). Cincinnati. 61 pp.

- STUM, W. y J. J. MORGAN. 1970. Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley & Sons (Ed.). Nueva York. 583 pp.
- THIENEMANN, A. F. 1956. Vida y mundo circundante. Editorial Universitaria de Buenos Aires (Ed.). Buenos Aires. 256 pp.
- THORP, J. H. y M. R. DIGGINS. 1982. Factors affecting depth distribution of dragonflies and other benthic insects in a thermally destabilized reservoir. *Hydrobiologia*. 87: 33-44.
- UHLMANN, D. 1975. Hydrobiology. John Wiley & Sons (Ed.). Nueva York. 313 pp.
- VALLENTYNE, J. R. 1962. Solubility and composition of organic matter in nature. *Arch. Hydrobiol.*, 58: 423-434.
- VALLENTYNE, J. R. 1978. Introducción a la limnología. Los lagos y el hombre. Editorial Omega (Ed.). Barcelona. 169 pp.
- VERDONNSCHOT, P. J. M. 1984. The distribution of aquatic oligochaetes in the fenland area of N. W. Overijssel (The Netherlands). *Hydrobiologia*. 115: 215-222.
- VILLALOBOS-FIGUEROA, A. 1983. Crayfishes of México (Crustacea: Decapoda). American Publishing Co. (Ed.). Nueva York. 276 pp.
- VILLALOBOS, G. G., A. M. FERNÁNDEZ y H. G. VELÁSQUEZ (Eds.). 1982. El sistema hidráulico del Distrito Federal. D.D.F. (Ed.). México.
- WALLSTEN, M. 1980. Vegetation changes in the nutrient-rich shallow lake Hjalstaviken. [En: Barica, J. y L. R. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 117-121.
- WEBER, C. J. (Ed.). 1973. Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents. Macroinvertebrates. U.S.E.P.A. (Ed.). Cincinnati. 38 pp.
- WELCH, P. S. 1948. Limnological methods. McGraw-Hill Book Company (Ed.). Nueva York. 381 pp.
- WELCH, P. S. 1952. Limnology. McGraw-Hill Book Company (Ed.). Nueva York. 538 pp.
- WEITZEL, H. G. 1975. Limnology. Saunders (Ed.). Filadelfia. 743 pp.
- WEITZEL, H. G. & G. E. LIKENS. 1979. Limnological analysis. Saunders (Ed.). Filadelfia. 357 pp.
- WILLOUGHBY, L. G. 1974. Freshwater biology. Hutchinson of London (Ed.). Londres. 167 pp.
- ZEVENBOOD, W. y L. R. MUR. 1980. N-fixing cyanobacteria: why they do not become dominant in Dutch hypertrophic lakes?. [En: Barica, J. y L. R. Mur (Eds.). Hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiology 2. Dr. W. Junk Publishers (Ed.). La Haya. 123-130.

ESTA TESIS NO DEBE  
SALIR DE LA BIBLIOTECA

APENDICE 1. COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA  
PROMEDIO TOTAL DE ORGANISMOS BENTICOS

Lago	Abundancia ind/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec, MEX			
LV-A	3,201	Eutrófico	
LV-B	12,640	Eutrófico	
LMA	5,075	Eutrófico	
LME	720	Eutrófico	
Palgasves, GB	22,500	Hipertrofico	Harper (1986)
Borrevan, NOR	1,521	Eutrófico	Okland (1964)*
Esrom, DIN	4,319	Eutrófico moderado	Maccan (1974)**
Esrom, DIN	20,000	Hipertrofico	Jónasson (1969)~
Forfar, GB	25,000	Hipertrofico	Harper (1986)
Great Ouse, DIN	2,037	Eutrófico	Rawson*
Leven, GB	20,000	Hipertrofico	Maitland y Hudspeth (1974)~
Lowe, GB	15,000	Eutrófico	Harper (1986)
Michigan, USA	1,092	Desconocido	Eggleton (1931, 1932)**
Simcoe, CAN	860	Desconocido	Welch (1952)
Third Sister, USA	16,333	Desconocido	Eggleton (1931)**
Thonotosassa, USA	7,424	Hipertrofico	Cowell y Vodacek (1981)

- \* Citado en Welch (1952)  
 \*\* Citado en Metzger (1975)  
 ~ Citado en Harper (1986)

ESTA TESIS NO DEBE  
SALIR DE LA BIBLIOTECA



APENDICE 2. COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA  
PROMEDIO DE OLIGOQUETOS BENTICOS

Lago	Abundancia ind/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec, MEX			
LV-A	2,263	Eutrófico	
LV-B	8,021	Eutrófico	
LNA	2,657	Eutrófico	
LME	132	Eutrófico	
Rorrevan, NOR	022	Eutrófico	Økland (1964)*
Chud-Pskov, URSS	985	Desconocido	Tilms (1962a)*
Doiran, YUG	2,474	Eutrófico	Saškarev (1975)
Doiran, YUG	1,115	Eutrófico	Saškarev (1980)
Embalses españoles	12,500	Diversos	Pratt (1976)
Esora, DIN	1,747	Eutrófico	Macan (1974)**
Esora, DIN	25,000	Eutrófico	Willoughby (1976)
Esora, DIN	15,670	Eutrófico	Jönassen (1969)
Esora, DIN	1,250	Eutrófico	Metzel (1975)
Mendota, EUA	1,485	Eutrófico	Brook (1985)
Michigan, EUA	214	Desconocido	Eqleton (1931, 1932)**
Siscoe, CAN	71	Desconocido	Welch (1952)
Third Sister, USA	4,720	Desconocido	Eqleton (1931)**
Thonotosaugas, USA	4,202	Hipertrófico	Cowell y Vodvovich (1981)
Toronto, CAN	81,660	Eutrófico*	Brinkhurst y Cook (1974)

\* Abortes inmoderados de materia orgánica

\*\* Citado en Welch (1952)

\* Citados en Metzel (1975)

APENDICE 3. COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA  
 PROMEDIO DE DIPTEROS BENTICOS

Lago	Abundancia ind/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec, MEX			
LV-A	926	Eutrófico	
LV-B	4,591	Eutrófico	
LMA	2,416	Eutrófico	
LME	587	Eutrófico	
Aberres, BEL	4,427	Desconocido <sup>a</sup>	Swet (1987)
Sorresan, NOR	721	Eutrófico	Gilund (1964)*
Dojran, YUG	6,370	Eutrófico	Saparev (1975)
Dojran, YUG	89	Eutrófico	Saparev (1980)
Esora, DIN	7,000 <sup>b</sup>	Eutrófico	Willoghby (1976)
Esora, DIN	40,600	Eutrófico	Barnes y Mann (1980)
Folly, CAN	670	"	Walker et al. (1984)
Fox Creek, CAN	2,300	"	Walker et al. (1984)
Glubotoe, URSS	1,540 <sup>b</sup>	Eutrófico	Sokolova + Izvelova (1986)
Mendota, USA	4,910	Eutrófico	Broci (1985)
Michigan, USA	700	Desconocido	Eggleton (1971, 1972)*
Porter, CAN	2,200	"	Walker et al. (1984)
Siscoe, CAN	620	Desconocido	Melch (1952)
Third Sister, USA	11,100	Desconocido	Eggleton (1971)*
Tronohassra, USA	2,100	Hipertrófico	Cowell y Vodonich (1981)
T. del Águila, ESP	7,150	Eutrófico	Fraai (1976)
Valencia, MUN	1,811	Eutrófico	Andriovici (1975)
Wood, CAN	4,550	"	Walker et al. (1984)

<sup>a</sup> Aportes de aguas residuales con tratamientos de verificación

\* Citados en Melch (1952)

\* Citados en Metcal (1975)

<sup>b</sup> Lagos húmedos presumiblemente oligo a mesotróficos

<sup>c</sup> Puede ser mayor a los 7,000 organismos

<sup>d</sup> E-Clasificación Roeser y Clelland

APENDICE 4. COMPARACION DE LOS VALORES DE ABUNDANCIA  
 PROMEDIO DE OTROS ORGANISMOS SENTICOS

Lago	Abundancia ind/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec, MEX			
LV-A	12	Eutrófico	
Helobdella sp. (Mirudinea)	10		
Hyalella azteca (Aphipoda)	2		
Finna Dispersioana sp. (Hydracarina)	0		
LV-B	18	Eutrófico	
helobdella sp. (Mirudinea)	22		
Hyalella azteca (Aphipoda)	5		
Finna Dispersioana sp. (Hydracarina)	0		
LHA	21	Eutrófico	
Helobdella sp. (Mirudinea)	1		
Hyalella azteca (Aphipoda)	17		
Finna Dispersioana sp. (Hydracarina)	2		
LHE	1	Eutrófico	
Helobdella sp. (Mirudinea)	0		
Hyalella azteca (Aphipoda)	0		
Finna Dispersioana sp. (Hydracarina)	1		
Serevan, NOR	111	Eutrófico	Orland (1964)*
Mirudinea [1]			
Boiren, NOR	695	Eutrófico	Sævierev (1980)
Helobdella stagnalis (Mirudinea)	27		
Revudivaamarus trisacanthus (Aphipoda)	510		
Hydracarina indet.	40		
Esora, DIN	215	Eutrófico	Macan (1974)
Helobdella stagnalis (Mirudinea)	44		
Gammarus pulex y Pollicosa caudata (Aphipoda)	170		
Finna rotunda y Finna coccinea (Hydracarina)	1		
Sincoe, CAN	40	Desconocido	Welch (1952)
Aphipoda	40		
Third Sister, USA	158	Desconocido	Espleton (1971)** 150
Hydracarina			
Thonotopassa, USA	5	Hipertrofico	Cowell y Vedobsch (1961)
Mirudinea	1		
Hyalella azteca (Aphipoda)	2		
Valence, NOR	10	Eutrófico	Andrievsky (1975)
Hydracarina	10		

\* Citado en Welch (1952)

\*\* Verlos grupos sin incluir Oligochaeta y Diptera

APENDICE 5. COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA PROMEDIO  
TOTAL DE ORGANISMOS BENTICOS

Lago	Biomasa g/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec:			
LV-A	0.84 (5.12)	Eutrófico	
LV-B	2.43 (17.93)	Eutrófico	
LMA	1.00 (8.02)	Eutrófico	
LME	0.10 (0.69)	Eutrófico	
Athabasca, CAN	0.41 (3.28)	Desconocido	Rawson (1955)*
Borrevan, NOR	11.09	Eutrófico	Økland (1964)*
Estanques checoslovacos <sup>1</sup> :	3.10 (24.70)	Eutrófico	Lellak (1961)*
Estanques polacos:	1.26 (10.10)	Eutrófico	Pieczynska <i>et al.</i> (1963)*
Great Slave, USA	0.25 (2.00)	Desconocido	Rawson (1955)*
Green, USA	1.98 (12.1)	Desconocido	Juday (1942)*
Lagos alemanes (64) <sup>2</sup> :	1.44 (11.5)	Desconocido	Deevey (1941) y Hayes (1957)*
Lagos canadienses (13) <sup>2</sup> :	11.10 (8.89)	Desconocido	Deevey (1941) y Hayes (1957)*
Lagos estadounidenses (38) <sup>2</sup> :	0.25 (8.70)	Desconocido	Deevey (1941) y Hayes (1957)*
Lagos europeos (43) <sup>2</sup> :	0.95 (7.61)	Desconocido	Deevey (1941) y Hayes (1957)*
Lagos finlandeses (75):	0.38 (2.36)	Desconocido	Deevey (1941) y Hayes (1957)*
Lagos de New Brunswick, USA (3):	0.32 (2.54)	Desconocido	Deevey (1941) y Hayes (1957)*
Lagos polacos (19):	0.37 (2.8)	Eutrófico	Pieczynska <i>et al.</i> (1963)*
Lagos rusos (10):	0.52 (4.13)	Desconocido	Deevey (1941) y Hayes (1957)*

APENDICE 5. COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA PROMEDIO  
TOTAL DE ORGANISMOS BENTICOS (Continuación)

Lago	Biomasa g/m <sup>2</sup> *	Status trófico	Referencia
Lagos <sup>†</sup> suecos (5):	0.39 (3.11)	Desconocido	Seevey (1941) y Hayes (1957)*
Last Mountain, CAN	8.60	Desconocido	Rawson y Moore (1944)*
Mendota, USA	6.52 (56.50)	Eutrófico	Juday (1921)*
Minnewanka, CAN	0.45 (3.60)	Desconocido	Rawson (1955)*
Nebish, USA	4.45 (35.00)	Desconocido	Juday (1921)*
Parvin, USA	99.80 (59.20)	Desconocido	Bucconi (1961)*
Siaccoe, CAN	1.24 (99.20)	Desconocido	Rawson (1955)*
Store Gribso, DIN	1.18 (9.40)	Distrófico	Berg y Peterson (1956)*
Velence, HUN	1.57	Eutrófico	Andrikovics (1975)
Waskesiu, CAN	2.47 (19.80)	Desconocido	Rawson (1955)*
Weber, USA	4.35 (35.00)	Desconocido	Juday (1942)*
Wyland, USA	0.82 (4.38)	Desconocido	Gerking (1962)*

Nota: Las cifras de biomasa se expresan en peso seco y en peso húmedo, esta última entre paréntesis.

\* Citado en Welch (1952)

\* Citados en Wetzel (1975)

\* Citados en Cole (1979)

<sup>†</sup> Estanques checoslovacos dedicados al piscicultivo

<sup>‡</sup> Lagos del norte de Alemania

<sup>§</sup> Lagos del norte de Canadá

\* Lagos estadounidenses ubicados en su mayoría en Connecticut y Nueva York

\* Lagos alpinos europeos

APENDICE 6. COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA  
 PROMEDIO DE OLIGODIETOS BENTICOS

Lago	Biomasa g/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec, MEX			
LV-A	0.42 (4.00)	Eutrófico	
LV-B	1.45 (11.05)	Eutrófico	
LMA	0.40 (2.95)	Eutrófico	
LME	0.02 (0.17)	Eutrófico	
Borrevan, NOR	3.35	Eutrófico	Giliand (1964)*
Chud-Pskov, URSS	11.46*	Desconocido	Fims (1952a)*
Esrom, DIN	1.20	Eutrófico	Wetzel (1975)
Glubokoe, URSS	0.40	Eutrófico	Sokolova e Izvelova (1966)
Toronto, CAN	45.50	Eutrófico*	Braimhurst y Cook (1974)

Nota: Las cifras de biomasa se expresan en peso seco y en peso húmedo, esta última entre paréntesis.

\* Aportes inoperados de materia orgánica

\* Citeado en Wetzel (1975)

APENDICE 7. COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA  
PROMEDIO DE DIPTEROS BENTICOS

Lago	Biomasa g/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec, MEX			
LV-A	0.25 (1.31)	Eutrófico	
LV-B	1.18 (6.70)	Eutrófico	
LMA	0.59 (3.06)	Eutrófico	
LME	0.08 (0.52)	Eutrófico	
Aberes, BEL	(13.46)	Desconocido*	Saet (1982)
Borrevan, NOR	3.29	Eutrófico	Olland (1964)*
Doiran, YUG	11.27 <sup>†</sup> 16.12 <sup>‡</sup>	Eutrófico	Sablarev (1975)
Glubokoe, URSS	1.10 <sup>§</sup> 0.75 <sup>¶</sup>	Eutrófico	Sokolova e Izeleva (1966)
Fleuksmeer, HOL	2.05 <sup>¶</sup>	Desconocido	Beattie (1982)
Valence, HUN	0.8e	Eutrófico	Andrievics (1975)

Nota: Las cifras de biomasa se expresan en peso seco y en peso húmedo, este último entre paréntesis.

\* Aportes de aguas residuales con tratamiento de aeración

† Citados en Metzel (1975)

‡ Inestabilidad del sedimento debida a fuertes vientos

§ Exclusivamente *Chironomus plumosus*

¶ Exclusivamente *Chironomus crystallinus*

e Exclusivamente Chironomidae

e Exclusivamente Chironomus

APENDICE 8. COMPARACION DE LOS VALORES DE BIOMASA  
PROMEDIO DE OTROS ORGANISMOS BENTICOS

Lago	Biomasa g/m <sup>2</sup>	Status trófico	Referencia
Chapultepec, MEX			
LV-A	0.01 <sup>†</sup>	Eutrófico	
LV-B	0.04	Eutrófico	
LMA	0.01	Eutrófico	
LME	0.006-0.07	Eutrófico	
Borrevan, NOR	0.96	Eutrófico	Olland (1964)*
Glubokoe, URSS	0.21	Eutrófico	Sokolova e Izeleva (1966)

Nota: La biomasa se expresa en peso seco.

\* Citados en Metzel (1975)

† Exclusivamente Hirudineas que fueron los más abundantes después de oligoneetos y quironómidos.

### AGRADECIMIENTOS

Deseo hacer patente el agradecimiento a las siguientes personas e instituciones que permitieron llevar a cabo el Proyecto "Limnología de los Lagos de Chapultepec, México", del cual este trabajo de tesis forma una parte.

- a) Apoyo económico: Secretaría Ejecutiva del Consejo de Estudios de Posgrado (SECEP), UNAM; Escuela Nacional de Estudios Profesionales-Iztacala (ENEP-I), UNAM.
- b) Apoyo logístico: Coordinación de Bosques, Delegación Miguel Hidalgo, DDF; Escuela Nacional de Estudios Profesionales-Iztacala (ENEP-I), UNAM.
- c) Apoyo físico-químico: Lab. de Análisis Físico-químico Via Héroles, CyMA, ENEP-I (Esp. Tec. Alia, Esperanza Robles Valderrama, M.C. Víctor Rivera Aguilar, Biól. Elvia N. Gállegos Meyra, Biól. Arturo Calderón Vega, Biól. Francisco J. Abarca González, Biól. Rosa E. Chio Achí); Lab. de Análisis Instrumental Mayor, CyMA, ENEP-I (Guía, Máximo J. Castillo); Lab. de Bioquímica, UNFF, ENEP-I (M.C. Sergio González Moreno); Lab. de Geología Marina, ICMyL, UNAM (Ocean, Raymundo Lecuanda, Gabriel Sánchez);
- d) Apoyo biológico: Lab. de Bacteriología, CyMA, ENEP-I (M.C. Elizabeth Ramírez Flores, P.M.C. Patricia Bonilla Lemos); Lab. de Microscopía, CyMA, ENEP-I (P. Dr. Gloria Vilacera i Faljo, Biól. Alfonso Lujo Vázquez, Biól. Mario Chávez Arteaga); Lab. de Helmintología, Instituto de Biología, UNAM (Biól. Serapio López Jiménez, Biól. David Osorio Sarabia); Lab. de Mastozoología, Instituto de Biología, UNAM (M.C. Oscar Sánchez); Lab. de Malacología, ICMyL, UNAM (M.C. Edna Naranjo, Biól. Zoila Castillo); Lab. de Genética de Organismos Acuáticos, ICMyL, UNAM (Dr. Manuel Uribe Alcocer);
- e) Apoyo de muestreo: Lab. de Microscopía, CyMA, ENEP-I (Biól. Ricardo Ortiz, investigadores de los diferentes laboratorios del Proyecto CyMA).

A todas aquellas personas que participaron mediante la realización de su servicio social o trabajo de tesis, así como aquellos que participaron en forma desinteresada en el Proyecto, especialmente a la M.C. Rosario Sánchez Rodríguez, Biól. Francisco Castro Gutiérrez, y Jesús Islas Rodríguez.

Al Dr. Fermín Rivera Agüero por la dirección y revisión del trabajo de tesis, así como por todas las facilidades y paciencia.

Al Dr. Manuel Buzmán Arroyo y al M.C. Francisco Vera Herrera por su asesoría y atinados comentarios.

Al Dr. Joaquín Bueno Soría por la revisión y corrección del trabajo de tesis y por su confianza.

Al Dr. Luis A. Soto González por sus atinados consejos, orientación, apoyo constante y por su amistad sincera.



A Fernando B. Izquierdo Vicuña y a Carlos Hernández Chávez por sus estímulos, ayuda y desinteresada amistad.

A Enrique Kato Miranda, leal compañero y colaborador, por su ayuda y consejos en todo lo referente al trabajo de tesis y por su valiosa amistad.

A mis padres por su estímulo constante y paciencia.

A Elva Escobar-Briónes por su desinteresada apoyo, ayuda y, sobre todo, por su gran amistad, paciencia y estímulo.