

212
2ej



Universidad Nacional Autónoma de México

FACULTAD DE CIENCIAS

El Plancton Dulceacuicola como Indicador
Biológico de algunos Metales Pesados en
el Lago Nabor Carrillo, Estado de México

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G A
P R E S E N T A
ALICIA VAZQUEZ MARTINEZ

MEXICO. D. F.

1991

TESIS CON
FALTA 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 está 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.

212
2ej



Universidad Nacional Autónoma de México

FACULTAD DE CIENCIAS

El Plancton Dulceacutcola como Indicador
Biológico de algunos Metales Pesados en
el Lago Tabor Carrillo, Estado de México

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
B I O L O G A
P R E S E N T A
ALICIA VAZQUEZ MARTINEZ

MEXICO. D. F.

1991

TESIS CON
FALTA DE ORIGEN

I N D I C E

RESUMEN	vii
1 INTRODUCCION	1
1.1 Antecedentes	2
1.2 Objetivos	6
2 DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO	7
2.1 Descripción General de la Cuenca	7
2.2 Descripción del Lago Habor Carrillo	7
2.2.1 Localización geográfica	7
2.2.2 Edafología	7
2.2.3 Hidrografía	10
2.2.4 Clima	10
2.2.5 Flora	10
2.2.6 Fauna	11
2.2.7 Importancia económica	11
3 METODOLOGIA	12
3.1 Muestreo en Campo	12
3.2 Tratamiento de Muestras	12
3.2.1 Biológicos	12
3.2.1.1 análisis biológico	12
3.2.1.2 análisis cualitativo de plancton	13
3.2.1.3 análisis cuantitativo de plancton	13
3.2.1.4 metales pesados en material biológico	13
3.2.2 Físicos y químicos	14

4 RESULTADOS	16
4.1 Biológicos	16
4.1.1 Análisis biológico	16
4.1.2 Análisis cualitativo de plancton	16
4.1.3 Análisis cuantitativo de plancton	20
4.1.4 Metales pesados en material biológico	47
4.2 Físicos y Químicos	47
5 ANALISIS DE RESULTADOS	56
6 DISCUSION	57
7 CONCLUSIONES	64
APENDICE (TABLAS)	66
APENDICE DE TECNICAS SPECTAS	104
BIBLIOGRAFIA	108

R E S U M E N

Se seleccionaron 10 estaciones de muestreo estratégicamente distribuidas en el lago Nabor Carrillo, Estado de México, con el fin de determinar las características fisicoquímicas y bacteriológicas, así como evaluar cualitativa y cuantitativamente a la comunidad planctónica presente en las mismas, con objeto de cuantificar la concentración de metales pesados y calidad del agua a través de organismos indicadores de metales pesados y de contaminación.

De acuerdo a los resultados obtenidos, no existe una zonación marcada en el lago y en general se clasifica como un embalse con un grado de eutroficación avanzado con una concentración elevada de plomo y zinc, tanto en el agua como en el plancton.

Los metales de mayor concentración en la zona son plomo y zinc, encontrando a las bacterias y al fitoplancton como bioacumuladores y al zooplancton como bioconcentrador de ellos, repercutiendo considerablemente en la cadena alimenticia. Los indicadores que muestran el desequilibrio que existe en la zona son Nitzschia y Spirulina para el caso del fitoplancton; Filinia y Teonra para el zooplancton.

Dadas las características determinadas en el lago, se asemeja a una laguna de oxidación.

1 INTRODUCCION

El agua juega un papel primordial en toda actividad siendo indispensable para todos los organismos. Se ha venido modificando en el transcurso del tiempo de manera natural y artificial, siendo la última originada por la actividad humana, utilizándola como vehículo de desechos tanto industriales como agrícolas o de otra índole. Por esta razón, el agua y el alimento se consideran entre los vectores más importantes para la entrada de sustancias tóxicas a los organismos acuáticos. Estas sustancias pueden encontrarse en los sistemas acuáticos en concentraciones que pueden ejercer efectos letales o subletales en los organismos; en el último caso y solamente bajo exposiciones crónicas, pueden causar daños como resultado de la acumulación en sus tejidos con diferentes proporciones, dependiendo de sus mecanismos de regulación.

La creciente demanda de agua y energía hidroeléctrica, así como las múltiples aplicaciones adicionales de los embalses (regulación del caudal de los ríos, regadío agrícola, aprovechamiento piscícola, prácticas deportivas, etc.) han impulsado considerablemente su construcción. Tanto es así que en pocos años los ecosistemas terrestres han sido sustituidos por otros acuáticos.

El Valle de México es un lugar de gran importancia económica, social, cultural y política dentro de la República Mexicana, donde los problemas ambientales, sociales y sanitarios se han incrementado paulatinamente con el aumento poblacional. Dada la problemática de esta zona, surge la necesidad de brindar una respuesta rápida a este tipo de problemas, por lo que el presente estudio pretende colaborar en aspectos de recuperación del agua del valle.

El Proyecto Texcoco trata de crear la infraestructura hidráulica necesaria para retener, almacenar y regular los excedentes de agua cruda y tratada que actualmente se desecha sin ningún aprovechamiento, de modo que esta agua pueda ser empleada con fines agrícolas e industriales, permitiendo a su vez que la potable se reserve para consumo humano.

Dentro del Proyecto Texcoco se encuentra el estudio del lago Nabor Carrillo, que recibe agua residual tratada proveniente de la Ciudad de México; dicha agua arrastra gran cantidad de contaminantes, entre los que se encuentran metales pesados y detergentes.

Por lo anterior y debido a los usos potenciales que se contemplan para el lago Nabor Carrillo como son riego, explotación pesquera y a su vez mantener una reserva biótica de gran importancia, con refugios para aves migratorias y protección de la fauna del vaso de Texcoco, creando además un lugar de esparcimiento para las prácticas de remo y canotaje, pesca deportiva, etc. y en la consideración de que el agua del lago pudiera constituir una vía

de entrada y distribución de los contaminantes hacia las cadenas tróficas, éste trabajo presenta un esfuerzo y un interés que, junto con otros que realizan diferentes instituciones, colaborarán a la conservación del medio acuático.

El trabajo se realizó a corto plazo con muestreos mensuales de julio de 1987 a febrero de 1988, con el objeto de detectar rápidamente el desequilibrio ecológico que presenta el lago y la relación plancton-metales pesados, siendo el plancton la herramienta fundamental para el estudio de la calidad del agua y de sustancias tóxicas, actuando como un indicador biológico de contaminación.

1.1 Antecedentes

Para evaluar el peligro que representa la presencia de algún contaminante en los cuerpos de agua, han surgido numerosas aportaciones referentes al plancton, el cual conforma la base de la cadena alimenticia vía autotrófica y por ser un buen indicador de metales pesados, ya que éstos microorganismos adoptan un número de estrategias para mantener una concentración intracelular de metales pesados, las cuales incluyen:

- Metilación biológica o biometilación y transporte a través de la membrana celular del proceso de difusión de metales pesados.
- Biosíntesis de polímeros intracelulares, los cuales sirven para transportar iones metálicos de la solución.
- La acumulación de iones metálicos en la superficie celular.
- La precipitación de metales insolubles (complejos) en la superficie celular (Hong-Kang Wang y Wood, 1984).

La relación algas-bacterias presenta una sensibilidad particular por el Ni y Cu, mientras que las algas-protozoarios la presentan hacia el Pb. Las sustancias tóxicas, como metales pesados o herbicidas orgánicos, son inhibidores del crecimiento de los organismos en agua natural y en plantas de tratamiento de agua residual (Whitton, 1979; 1984).

La contaminación ambiental repercute en la actividad celular y en procesos bioquímicos críticos del crecimiento y producción de algas acuáticas. Estos procesos incluyen fotosíntesis, producción de Ácidos nucleicos, biosíntesis de lípidos, la ingestión de nutrientes inorgánicos y fijación de nitrógeno (Hongre et al., 1980).

Los efectos directos de los contaminantes tóxicos son muy dependientes de las especies de algas y de las condiciones de la calidad del agua.

En la tabla 1 se encuentran algunos estudios referentes a la bioconcentración y bioacumulación de metales pesados en el plancton. "Entendiendo por bioconcentración a la capacidad de un organismo o una población de organismos del mismo nivel trófico para absorber sobre sus tejidos un contaminante que esté presente en el medio que les rodea y bioacumulación no sólo a la capacidad de concentrarlo, sino de incorporarlo a sus tejidos a través de fenómenos metabólicos, de tal manera que en cierto tiempo la concentración del contaminante es mayor que la del medio que rodea al organismo". Existe otro fenómeno que viene sumado a los anteriores, pero no ha sido demostrado con certeza para los metales pesados: la biomagnificación, refiriéndose ésta al incremento de un contaminante en niveles tróficos sucesivos dentro de un sistema; por ejemplo, los organismos predadores que presentan una mayor concentración de ciertos contaminantes que aquellos organismos de los que se alimentaron, encontrándose que en los niveles tróficos es mayor la concentración (Villanueva, 1980; Jenkins, 1981).

Entre los elementos tóxicos más importantes, en términos de su efecto sobre los sistemas biológicos naturales del medio acuático, se encuentran el Hg, Cu, Pb, Zn, Ni, Cd y As (Forstner y Wittman, 1979) que provienen de industrias, minas, del polvo y esmog (contaminación atmosférica), entre otros tipos de contaminantes, presentándose a su vez en suelo, plantas, rocas y en toda actividad agrícola. Ejercen una serie de trastornos en el ser humano, como es el caso de la Bahía de Minamata en Japón, donde descargas de mercurio causaron enfermedades neurológicas, debilidad muscular, pérdida de la vista, deterioro de la función cerebral, parálisis y en muchas ocasiones la muerte por ingerir pescado contaminado (Jenkins, 1981). La enfermedad ocasionada por cadmio denominada "itai-itai" o "duele-duele" se manifiesta con lesiones renales y gastrointestinales, así como osteomalacia, resultado de la contaminación industrial de alimentos y agua (Underwood, 1977). El saturnismo (ocasionada por el plomo) es la aparición del Ríñete de Burton o línea azul de 1 a 2 mm de altura en el borde libre de las encías y en dientes cariados, acompañado de fatiga, pérdida de peso, sabor metálico y aliento fétido, así como trastornos del Sistema Nervioso Central (Liener, 1974; Ariens, 1978; Abad et al., 1982). Otra enfermedad de gran importancia y trascendencia es el arsenicismo, manifestándose con aumento de la permeabilidad capilar, afección al sistema motor por daño al Sistema Nervioso Central, encefalitis, mielitis y nefritis, así como afecciones dermatológicas, oculares, nasales y de garganta, posibles alteraciones gastrointestinales y genitourinarias, pérdida del cabello y pelo (Bernan, 1980; Ferguson y Gavis, 1972; Lisolla et al., 1972). Síntomas reconocidos en México en la zona conocida como Comarca Lagunera, originada principalmente por ingestión de agua contaminada en forma natural con arsénico de acuerdo a estudios realizados en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA, 1987).

TABLA 1. Estudios sobre acumulación de metales pesados en el plancton.

Cita bibliográfica	Metales										Géneros	
	Au	Hg	Zn	Pb	Cu	Fe	Cr	Cd	Ni	Al		
Bringsaun y Kühn, 1980	I	I		I	I			I	I			<u>Scenedesmus quadricauda</u>
Nierle y Stokes, 1976f												
Conway y Williams, 1979									I			<u>Fragilaria crotonensis</u>
Conway y Williams, 1979									I			<u>Asterionella formosa</u>
Fitzgerald y Faust, 1963f												
Foy y Genloff, 1972.	I	I	I	I	I	I	I		I	I		<u>Chlorella</u>
Fitzgerald y Faust, 1963f												
Stokes, 1975.						I						<u>Microcystis aeruginosa</u>
Fujita y Washizume, 1975		I										<u>Synedra sjo</u>
Hong-Kang Wang y John H. Wood, 1984									I			<u>Euglena</u> sp, <u>Chlorella</u> sp
James S., Kuwabara, 1985.				I				I	I			<u>Selenastrea capricornuta</u>
Källquist y Meadows, 1978f												
Stokes, et al., 1973, 1975						I						<u>Spirulina platensis</u>
Laube et al., 1979						I			I			<u>Anabaena</u> sp
Laube et al., 1979						I			I			<u>Anistrodesmus braunii</u>
Patric et al., 1975									I			<u>Diatoma</u>
Whitton, 1984.									I			<u>Navicula inertia</u>
Say et al., 1977 y Whitton 1979.				I								<u>Horaidium</u> sp

Existen factores que afectan las concentraciones de los metales pesados en los organismos acuáticos. De este modo se tienen factores abióticos como son las variables ambientales. Entre ellas se encuentran la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, además del pH, el potencial redox y la materia orgánica (Vernberg, et al., 1974; Mandelli, 1979). Por otra parte, existen factores bióticos como el desarrollo fisiológico general de los organismos, ciclo e historia de vida y variabilidad genética individual.

La absorción de los metales pesados en un ambiente acuático está dada por partículas suspendidas en el cuerpo de agua y por organismos fitoplanctónicos, siendo concentrados por toda la cadena trófica de la siguiente manera (Hart, 1982):

Metales pesados----> partículas suspendidas y/o fitoplancton ----> zooplancton----> necton----> aves----> y/o hombre.

Siendo el plancton la principal entrada de energía a los ecosistemas acuáticos y la base de su mantenimiento por ser productor primario (fitoplancton) y primer consumidor (zooplancton) en la cadena trófica, los disturbios en su ambiente pueden alterar la estructura y función de esas comunidades.

Dada su interacción con el agua por su ciclo de vida corto, su rápida respuesta a los cambios ambientales, su pequeño tamaño, por presentar géneros tolerantes a concentraciones tóxicas de los metales pesados y por su gran abundancia, el plancton representa una herramienta fundamental en el estudio de la calidad del agua, así como para el monitoreo de metales pesados, ya que actúa como indicador de contaminación (García, 1985; Whitton, 1979).

Los indicadores biológicos de la contaminación tienen como finalidad satisfacer los monitoreos de calidad del agua basándose en el significado biológico de los organismos vivos. Los seres vivos por desarrollarse en un medio ambiente son indicadores de la aceptación a las condiciones de vida en determinados lugares. Las respuestas de los organismos a los cambios que se producen en el hábitat natural se presentan bajo diversas formas de respuesta: algunas especies no toleran los cambios de calidad del agua, otras más se adaptan y unas cuantas si los aceptan, pero están relacionadas con las concentraciones. Se considera que los mejores indicadores tienen un carácter esteno con respecto al parámetro fisicoquímico en cuestión (Persoone y de Pauw, 1978).

Con respecto al estudio sobre la relación metales pesados y plancton en México, se cuentan con los realizados por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH, 1980) en las lagunas del Carmen, Tabasco y Tampamachoco, Veracruz (Golfo de México), donde se analizó la bioacumulación de metales pesados y plaguicidas en especies acuáticas de importancia económica, encontrando que en el plancton se encuentran generalmente Cr, Pb,

Cd y Hg determinados por espectrofotometría de absorción atómica. En cuanto a indicadores de metales pesados no se encontraron antecedentes.

Con lo que respecta al lago Nabor Carrillo, se han realizado numerosos trabajos en diversas instituciones, abarcando aspectos geográficos, fisiográficos, climáticos, condiciones geohidrológicas, perspectivas de utilización del agua subterránea, de la flora y fauna, algunas asociaciones vegetales de los terrenos del lago, etc. entre los que caben destacar los de Bustamante, (1837); Alvarez del Villar, (1957); Rzedowski, (1957); SRH, (1969); Alvarez del Villar, (1970); Zacula, (1977); Hernández, (1985) y Mata, (1986).

En la actualidad, la Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala (ENEP), se encuentra realizando estudios sobre aspectos físicos, químicos, bacteriológicos y taxonómicos, tanto de peces como de plancton y presencia de metales pesados en el agua. La Comisión del Lago de Texcoco así como el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua a su vez realizan estudios similares en sus instalaciones.

1.2 Objetivos

- Determinar los parámetros físicos y químicos prevaescentes en el lago Nabor Carrillo, Estado de México.
- Determinar cualitativamente los organismos componentes de la comunidad planctónica presentes en el lago Nabor Carrillo, Estado de México.
- Establecer la distribución y abundancia de los organismos planctónicos durante ocho meses de muestreo.
- Señalar la relación entre la comunidad planctónica y las diferentes concentraciones de los metales pesados encontrados en el lago Nabor Carrillo, Estado de México.
- Realizar un diagnóstico preliminar de la calidad del agua del lago con base en los objetivos anteriores, a través de una zonificación por grado de afectación del mismo.

2 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1 Descripción general de la cuenca.

La cuenca del Valle de México está situada en el borde sur de la Mesa central a 19° 26' de latitud N y 99° 08' de longitud W de Greenwich. La superficie del Valle de México es de 9 600 Km² (Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, 1964).

La cuenca está limitada al norte por las sierras de Tepotzotlán, Tezontlalpan y Pachuca y la sierra de Chichinautzin; al poniente por las sierras del Ajusco, Las Cruces, Monte Alto y Monte Bajo.

El clima es de tipo moderado-livioso en la parte sur y seco estepario en el norte. La temperatura media es de 15 a 16°C, disminuyendo en las partes altas de las sierras del Ajusco, Chichinautzin y Nevada a valores comprendidos entre 7 y 12°C. La evaporación potencial oscila entre 900 y 2 300 mm por año, notablemente superior a la precipitación pluvial. La velocidad media de los vientos es de aproximadamente 10 Km/h y las direcciones dominantes son NE y NW.

La salida o efluente principal del valle está compuesta básicamente por aguas negras (Gran Canal) y pluviales que se originan dentro del Área metropolitana. En los últimos años se han construido diversas plantas de tratamiento para aguas negras dentro de la Ciudad de México y en zonas aledañas; sus aguas se utilizan para lagos recreativos como el ex-lago de Texcoco que ha variado su extensión en el tiempo, ocupando actualmente la porción más baja de la cuenca hidrográfica conocida como Valle de México (SRH, 1969).

2.2 Descripción del lago Nabor Carrillo.

2.2.1 Localización geográfica.

Está situado en el centro de la cuenca, limitando en su parte occidental con la Ciudad de México y entre las coordenadas 19° 28' 00" latitud norte y 98° 58' 00" longitud oeste, a una altura de 2 236 m.s.n.m., con una extensión actual aproximada de 917 ha y profundidad media de 2.29 m (Fig. 1).

El lago Nabor Carrillo es un embalse de reciente creación (1971) de forma rectangular, con 3.5 Km de largo por 2 de ancho. Su capacidad de almacenamiento es de 21 millones de metros cúbicos (Fig. 2).

2.2.2 Edafología.

Los suelos son alcalino-sódicos del tipo Solonchankgleicos y Gleysols-cálcicos, fase sódica, así como suelos alcalinos no sódicos y sódicos del tipo Andosol citrico (SRH, 1971).

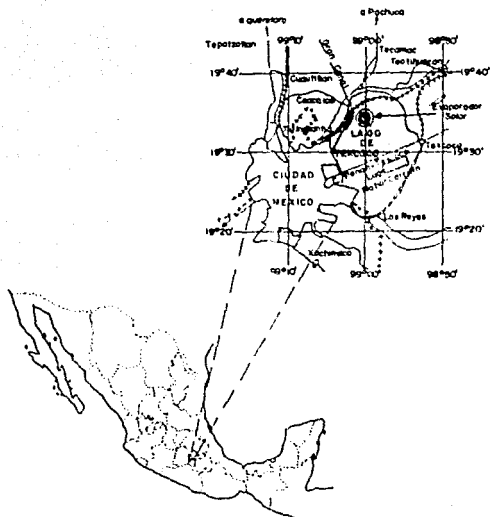


FIG. 1. LOCALIZACION GEOGRAFICA DEL EX-LAGO DE TEXCOCO, EDO. DE MEXICO.

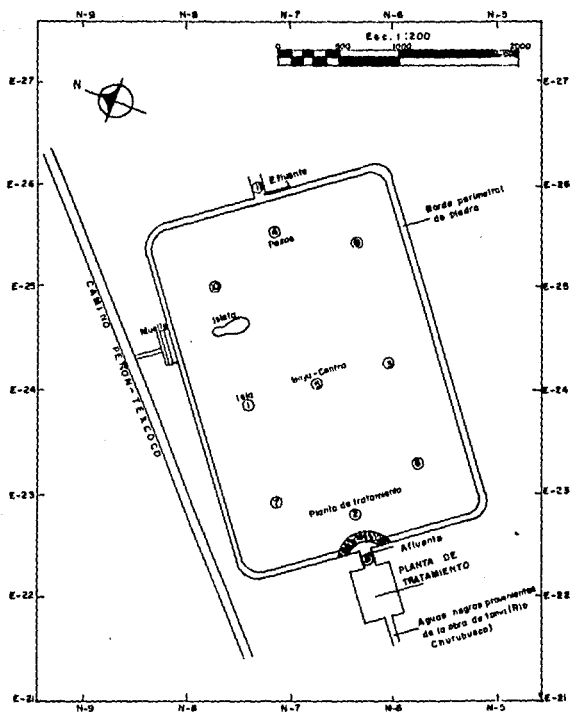


FIG. 2. LAGO NABOR CARRILLO, ESTACIONES DE MUESTREO

Su manto freático es muy superficial, compuesto por diferentes tipos de sales y otros elementos que ascienden por capilaridad al suelo, evaporándose en la superficie, depositando la sal, formando el "tequesquite" y provocando una sequía fisiológica.

2.2.3 Hidrografía.

El único tributario del lago Nabor Carrillo es el agua tratada de la margen derecha del río Churubusco, proveniente de desechos municipales del sur y oriente de la Ciudad de México (la margen izquierda del río Churubusco desemboca en el Gran Canal del Desagüe).

El lago está constituido por los escurrimientos del río Churubusco, donde lleva un caudal del orden de 700 l/s de agua negra, la cual es previamente tratada antes de ser vertida al lago por medio de un tratamiento secundario mediante la utilización de lodos activados convencionales, con aeración mecánica superficial y un sistema aéreo de digestión de lodos (Fig. 2).

2.2.4 Clima.

Su clima según la clasificación de Köppen modificada por García (1964), corresponde al Bskw, semiseco con verano fresco y lluvioso e invierno con un total de lluvia menor al 5 % del total anual (García, 1980).

La precipitación anual es de 600 mm y la evaporación anual de 1 800 mm (Rzedowski, 1957).

2.2.5 Flora.

La vegetación terrestre está dominada por pastizales halófitos de Distichlis spicata (pasto salado) siendo también características las poblaciones monoespecíficas de Suaeda torreyana (romerito). Con lo que respecta a la vegetación acuática, en la actualidad su desarrollo está limitado y es poco conocido.

De las 14 500 ha que abarcan el lago de Texcoco, 8 136 han sido pastizadas desde 1972 a la fecha, pastando en ellos ganado de diferentes partes de la República, que aporta de 6 a 7 Kg de estiércol por cabeza, los cuales brindan una mejor calidad al pasto de la cuenca.

Los pastos evitan que se levanten volvaneras y protegen al suelo de la erosión; la penetración de raíces facilita la entrada de agua en el suelo y la floculación de las partículas que la componen.

2.2.6 Fauna.

En esta área habitan hoy en día un total de 57 especies de aves con hábitos acuáticos. De estas, 13 pertenecen a los patos, 9 a las aves de ribera, 11 a las garzas, 5 a las gallinas de agua, 1 a los ibis y 8 a las especies de ambientes marinos como pelicanos y golondrinas de mar. De estos, se encuentran en el lago Nabor Carrillo las siguientes especies:

Patos: Anas clypeata (pato hocón); Anas anuta (pato golondrina); Anas crecca (caercata de alas verdes); Anas golondrina (pato chalcuán); Anas strepera (pato pinto); Anas discors, Oxyura jamaicensis (pato tepalcate) y ocasionalmente Anas platyrhynchos diazi (pato mexicano).

Aves de ribera: Recurvirostra americana (avocistas); Himantopus mexicanus (monjita); Charadrius vociferus (oras).

Garzas: Ardea herodias, Casmerodius albus, Egretta thula, Rulbucus ibis (ribera del lago).

Ibis: Fulica americana.

Gallinas de agua: Podilymbus podiceps, Podiceps nigricollis.

Gaviotas: Harus de lawrensis, Harus pipixcan.

Pelicano: Pelecanus erythrorhynchos.

Otro tipo de organismos presentes en la zona es el pez amarillo Gyrardinichthys viviparus (Bustamante) que presenta una gran resistencia a la contaminación. Con lo que respecta a los organismos planctónicos, hasta el momento no existe información referente a ellos.

2.2.7 Importancia económica.

La importancia económica reside en la destinación del agua al riego de parcela y a sus usos industriales y municipales, con el fin de permitir que el agua potable se reserve al consumo y utilización humana. Además, en la zona del lago Nabor Carrillo y su periferia se pretende construir un Área cuyos fines serían netamente recreativos, algo similar a un parque nacional. Se construirán pistas de canotaje y además se podrá practicar la pesca y los paseos en lancha. Contaría también con refugios para aves y otras especies de animales.

Por lo anterior, se convierte en una zona de gran importancia económica tanto para el estado como para la población circundante.

3 METODOLOGIA

3.1 Muestreo en campo.

En el lago Nabor Carrillo, se establecieron 11 sitios de muestreo, seleccionados con base en el criterio de triangulación, recomendado por SARH (1982 b) para cuerpos de agua lénticos que sólo reciben una descarga conocida (Fig. 2).

Se realizaron muestreos mensuales de julio de 1987 a febrero de 1988, tomando muestras de agua en cada una de las estaciones elegidas mediante un muestreo prospectivo hecho previamente, con objeto de realizar análisis físicos, químicos, biológicos y bacteriológicos.

Las muestras se obtuvieron y analizaron como establecen los Métodos Estándar para Análisis de Aguas y Aguas de Desecho (APHA, et al., 1985).

3.2 Tratamiento de muestras.

3.2.1 Biológicos.

3.2.1.1 Análisis biológico.

Las muestras bacteriológicas de los primeros 5 puntos de muestreo durante los meses de octubre y noviembre de 1987 fueron obtenidas y analizadas como establecen los Métodos Estándar (APHA et al., op. cit.).

De la muestra colectada se determinaron indicadores bacteriológicos: Coliformes totales, fecales y estreptococos fecales, por la técnica de tubos múltiples (Número más Probable = NMP/100 ml).

Para el muestreo de plancton, se utilizó una red de plancton No. 25 con abertura de malla de 54 μ , realizando un arrastre superficial durante dos minutos. La muestra se colectó en frascos de vidrio de boca ancha con capacidad de 125 ml, preservándose inmediatamente con formal al 5 %.

Para conocer la pérdida de organismos en la red, se muestreó el último mes con botella Van Dorn tomando un litro de muestra compuesta de cada estación.

En el laboratorio se determinó la abundancia y diversidad de los organismos colectados. En el último mes se analizaron tanto las muestras de red como de botella, así como la biomasa de estas según los Métodos Estándar (APHA et al., op. cit.).

3.2.1.2 Análisis cualitativo de plancton.

Los organismos planctónicos fueron identificados de acuerdo con Jahn, (1949); Smith, (1950); Edmonson, (1959); Barnes, (1977); Kudo, (1979); Prescott, (1970); Weber, (1971); Boid y Wynne, (1978); SARH, (1982 a); Ortega, (1984) y APHA et al., op. cit.

3.2.1.3 Análisis cuantitativo de plancton.

Para el análisis cuantitativo, se utilizó el método de conteo por gota de Lackey (microtransecto), comparándolo en el último mes con el método del hemocitómetro (Lackey, 1967).

Como complemento se utilizaron índices de diversidad y abundancia (Apéndice de Técnicas Selectas).

La determinación de metales pesados en fito y zooplancton se realizó por Espectrofotometría de Absorción Atómica en un Espectrofotómetro marca Perkin Elmer Mod. 2380 con base en la siguiente técnica:

El zooplancton es separado del fitoplancton mediante una red de plancton del No. 20 con abertura de 76 μ . El fitoplancton es concentrado mediante una centrifuga a 2 100 g (3 200 rpm) durante 12 minutos.

Se tomaron 0.3 g de cada muestra peso húmedo (para facilitar una rápida reacción con el ácido), previamente pesada en una balanza analítica y se colocan en vasos de precipitado de 50 ml, tapándose posteriormente con cajas de Petri.

Se digiere con 4 ml de HNO_3 a 65°C durante 15 minutos y 1 ml de $HClO_4$ cada 15 minutos durante media hora. Se deja enfriar y se afora a 25 ml con agua desionizada. Hasta aquí, todo el procedimiento se realiza en una campana de extracción. Se analiza en el Espectro de Absorción Atómica.

Todo el material es previamente lavado con la secuencia:

Extrán--> agua de la llave--> mezcla crónica--> agua desionizada, como sugiere Hicks (1976), con el fin de eliminar residuos de metales, materia orgánica u otro material que contamine la muestra o interfiera en la determinación.

3.2.1.4 Metales pesados en material biológico.

De acuerdo a las características toxicológicas que presentan los diferentes metales, los de mayor toxicidad en el ser humano son Hg, Pb, Cd, As y Ni (Förstner y Wittman, 1979), por lo que se hizo la elección de éstos metales más el Cr y Zn (Tabla 1), para

su determinación en el material biológico, además de que acuerdo a la bibliografía el plancton es un buen indicador de éstos metales.

Con base en los resultados de metales pesados obtenidos mediante un estudio prospectivo en el agua del lago Nabor Carrillo, sólo se tomaron los metales que presentaron concentraciones significativas como son el Pb, As y Zn determinados durante 4 meses (julio, octubre, noviembre (1987) y febrero (1988)) en el material biológico (plancton) (Tabla 2).

3.2.2 Físicos y químicos.

Los parámetros físicos y químicos determinados, así como las técnicas empleadas se enlistan a continuación:

PARAMETRO	METODO DE ANALISIS
Temperatura	Termómetro
pH	Potenciométrico
Conductividad	Conductimétrico
Sólidos totales	Gravimétrico
Dureza total (CaCO ₃)	Volumétrico por titulación con EDTA
Turbiedad (ppm SiO ₂)	Colorimétrico
Alcalinidad total (CaCO ₃)	Volumétrico por neutralización con H ₂ SO ₄
N orgánico y N amoniacal	Kjeldahl
Nitritos	Diazotización
Nitratos	Brucina
Oxígeno disuelto	Indométrico o de Winkler
DRD ₅	Modificado de Winkler
DRD	Dicromato de potasio
SAAM	Cloruro de metilo
Fosfato total	Cloruro estanoso
Cloruros	Argentométrico o de Mohor
Pb, As, Hg, Fe, Cu, Cr, Ni, Cd, Mg, Zn	Espectrofotométrico

TABLA 2. Muestra prospectiva de los metales encontrados en las diferentes estaciones de muestra en el lago Nahar Carrillo, Estado de México.

METALES PESADOS	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Cr** (mg/l)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
As (mg/l)	0.039	0.037	0.040	0.040	0.040	0.035	0.020	0.030	0.040	0.040
Pb (mg/l)	0.007	0.030	0.007	0.009	0.001	0.040	0.005	0.008	0.007	0.009
Cu (mg/l)	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050
Fa (mg/l)	0.170	0.170	0.190	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200	0.200
Cd (mg/l)	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
Hg (mg/l)	0.0008	0.008	0.001	0.0009	0.0009	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Cr (mg/l)	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100
Zn (mg/l)	0.080	0.040	0.080	0.040	0.050	0.060	0.035	0.040	0.060	0.050
Ni (mg/l)	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100	0.100
Mn (mg/l)	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050
Hg (mg/l)	7.600	7.900	7.800	7.700	7.700	12.00	7.700	7.700	7.700	7.800

4 RESULTADOS

4.1 Biológicos.

4.1.1 Análisis biológico.

En cuanto a indicadores bacteriológicos los más abundantes son los estreptococos fecales (Fig. 3). Se encuentra que el valor máximo se presenta a finales del mes de noviembre en las estaciones 1, 3 y 5 (2 400 NMP/100 ml) y el mínimo en el mes de octubre en la estación 2 (3.0 NMP/100 ml) (Tabla 3).

Para coliformes totales y fecales, su valor general es de 30 NMP/100 ml con excepción de algunas estaciones en los meses de octubre y principios de noviembre donde sobrepasan los límites permisibles (Tabla 4).

Con lo que respecta a plancton, se identificaron 27 géneros diferentes de los cuales el 69.96 % corresponde al fitoplancton y el 37.04 al zooplancton, encontrando la siguiente proporción de grupos (taxa):

FITOPLANCTON	Cyanophyta	29.63 %
	Chlorophyta	18.52 %
	Chrysophyta	11.11 %
	Euglenophyta	3.70 %
ZOOPLANCTON	Protozoa	11.11 %
	Rotifera	11.11 %
	Arthropoda	14.82 %
TOTAL		100.00 %

4.1.2 Análisis cualitativo de plancton.

DIVISION	GENERO
Chlorophyta	<u>Pandorina</u>
	<u>Eudorina</u>
	<u>Chlorococcum</u>
	<u>Kirchneriella</u>
	<u>Selenastrum</u>
	<u>Closteriopsis</u>
	<u>Scenedesmus</u>
<u>Staurastrum</u>	
Chrysophyta	<u>Melosira</u>
	<u>Stephanodiscus</u>
	<u>Cyclotella</u>
	<u>Nitzschia</u>
	<u>Diatoma</u>

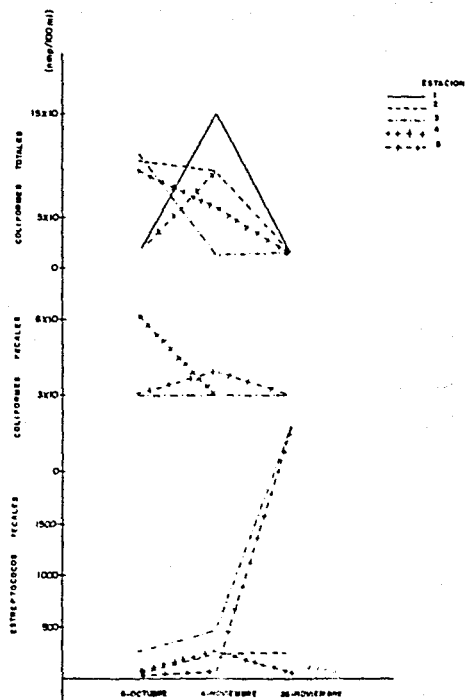


FIG. 3. COMPORTAMIENTO DE LAS BACTERIAS EN EL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO

TABLA 3. Resultados de los análisis bacteriológicos (NMP/100 ml) del lago Nabor Carrillo, Estado de México.

Estación	Parámetro	6-X-87	4-XI-87	26-XI-87
1	CT	30.0	150.0	30.0
	CF	30.0	30.0	30.0
	EF	4.0	9.0	2 400.0
2	CT	110.0	90.0	30.0
	CF	61.9	30.0	30.0
	EF	3.0	210.0	210.0
3	CT	121.8	30.0	30.0
	CF	30.0	30.0	30.0
	EF	269.9	430.0	2 400.0
4	CT	91.8	70.0	30.0
	CF	61.1	30.0	30.0
	EF	21.0	210.0	23.0
5	CT	30.0	90.0	30.0
	CF	30.0	40.0	30.0
	EF	93.0	150.0	2 400.0

CT = Coliformes totales
 CF = Coliformes fecales
 EF = Estreptococos fecales

TABLA 4. Valores establecidos para la protección de la vida acuática.

Parámetros	Límite permisible	Referencia
Temperatura	C.N. ($\pm 2.5^{\circ}\text{C}$)	SARH, (1975)
pH	6.5 - 9.0	Arrignon, (1979)
Alcalinidad	250 mg/l	Arrignon, (1979)
Conductividad	750 - 2000 $\mu\text{mhos/cm}$	SARH, (1975)
Dureza total	150 mg/l	Arrignon, (1979)
Sólidos totales	1000 mg/l	SARH, (1975)
Sólidos suspendidos	25 mg/l	Mc Neely, (1979)
Sólidos disueltos	< 2000 mg/l	SARH, (1975)
Turbiedad	< 200 UTJ	SARH, (1975)
O.D.	4 mg/l	Mc Neely, (1979)
DBO ₅	6 mg/l	Arrignon, (1979)
DDO	6 mg/l	Arrignon, (1979)
PO ₄ total	0.1 mg/l	SARH, (1975)
NO ₂	1.0 mg/l	Arrignon, (1979)
NO ₃	0 - 11 mg/l	Arrignon, (1979)
NH ₃	0.025 mg/l	Alabaster y Lloyd, (1982)
N-orgánico	10 mg/l	SARH, (1975)
N-total	10 mg/l	SARH, (1975)
SAAM	3 mg/l	SARH, (1975)
Fenoles	0.1 mg/l	SARH, (1975)
Cr total	0.001 mg/l	Mc Neely, (1979)
Cr ⁺⁺	0.05 mg/l	EPA, (1972)
Mg	0.125 mg/l	Mc Neely, (1979)
Pb	0.03 mg/l	Mc Neely, (1979)
Fe	0.03 mg/l	Mc Neely, (1979)
Mn	0.05 mg/l	Water Quality, (1972)
Ni	0.025 mg/l	Mc Neely, (1979)
Zn	0.03 mg/l	Mc Neely, (1979)
Cu	0.005 mg/l	Mc Neely, (1979)
Hg	0.002 mg/l	Water Quality, (1972)
As	0.05 mg/l	Mc Neely, (1979)
Cd	0.01 mg/l	Mc Neely, (1979)
Co	1.0 mg/l	Mc Neely, (1979)
Coliformes totales	10 000 - 20 000 NMP/100 ml	SARH, (1975)

UTJ = unidades turbidimétricas Jackson

SAAM = sustancias activas al azul de metileno

C.N. = condiciones naturales

DIVISION	GENERO
Cyanophyta	<u>Oscillatoria</u> <u>Spirulina</u> <u>Anabaena</u>
Euglenophyta	<u>Phacus</u>
PHYLLUM	GENERO
Protozoa	<u>Didinium</u> <u>Bursaria</u> <u>Ichthyophthirius</u> <u>Vorticella</u>
Rotifera	<u>Conochilus</u> <u>Filinia</u> <u>Keratella</u>
Arthropoda	<u>Rosmina</u> <u>Temora</u> <u>Eurycerus</u> <u>Hyctophanes</u>

4.1.3 Análisis cuantitativo de plancton.

Con lo que respecta al fitoplancton, el grupo dominante es el de las Cyanophyta a través del tiempo muestreado, encontrando las siguientes excepciones (Tabla 5 a la 14 en apéndice):

La estación 1 en el mes de julio (Chrysophyta), a principios de noviembre (Chlorophyta) y en febrero en el muestreo con red y la lectura de hemocitómetro (Chrysophyta).

La estación 2 en el mes de febrero (Chrysophyta, excepto el muestreo con botella Van Dorn, lectura realizada por el método de conteo por gota de Lackey con Chlorophyta).

La estación 3 en el mes de febrero en el muestreo con red y la lectura de hemocitómetro (Chlorophyta).

Estación 4 en el mes de agosto (se muestreó únicamente peces) y en el mes de febrero en las lecturas con hemocitómetro (Chrysophyta).

Estación 4 en julio (Chlorophyta y Euglenophyta); a finales de noviembre (Chrysophyta) y en febrero (Chrysophyta, excepto en el muestreo con botella Van Dorn y lectura de hemocitómetro con Euglenophyta y Cyanophyta).

la estación 7 en febrero en el muestreo con botella Van Dorn (lectura de microtransecto con Chlorophyta y hemocitómetro con Chrysophyta).

la estación 8 en el muestreo con botella y lectura de microtransecto (con Chlorophyta) (Fig. 4 a 13).

Tomando en cuenta el promedio de los muestreos realizados con red y evaluados mediante el método de microtransecto, el grupo dominante es el de las Cyanophyta (Tabla 15), seguido por las Chrysophyta y Chlorophyta, presentándose en baja escala en las estaciones 1, 3 y 6 el grupo de las Euglenophyta (Fig. 14).

Para el caso del zooplancton, los grupos dominantes fueron Rotifera y Arthropoda (Tabla 16 a 25), con excepción de la estación 6 donde dominó el grupo Protozoa (Fig. 15 a 24).

Considerando el promedio de los muestreos realizados con red y evaluados mediante el método del microtransecto, los grupos Protozoa, Rotifera y Arthropoda se encuentran casi en la misma proporción (Tabla 26), únicamente se observa un grado de mayor dominancia en las estaciones 4, 7, 8 y 10 por el grupo Arthropoda y en la estación 6 por los Protozoa (Fig. 25).

Comparando los grupos encontrados en las muestras colectadas con el método de red y botella, se observa una mayor abundancia por el grupo de las Cyanophyta con el género Spirulina.

El afluente presenta mayor abundancia en el grupo de las Chrysophyta con el género Nitzschia y en el caso del zooplancton el grupo Arthropoda con el género Temora, junto con los Rotifera del género Filinia.

Los datos obtenidos de biomasa (Tabla 27 a 30) muestra que el porcentaje de agua en el caso del zooplancton oscila entre 95 y 99 % y en el caso del fitoplancton del 96 al 98 % dependiendo del tipo de muestreo (Fig. 26 a 28).

Con la prueba de Z (Tabla 31, 32), se observa que todas las estaciones presentan una similitud en cuanto a los organismos planctónicos y que el afluente es el que origina la sucesión de especies así como los factores fisicoquímicos reinantes en el lago.

En cuanto al número de individuos por mililitro en las diferentes estaciones de muestreo, se encuentra el valor máximo y el mínimo en el mes de febrero (mínimo = 9 708.92; máximo = 1 057 500.00) (Tabla 33), con excepción de la estación 4 en el mes de agosto donde se colectaron únicamente peces. Las cantidades obtenidas muestran una elevada población planctónica.

De acuerdo al índice de Cairns y Dickson (1971) el lago se encuentra dentro de un grado de eutroficación avanzada, lo cual es reafirmado con el índice de III (Tabla 34 y 36) (Fig. 29).

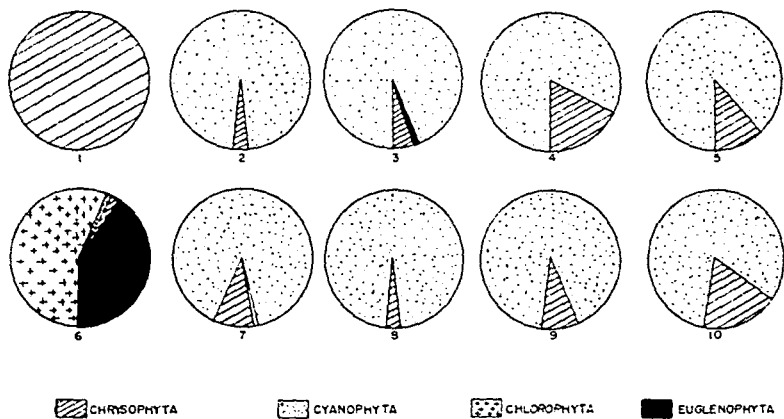


FIG. 4. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO EDO. DE MEXICO EN EL MES DE JULIO DE 1987.

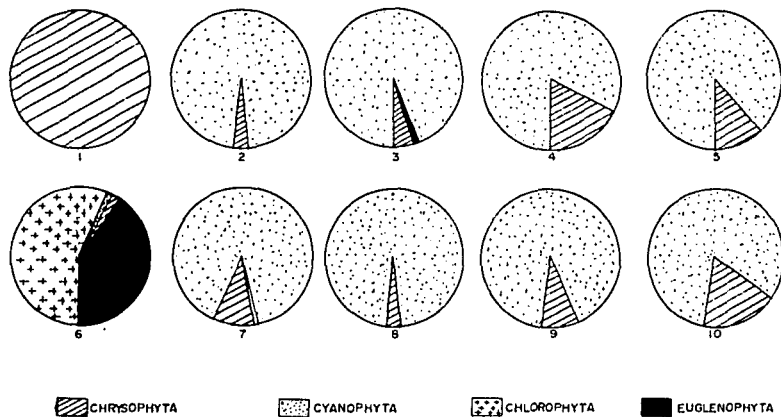


FIG. 4. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO EDO. DE MEXICO EN EL MES DE JULIO DE 1987.

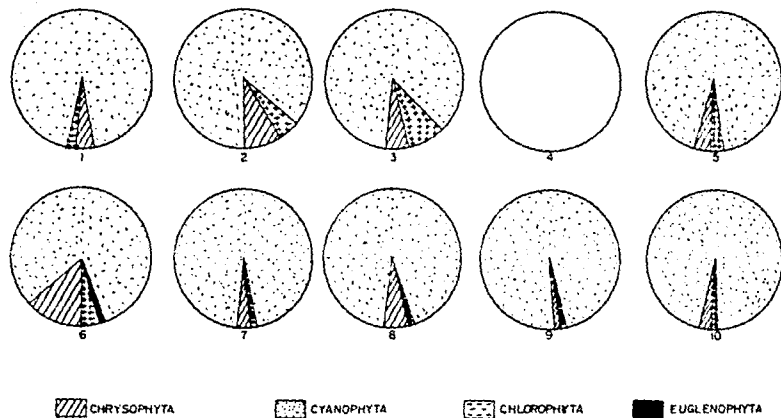


FIG. 5. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE AGOSTO DE 1987.

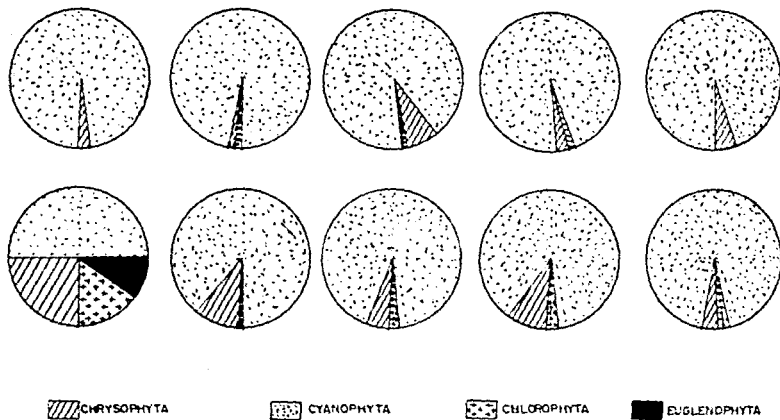


FIG. 6. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADAS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE OCTUBRE DE 1987.

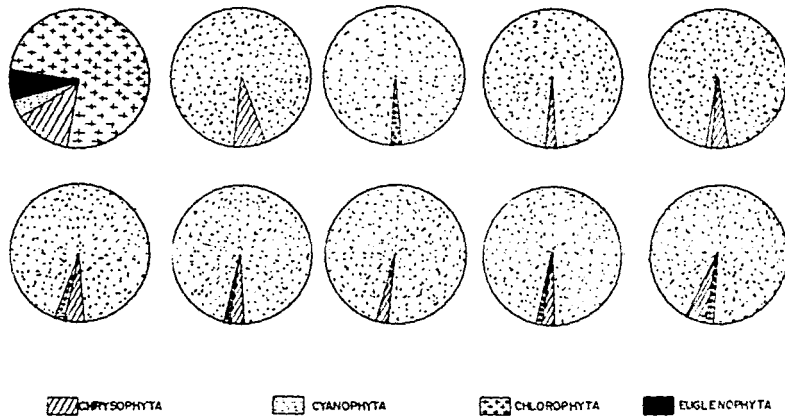


FIG. 7. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO EDO.DE MEXICO EN EL MES DE NOVIEMBRE DE 1987.

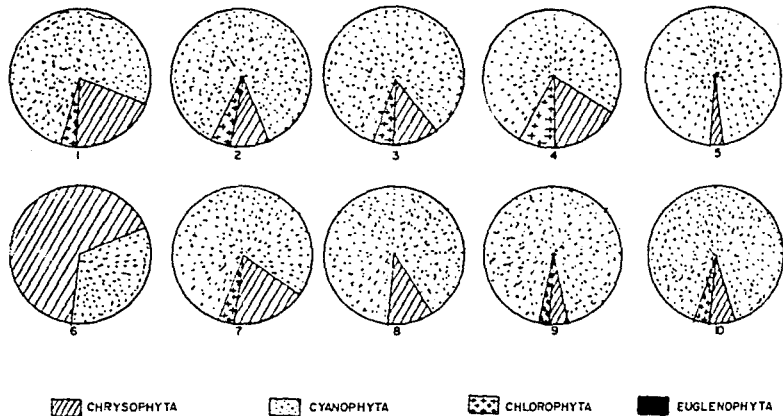


FIG. 8. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO EDO. DE MEXICO EN EL MES DE NOVIEMBRE DE 1987.

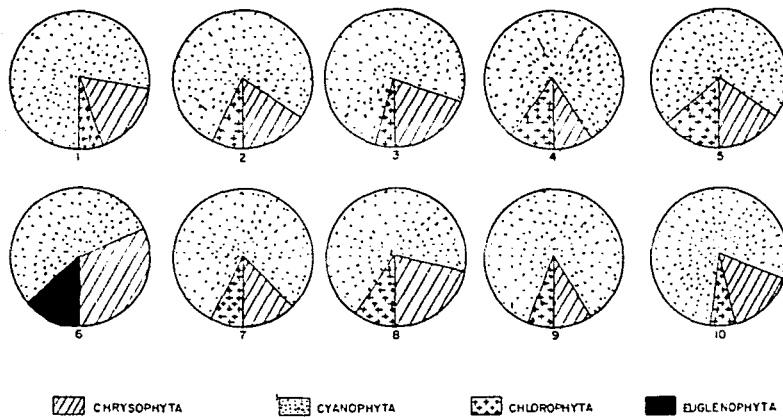


FIG. 9. ABLUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE ENERO DE 1988.

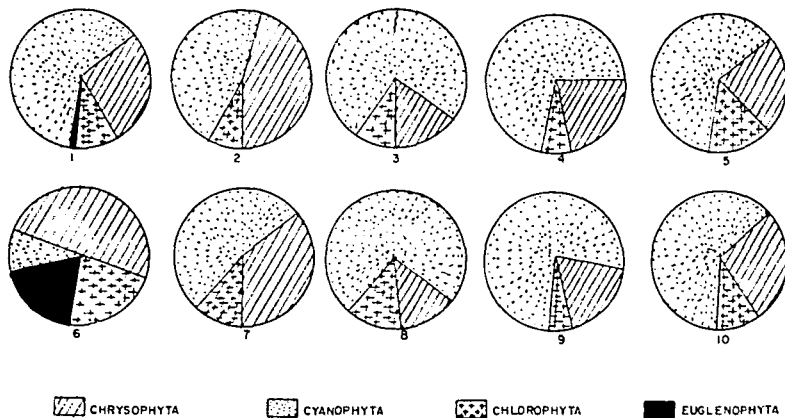


FIG. 10. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE FEBRERO DE 1968, MUESTREO CON RED.

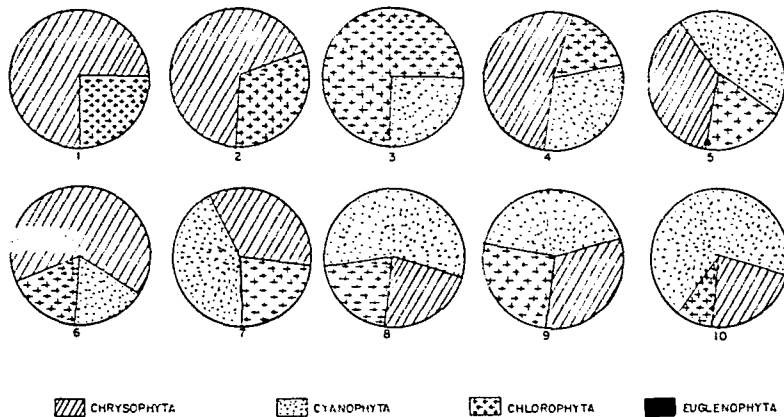


FIG. II. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE FEBRERO DE 1988, MUESTREO CON RED. LECTURA CON HEMOCITOMETRO.

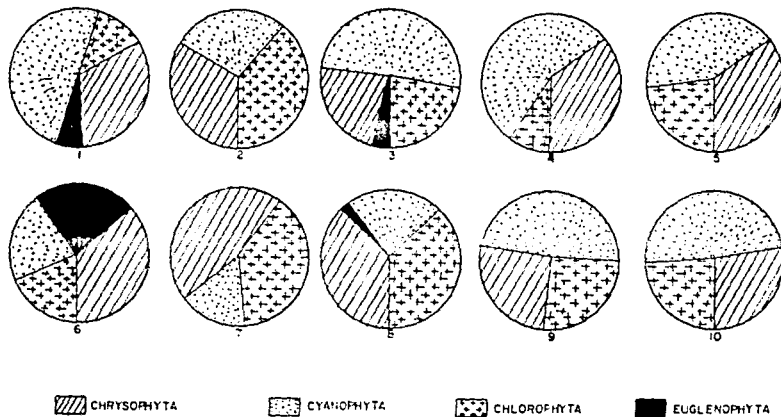


FIG. 12. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE FEBRERO DE 1988, MUESTREO CON BOTELLA VAN DORN

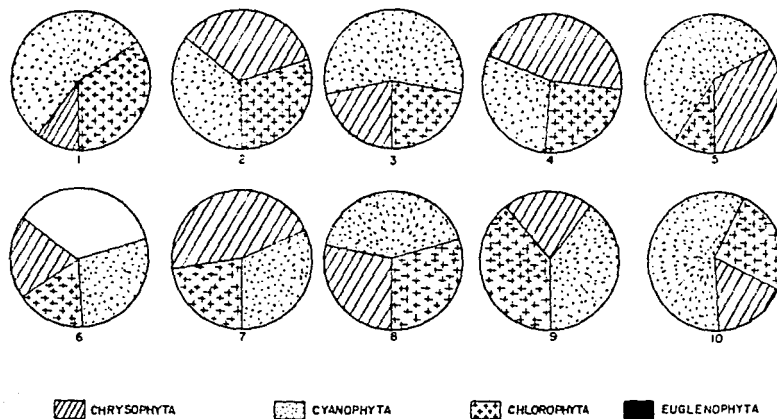


FIG. 13 ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE FEBRERO DE 1988, MUESTREO CON BOTELLA VAN DORN LECTURA CON HEMOCIMETRO.

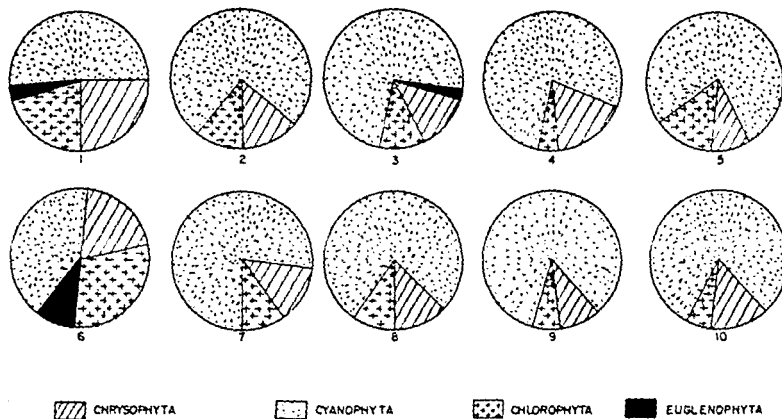


FIG. 14 ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS FITOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO CORRESPONDIENTES AL PROMEDIO DEL TIEMPO MUESTREADO.

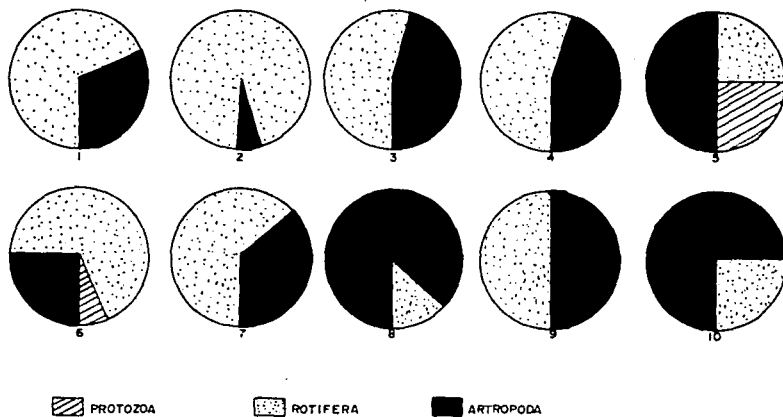


FIG. 15. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO EDO. DE MEXICO EN EL MES DE JULIO DE 1987.

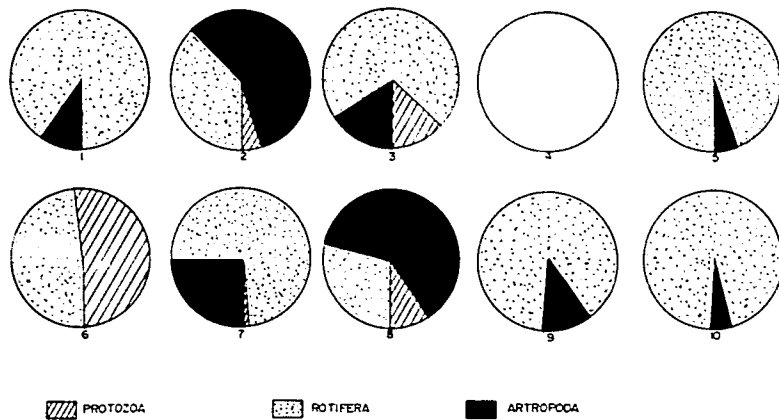


FIG. 16. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCOTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE AGOSTO DE 1987.

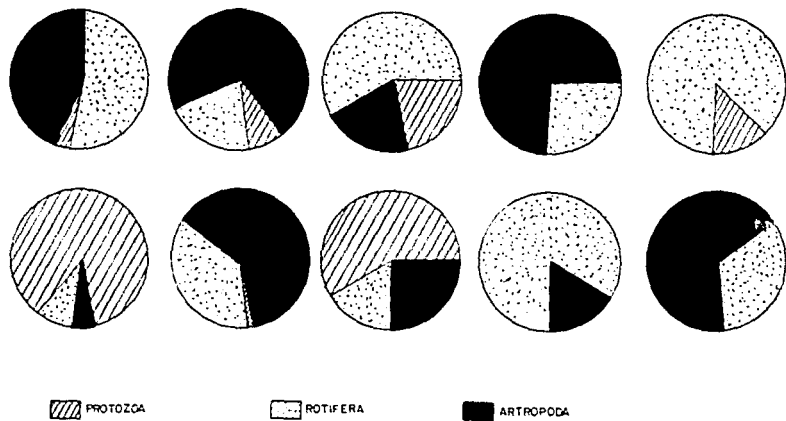


FIG. 17. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE OCTUBRE DE 1987.

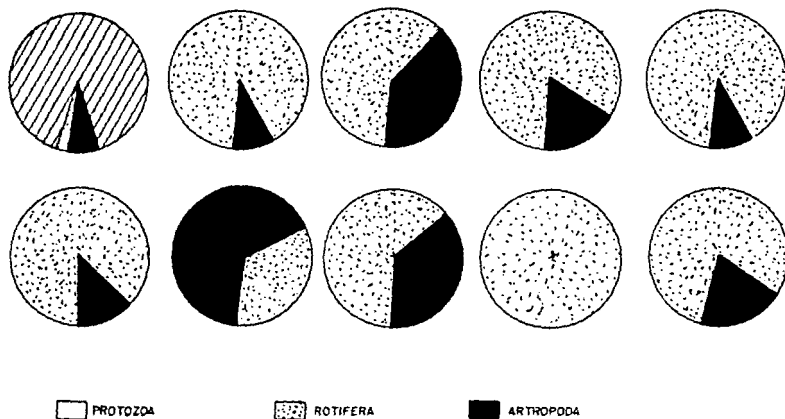


FIG. 18. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE NOVIEMBRE DE 1987.

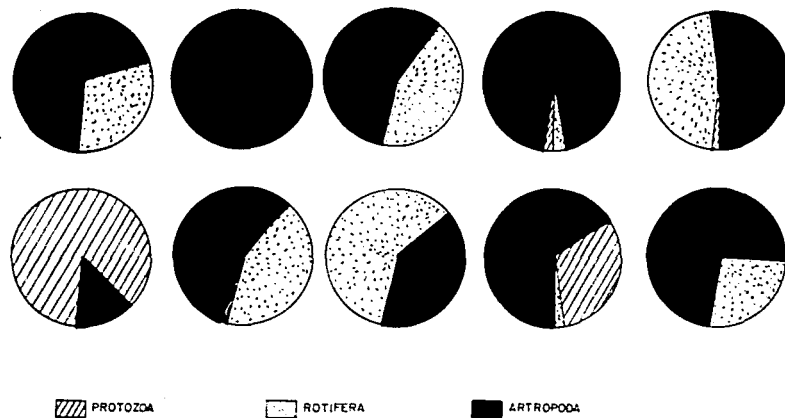


FIG. 19. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO EDO. DE MEXICO EN EL MES DE NOVIEMBRE DE 1987.

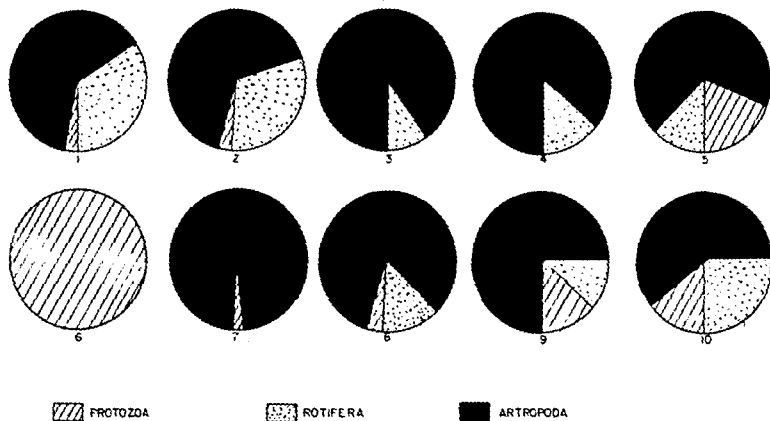


FIG. 20. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE ENERO DE 1986.

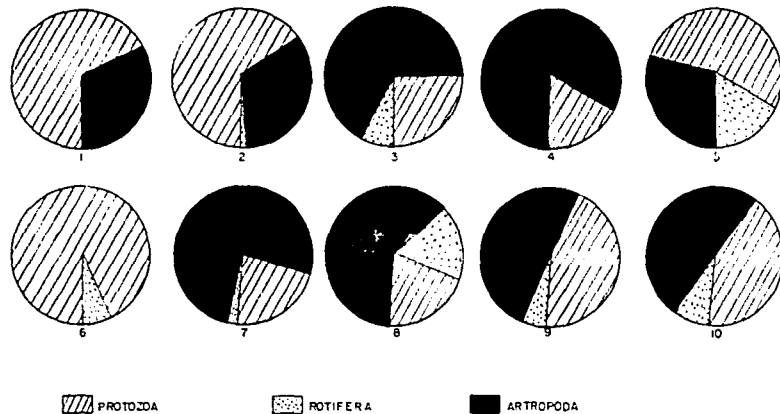


FIG. 21) ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE FEBRERO DE 1988, MUESTREO CON RED.

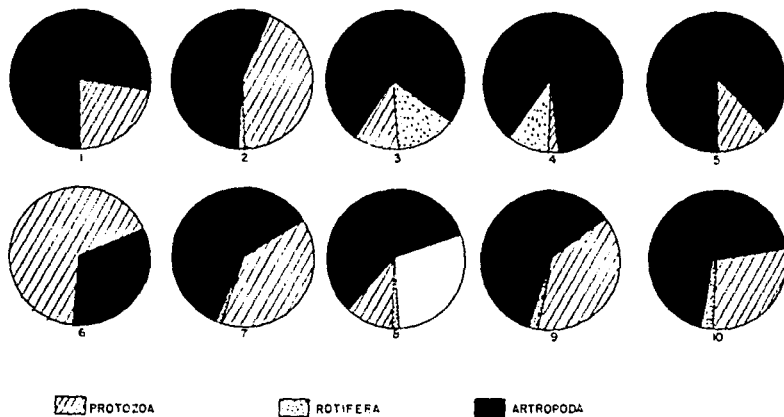


FIG. 22. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE FEBRERO DE 1988, MUESTREO CON RED, LECTURA CON HEMOCITOMETRO.

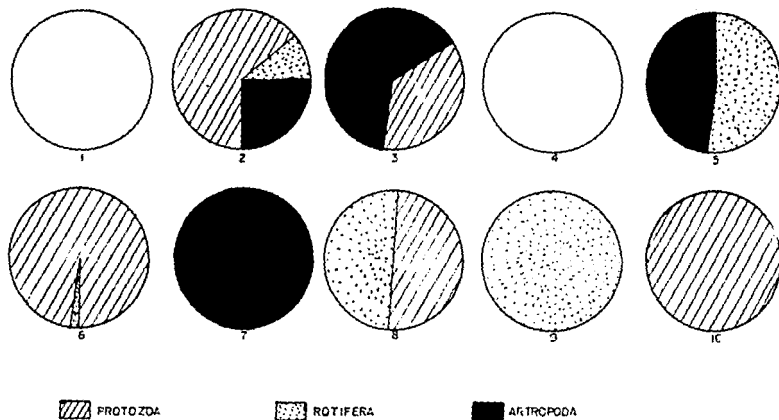


FIG. 23 ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS
 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE
 FEBRERO DE 1988, MUESTREO CON BOTELLA VAN DORN.

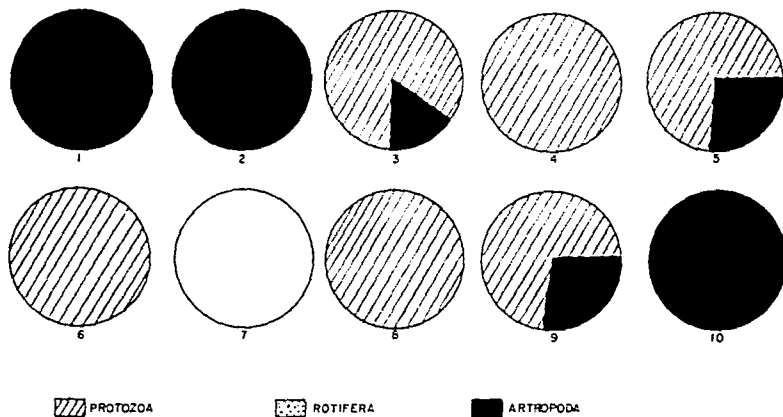


FIG. 24. ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO EN EL MES DE FEBRERO DE 1988, MUESTREO CON BOTELLA VAN DORN LECTURA CON HEMOCIMETRO.

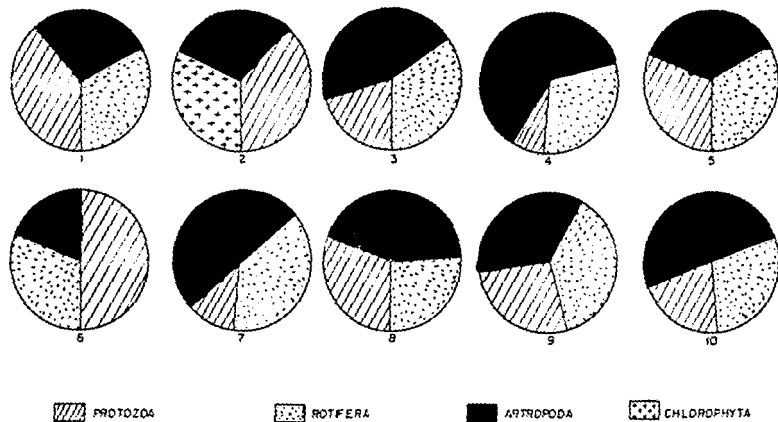


FIG. 25 ABUNDANCIA RELATIVA DE LOS PRINCIPALES GRUPOS ZOOPLANCTONICOS ENCONTRADOS EN LAS 10 ESTACIONES MUESTREADAS DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO, CORRESPONDIENTES AL PROMEDIO DEL TIEMPO MUESTREADO.

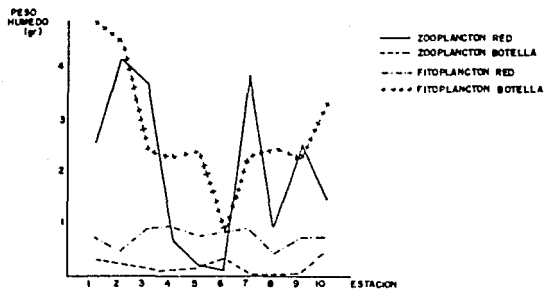


FIG. 26. BIOMASA DE PLANCTON EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO

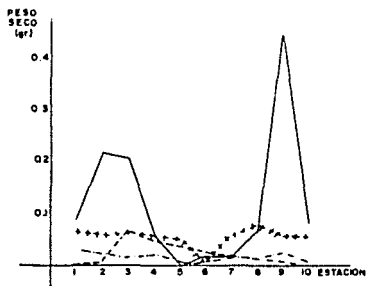


FIG. 27. BIOMASA (PESO SECO) DEL PLANCTON EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO.

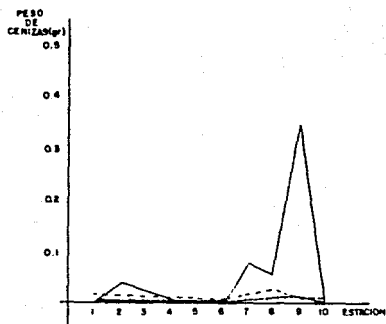


FIG.28. BIOMASA (PESO DE CENIZAS) DEL PLANCTON EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO.

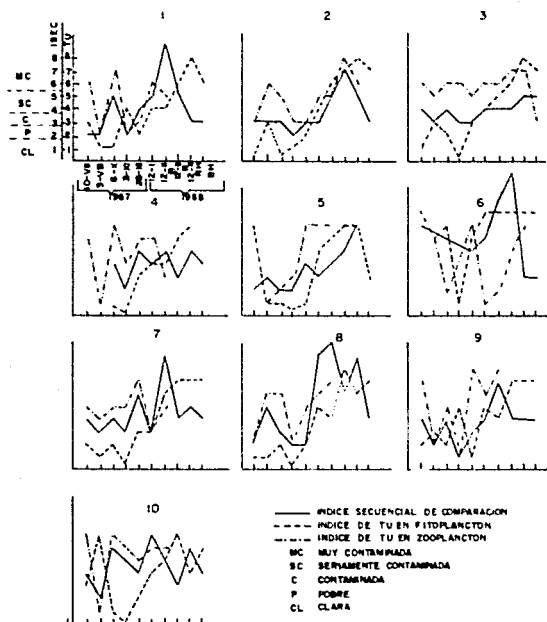


FIG. 29. INDICES DE DIVERSIDAD ISEC Y TU EN PLANCTON EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO

Se encontró que en el transcurso del muestreo la población dominante fue la de fitoplancton, con excepción del mes de febrero donde se invirtió el proceso por las condiciones ambientales reinantes en la zona, como son el viento, temperatura, pH, etc., que provoca cambios en el lago.

De manera directa no se pueden comparar los índices de diversidad con los índices bióticos, debido a que los índices de diversidad están basados en la estructura de comunidades y el biótico es un parámetro específico basado en organismos indicadores, pero ambos proporcionan un panorama general ya que son complementarios.

En cuanto al índice biótico (Chandler) (1970) (Tabla 37 y 38), se observa que los grupos de mayor importancia son las Cyanophyta y Chrysophyta. El promedio del índice biótico de Chandler (CBS) (Tabla 37 y 38), muestra que los organismos más afectados son el fitoplancton con excepción de la estación 7 en el mes de julio (Fig. 30).

4.1.4 Metales pesados en material biológico.

En cuanto a la acumulación de los metales en plancton, en el caso del Pb el fitoplancton presenta mayor acumulación (Tabla 41) con ciertas excepciones; estación 3 en noviembre (10.83 mg/l); muestreo con botella estación 4 (8.33 mg/l) y 5 (5.00 mg/l); en febrero estación 3 (4.17 mg/l); estación 7 en julio (3.33 mg/l) y 9 (5.0 mg/l); estación 9 en octubre (9.17 mg/l) y febrero (12.50 mg/l) (Fig. 31).

En el caso del Zn el zooplancton presenta mayor acumulación con ciertas excepciones (Tabla 42); estación 1 en el mes de julio (51.67 mg/l) y octubre (148 mg/l); estación 2 en noviembre (227.50 mg/l); estación 3 en noviembre (69.17 mg/l); en julio la estación 7 (12.50 mg/l), estación 8 (240.83 mg/l) y la estación 9 (96.67 mg/l) y en el mes de octubre la estación 5 (187.50 mg/l) (Fig. 32).

4.2 Físicos y químicos.

En general y de acuerdo a los límites permisibles, los parámetros fisicoquímicos del lago Nabor Carrillo y su tributario se consideran de mala calidad para actividades agrícolas y pesqueras, ya que el primero recibe una pésima calidad del agua a través de su afluente y el segundo recibe aguas negras provenientes del río Churubusco.

Con relación a la calidad del agua en el lago Nabor Carrillo, los resultados se presentan en la tabla 43 y se relacionan con los límites para la protección de la vida acuática establecidos por diversos autores (Tabla 4).

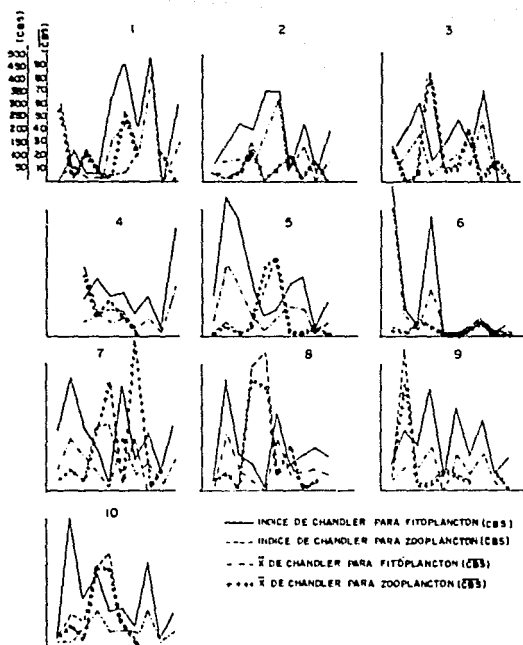


FIG. 30. INDICES DE ABUNDANCIA EN EL PLANCTON EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DEL LAGO NABOR CARRILLO EDO. DE MEXICO

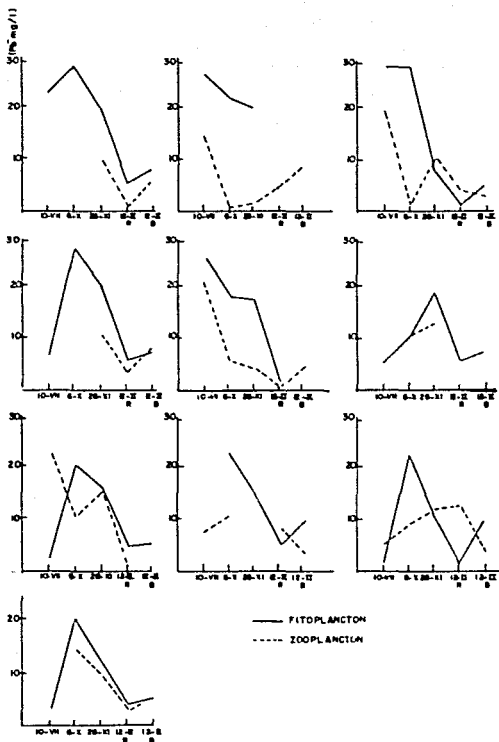


FIG. 31. CONCENTRACION DE Pb EN EL PLANCTON DEL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO

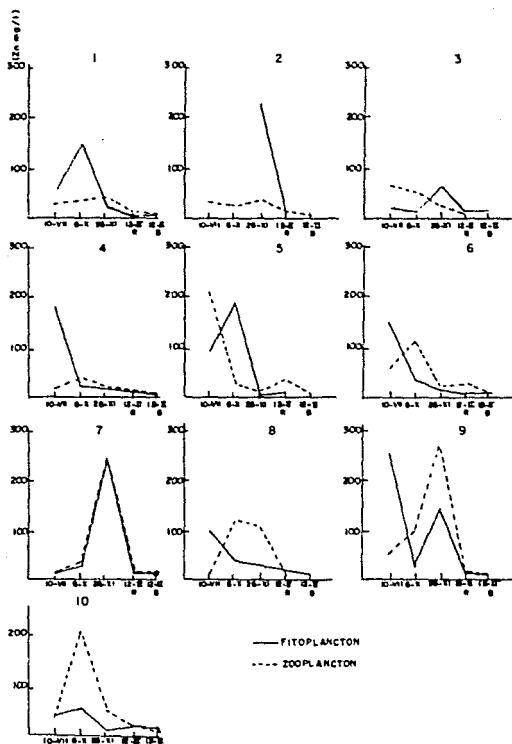


FIG.32 CONCENTRACION DE ZINC EN EL PLANCTON EN EL LAGO NABOR CARRILLO, EDO. DE MEXICO

El pH rebasa ligeramente los límites permisibles para la vida acuática, considerándose como básico. Tomando en cuenta el promedio, el valor máximo se presenta en la estación 1 (10) y el mínimo en la estación 6 (8.4) (Fig. 33).

Se determinó una alcalinidad alta, que sobrepasa los límites permisibles para la protección de la vida acuática de acuerdo a los promedios; se encontró un valor máximo en la estación 3 (1 241.6 mg/l) y uno mínimo en la estación 6 (608 mg/l) (Fig. 34).

La conductividad oscila entre 1 000 y 1 545 μ hos/cm. Considerando el promedio, se tiene que el valor máximo se detectó en la estación 3 (1 241 μ hos/cm) y el mínimo en la estación 6 (608 μ hos/cm). Se observa que esta rebasa los límites permisibles, presentando sus valores entre 1 404 hasta 6 084 μ hos/cm (Fig. 34).

Se determinó agua poco dura de acuerdo a los límites permisibles; tomando en cuenta en promedio se detecta que el valor máximo para dureza se encuentra en la estación 6 (154 mg/l) y el mínimo en la estación 9 (89 mg/l) (Fig. 34).

La temperatura del embalse se mantuvo con poca variación presentando una máxima en la estación 10 (21.6°C) y una mínima en la estación 2 (19.8°C) (Fig. 33).

Con lo que respecta al oxígeno disuelto, presentó una mínima en la estación 9 (3 mg/l) y una máxima en la estación 10 (7.10 mg/l) (Fig. 33).

La concentración de DCO sobrepasa los límites permisibles, encontrando una máxima en la estación 8 (308 mg/l) y una mínima en la estación 6 (151 mg/l), mientras que la DBO, su máxima se presenta en la estación 4 (15 mg/l) y la mínima en la estación 9 (12 mg/l) (Fig. 33).

En el lago destaca la penetración que es de 16 cm con una turbiedad máxima en la estación 5 (85 ppm SiO_2) y la mínima en la estación 6 (32 ppm SiO_2) (Tabla 41). Se observa una concentración elevada de sólidos disueltos en el lago a diferencia de los sólidos fijos, lo que provoca una turbiedad alta y por consiguiente una penetración menor (Fig. 35).

Los nitratos se encuentran en muy bajas concentraciones del orden de 0.03 mg/l como mínima en la estación 1 y de 1.4 mg/l como máxima en la estación 6. Para nitritos se presentan de 0.001 mg/l con excepción de la estación 6 (0.8 mg/l) (Tabla 36). En general, el nitrógeno se encuentra en estado amoniacal (del orden de 0.051 hasta 5.6 mg/l) y orgánico (de 5 hasta 11.6 mg/l) (Fig. 36).

Se observa una concentración elevada de fosfatos (con una mínima de 8 mg/l en las estaciones 7, 9 y 10 y una máxima de 9.1 mg/l en la estación 2), con un promedio de 8.5 mg/l. Las sustancias

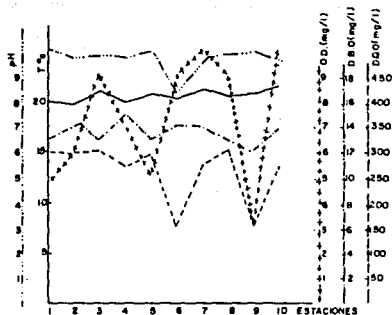


FIG. 33. PROMEDIO DE LAS VARIACIONES DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS (T, P, OD, DQO, DBO) EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO.

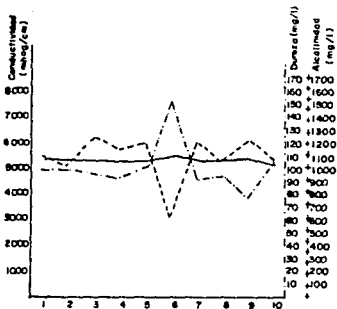


FIG. 34. PROMEDIO DE LAS VARIACIONES DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS (Conductividad, Dureza, Alcalinidad) EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO.

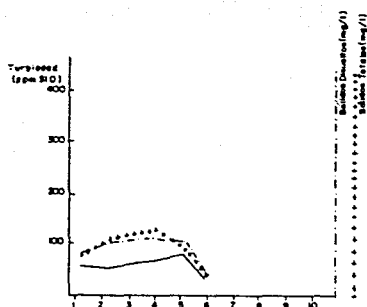


FIG.35. PROMEDIO DE LAS VARIACIONES DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS (Turbiedad, Sólidos Disueltos, Sólidos Totales) EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO.

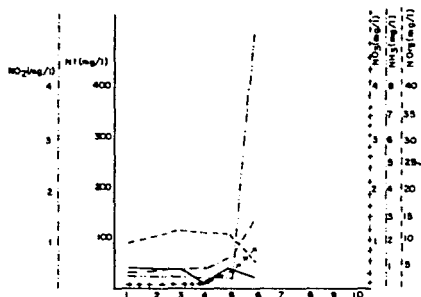


FIG.36. PROMEDIO DE LAS VARIACIONES DE PARAMETROS FISICOQUIMICOS (NH₄, NO₂, NO₃, NH) EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO

activas al azul de metileno (SAAM) presentan concentraciones de 2 mg/l como mínima en las estaciones 8 y 9; como máxima 5 mg/l en la estación 6 (Fig. 37).

Con respecto a los metales pesados en el agua, se encuentra para As una máxima en la estación 2 (0.057 mg/l) y una mínima en la estación 8 (0.02 mg/l), encontrándose dentro de los límites permisibles, con excepción de la estación 2. En el mes de abril se detecta una mayor concentración de As a diferencia de los otros meses donde se observa un ligero descenso de éste.

En el caso del Pb, su máxima concentración se presenta en julio. Las estaciones que presentan mayor problema son la 2 (0.03 mg/l) y la estación 6 (0.04 mg/l). La concentración del Zn es más o menos homogénea con excepción de la estación 3 en el mes de julio (0.35 mg/l) (Fig. 38).

Las concentraciones elevadas de algunos metales se debe al pH alcalino del agua y a las condiciones del afluente, ya que si se toma en cuenta que antes de entrar a la planta de tratamiento se tienen concentraciones promedio de As de 0.0136 mg/l; Fe de 0.4435 mg/l; Mg de 14.1650 mg/l; Zn de 0.1725 mg/l; Mn de 0.1350 mg/l; Cu de 0.07 mg/l; Pb de 0.0177 mg/l y a la salida de la misma se obtienen concentraciones para As de 0.0192 mg/l; Fe de 0.4976 mg/l; Mg de 13.55 mg/l; Zn de 0.0875 mg/l; Mn de 0.07 mg/l; Cu de 0.0 mg/l y Pb de 0.0127 mg/l. El afluente del lago Nabor Carrillo en lugar de disminuir sus concentraciones de metales, aumentaron considerablemente obteniendo las siguientes concentraciones: As de 0.0501 mg/l; Fe de 0.2062 mg/l; Mg de 15.05 mg/l; Zn de 0.086 mg/l y Pb de 0.1311 mg/l. En el sistema de tratamiento existe una remoción de Mg de 7.6 % ; Zn de 49.27 % ; Mn de 99.48 % ; Cu de 100 % y Pb de 28.24 % (IMTA, 1987).

Sin embargo, no existe remoción de As y Fe. El afluente del lago incrementa las concentraciones de As, Mg y Pb, posiblemente por un escurrimiento detectado antes de la entrada del afluente al lago, lo que ocasiona un incremento en la concentración de los metales en baja escala, pero si se toma en cuenta que el lago no presenta efluente, este incremento será significativo al paso del tiempo.

En el lago los metales detectados de mayor peligro para la vida acuática son el As, Pb y Zn, los cuales como ya se anotó provienen de la mala calidad del afluente y de escurrimientos que desembocan en el mismo.

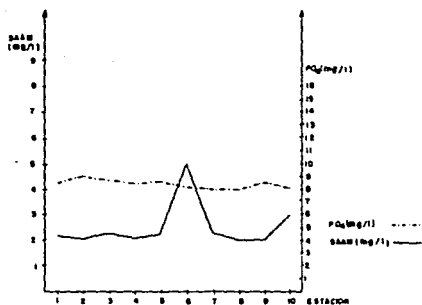


FIG. 37. PROMEDIO DE LAS VARIACIONES DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS (SAAM, PQ) EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO

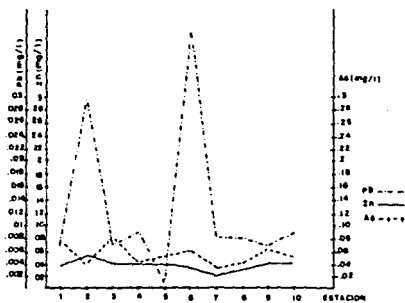


FIG. 38. PROMEDIO DE LAS VARIACIONES DE LOS METALES (As, Pb, Zn) EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO.

5 ANALISIS DE RESULTADOS

Los datos obtenidos de los organismos planctónicos presentes en el lago Nabor Carrillo fueron analizados de manera cualitativa y cuantitativa de acuerdo a diversos autores y complementados con la aplicación del Índice de Diversidad de Chandler y el Índice Secuencial de Comparación de Cairns y Dickson, modificado en TU; asimismo, se analizó la relación plancton vs metales pesados, la cual será establecida con base a la determinación de los análisis físicos, químicos y bacteriológicos con relación a los límites permisibles para la protección de la vida acuática.

Los resultados bacteriológicos se analizaron con base a los límites permisibles establecidos en la Legislación Relativa al Agua y su Contaminación (SARH, 1975), al igual que los físicos y químicos que fueron complementados por los propuestos por Arrignon, J. (1979) y Mc Nerly et al. (1979) con relación a la protección de la vida acuática (Tabla 4).

6 DISCUSION

En general los parámetros fisicoquímicos rebasan los límites permisibles para la protección de la vida acuática, con la excepción de los detergentes y la dureza (Tabla 43). Se encuentran valores mayores en la temperatura en los meses de mayo a julio, donde los cambios en la superficie y el fondo son marcados (formando una termoclina), ya que en los otros meses de muestreo, la temperatura se homogeniza por los vientos dominantes en esa época del año. Se observa una disminución en la actividad de los organismos por el movimiento mínimo del agua.

Al presentar una profundidad baja (= 5 metros), el lago se encuentra desprovisto de oxígeno, al menos durante parte del año (en verano y otoño); la riqueza en la superficie permanece constante, observándose una sobresaturación en primavera y verano, debido a la producción de oxígeno por la síntesis clorofílica del abundante fitoplancton presente. Se observa una oxidación pobre de materia orgánica hasta la mineralización en el fondo.

Las Cyanophyta y Chlorophyta han incrementado el pH a 8 y 10 finalizando con su disminución y desaparición. Su modificación es producida por la actividad biológica fotosintética, respiración y por efecto de la precipitación y la evaporación las cuales son muy altas.

Se ha monitoreado regularmente la tasa de evaporación (1 800 mm) y la lluvia (600 mm), esta última es muy baja en relación con la pérdida de agua. Solo en época de lluvia se presentan escurrimientos, los cuales disuelven y concentran los materiales causantes de la alcalinidad y la dureza del agua en el sistema.

La dureza se presenta en mayor concentración en la estación 6 por el tipo de descargas del afluente. Los cationes que la originan son principalmente Fe, Mg y se presenta como dureza de carbonato, lo cual se deduce por presentar valores bajos comparada con la alcalinidad (Fig. 34).

El lago Nabor Carrillo y los estanques que rodean el lago Chad se caracterizan por su elevado grado de alcalinidad (hasta un pH de 11), lo cual hace casi imposible la vida de otros organismos, plantas o animales. Con este pH, la Spirulina maxima prolifera casi como monocultivo en las estaciones 5 y 7, la concentración asciende hasta el 95 % (69 044.929 ind./ml y 68 096.711 ind./ml respectivamente) y 99 % (71 952.084 ind./ml y 70 963.441 ind./ml respectivamente) del total de algas presentes (Tabla 33). Además la existencia de espacios llenos de gas (pseudovacúolas) en sus células, junto con la forma espiral de sus filamentos, origina capas de algas flotantes que el viento conduce a la orilla del lago, lo cual se percibe a simple vista.

Spirulina maxima es un organismo fotosintético, por lo que sus requerimientos para crecer son mínimos: dióxido de carbono, agua, sales inorgánicas y luz, además de su capacidad para desarrollarse en un medio fuertemente alcalino el cual no es apropiado para otros organismos.

En cuanto a su maduración, el lago al ser artificial presenta un desequilibrio ecológico muy grande, considerándose desde su formación eutrófico, ya que los compuestos solubles del suelo y los que provienen de la descomposición de los organismos terrestres que quedaron atrapados en el embalse pasaron al agua provocando al principio una gran descomposición entre los procesos de producción y respiración. En la actualidad, el lago recibe aguas residuales de mala calidad y no presenta un efluente, lo que origina que el grado de eutroficación avance en lugar de disminuir.

En las capas superiores a las que llega la luz, el fitoplancton tiene una producción de oxígeno y materia orgánica elevada como consecuencia de la gran concentración de compuestos solubles de nitrógeno y fósforo que actúan como fertilizantes. El oxígeno producido pasa fácilmente a la atmósfera, acumulándose la materia orgánica en el sedimento de material suspendido (como arcilla, materia orgánica o inorgánica finamente dividida), plancton y otros microorganismos (bacterias), los que causan una elevada turbidez, afectando en la penetración de la luz y limitando la transparencia del agua.

El aspecto del lago es turbio y sucio, con un verde característico que es causado por la presencia de fitoplancton y de las partículas coloidales o pseudocoloidales y las partículas suspendidas (que producen el color aparente), además se observaron cambios de color en el lago, en la entrada se presentó un color café; sin embargo en el lado sureste adquiere un color verde claro y en la salida de regulación se aprecia un tono verde brillante. Esto indica un importante desarrollo de fitoplancton. El color verde limón según la literatura, indica una drástica baja de nivel del oxígeno disuelto durante la noche (de 0.5 a 0 mg/l) lo que producirá una mortalidad masiva de los peces. Sin embargo, las mediciones de oxígeno disuelto son muy altas (concentraciones de 14 mg/l en el día y 9 mg/l por la noche). La dinámica del oxígeno en el lago depende principalmente del metabolismo de producción y consumo de los organismos fotosintéticos y heterótrofos, más que de mecanismos físicos como la temperatura, la turbulencia o las entradas de agua al sistema, de ahí las variaciones de lo teórico con lo experimental.

Por ser un lago eutrófico existe una gran cantidad de materia que podría ser químicamente oxidada, lo cual no ocurre por el tiempo de retención hidráulica y la poca oxigenación del lago.

El agua del afluente proviene de la planta de tratamiento secundario que funciona deficientemente y a la cual llegan aguas residuales, lo que origina su mala calidad que contribuye a la

eutroficación del lago; aunado a esto, el aporte de excretas de aves (167 aves por hectárea), eleva la cantidad de estreptococos fecales, ocasionando una contaminación bacteriana peligrosa (por ser muy resistentes a los antimicrobianos) y reciente (por tener un periodo corto de supervivencia). El origen de la contaminación es fecal. Contribuyen a su contaminación escurrimientos provenientes de las orillas del lago. Aunado a lo anterior, el lago presenta un grado de evaporación alto y el tiempo de retención hidráulico muy prolongado, impidiendo de ese modo su autopurificación y aumentando cada vez más su grado de eutroficación.

De acuerdo a la bibliografía, la gran cantidad de materia orgánica origina una sucesión de organismos flagelados por ciliados libre nadadores y cuando baja la población de bacterias crecen los ciliados fijos, lo cual sucede en el mes de febrero donde abunda el ciliado Ichthyophthirius multifiliis.

En el lago se encuentran los nitratos en muy bajas concentraciones, siendo un nutriente esencial para muchos organismos autótrofos fotosintéticos, actuando como limitante en su crecimiento. Las concentraciones elevadas de nitrógeno amoniacal y orgánico muestran una contaminación reciente por desechos domésticos, ya que en el lago no se presentan concentraciones significativas de nitritos y nitratos que de acuerdo al ciclo del nitrógeno, son la mínima forma de expresión. El nitrógeno orgánico actúa como elemento fertilizante esencial para el crecimiento del fitoplancton, teniendo que la fijación de nitrógeno es mínima con relación a su entrada, presentando un peligro potencial para la salud al ser accidentalmente ingerida ocasionando trastornos gastrointestinales.

La concentración alta de fosfatos es ocasionada por la presencia de desechos humanos, animales y vegetales, así como de residuos de alimentos y detergentes, ya que se vierte un promedio de 21 mg/l y su degradación es del 50 % únicamente. Su presencia provoca una sobrepoblación de la flora acuática, resultando en una mayor demanda de oxígeno por medio de su actividad fotosintética consumiendo el anhídrido carbónico disuelto en el agua. Como la fotosíntesis requiere de anhídrido carbónico, queda limitada su continuación eliminando las vacuolas y originando que los organismos fotosintéticos emigren a la superficie y se acumulen ahí.

Los metales Pb y Zn rebasan los límites permisibles establecidos para la protección de la vida acuática; parte de los metales son utilizados en los sistemas microbianos en las diferentes reacciones químicas o bioquímicas, ya que muchos de los oligoelementos entran a formar parte de la dieta diaria de los individuos en cantidades traza, algunos de ellos con un papel específico en el desarrollo de cierto tipo de reacciones, sobre todo aquellas de tipo enzimático (metaloenzimas), pero otros como el Pb pasan a través del tracto intestinal, no existiendo una retención neta del mismo en el cuerpo. En el caso del lago que

presenta concentraciones altas de este metal, el nivel de ingestión de Pb aumenta con relación a la velocidad de excreción y los niveles se incrementan en los tejidos blandos, siendo uno de los efectos adversos más conocidos "la ubicación de la actividad enzimática" que depende de la presencia de grupos sulfhidrilos libres (S-H), produciéndose disturbios en la biosíntesis y observándose una relación causa-efecto a los disturbios metabólicos y funcionales a través de la cadena alimenticia hasta llegar al hombre, donde el efecto tóxico que provoca en el sistema nervioso central aún no se conoce con exactitud, pero se sabe que provoca encefalopatía, por lo que se debe evitar que llegue a este punto crítico, agregando HCl al agua (para precipitar el Pb).

Los cambios poblacionales del lago Nahor Carrillo dependen directamente de las características fisicoquímicas presentes en las diferentes épocas del año tanto del lago como del afluente, el cual contribuye a las características de éste. Las estaciones presentan similitud entre sí, difiriendo en ocasiones por el relieve del lago que resulta en cambios en los parámetros fisicoquímicos de los puntos muestreados, permitiendo en un momento dado la presencia o ausencia de una especie dada.

Cualitativamente, el fitoplancton representa el grupo dominante, presentando con menor proporción el zooplancton (Fig. 14, 25). La composición del zooplancton mostró una dominancia cualitativa y cuantitativa de los grupos Rotifera y Arthropoda y en el caso del fitoplancton de las Cyanophyta. En el transcurso del tiempo, se manifestó una sustitución de especies y grupos, así como cambios poblacionales que revelaron una relación directa con las variaciones de las comunidades fitoplanctónicas, presentándose la siguiente sucesión:

En la época de verano, la relación presente es Cyanophyta-Rotifera, con excepción de la estación 8 donde la relación es Cyanophyta-Arthropoda.

En otoño, la relación que se presenta es Cyanophyta-Arthropoda y en la estación 8 Cyanophyta-Rotifera. La estación 6 presentó una relación Chrysophyta-Protozoa a finales de la estación.

La relación en invierno a principios de la estación es Cyanophyta-Arthropoda excepto la estación 6 con Cyanophyta-Protozoa y a finales de la estación se observó un cambio en las estaciones 1, 2 y 5 con Cyanophyta-Protozoa y la estación 6 con Chrysophyta-Protozoa (Fig. 4, 25).

Los cambios a través del tiempo revelaron un patrón general de sucesión con modificación en la estructura de la comunidad y sustitución de especies y grupos como lo mostraron los análisis de la diversidad específica y la afinidad.

Es de gran importancia el tipo de muestreo para la obtención de los resultados. El método más representativo es el de la botella Van Dorn donde se colecta nanoplankton hasta macroplankton, mientras que con el método de red, se escapa gran cantidad de nanoplankton; sin embargo, en el trabajo no se requiere el estudio del nanoplankton ya que no se trata de un estudio taxonómico, sino únicamente indicadores de la calidad del agua. Por lo anterior y para el objetivo del trabajo, es recomendable el uso de la red y no el de la botella que además resulta más problemático por la cantidad de material requerido.

En el caso de la lectura realizada en el método de red y el de botella, son similares con pequeñas variaciones con el método de hemocitómetro y el conteo de gota de Lackey (Fig. 10 a 13 y 21 a 24). El primero es más preciso pero su trabajo es más laborioso y tardado. Al presentar poca variación (Tabla 11 a 14; 22 a 25), se prefiere utilizar el método de conteo de gota de Lackey (microtransecto), siendo representativo del Área de estudio.

Los niveles tróficos iniciales como el fitoplankton y los organismos bentónicos presentan altos contenidos del Pb, Cu y Zn, de tal manera que se pueden considerar como niveles potencialmente concentradores de metales pesados y transferibles a niveles superiores (necton), por lo que la contaminación presente en el lago resulta más grave si se toma en cuenta que un animal intoxicado será a su vez alimento de otro y así sucesivamente a través de la cadena alimenticia.

Según Bryan (1971) citado por Dawson (1986), la adsorción de metales ocurre por partículas suspendidas, organismos planctónicos y la adsorción de metales del agua a los organismos causando los siguientes efectos:

- Cambios morfológicos
- Efectos inhibidores, como son cambios en el crecimiento y desarrollo sexual
- Cambios de comportamiento que puede resultar en una baja en la habilidad para escapar del depredador o competencia eficaz (Dawson, J., op. cit.).

Con relación al incremento de la contaminación en la biósfera, el zooplankton actúa como indicador orgánico que refleja cambios de concentración de metales pesados en las diferentes condiciones ambientales.

Los factores que afectan la concentración de metales pesados en el zooplankton fueron las fluctuaciones espaciales y temporales en la composición de especies como es el caso del rotífero Filinia, artrópodo Temora y el protozoario Ichthyophthirius multifiliis. Para la toma y eliminación de los metales pesados, son las diferencias físicas y químicas circundantes en el medio, la duración de la colecta y el tiempo (la hora del día y el día del año).

Los metales presentes en los organismos de acuerdo a su grado de toxicidad fueron el As, Pb y Zn. Se observa que la toxicidad del Zn se reduce al incrementarse la salinidad, temperatura y dureza. Las características distintivas del Zn es que presenta una acumulación irreversible en un periodo largo de tiempo.

Con lo que respecta al As, no fue acumulado por el plancton ya que es eliminado continuamente una vez que lo ingieren por medio de sus desechos, a diferencia del humano en el cual es retenido por largo tiempo. Por lo anterior, se puede explicar la presencia de concentraciones altas de As en el agua y su ausencia en el plancton (Fig. 3B).

Aunado a lo anterior, las algas realizan la metilación de compuestos arsenicales siendo significativamente elevada su contribución al lago. Las diatomeas son las únicas que retienen aparentemente el As en su pared exterior de la capa de sílice, pero es insignificante.

Las variaciones en las concentraciones del Pb en el agua y en los sedimentos son un índice de la capacidad que posee la actividad humana de alterar sensiblemente la composición; esta actividad es la que mejor ilustra el peligro de un posible e inmediato desequilibrio para el hombre o para el ambiente biológico.

El nitrato de Pb formado aumentó el crecimiento de las diatomeas, presumiblemente por los efectos de los nutrientes básicamente nitratos, así como la elevada fotosíntesis producida por los flagelados, ocasionada por las concentraciones elevadas del Pb.

La elevada concentración de Pb y Zn se ven acumuladas por el plancton y presumiblemente en el pez *Gyrardinichtys viviparus* sin aparente daño.

Se puede deducir que la acumulación del Pb y Zn por el plancton es causada por:

- La ingestión de partículas suspendidas
- La absorción preconcentrada en el material alimenticio
- La formación de complejos con materiales por la unión con moléculas orgánicas
- La incorporación de los elementos como iones en los sistemas fisiológicos

Tomando en cuenta que la determinación de metales pesados en el plancton se realizó con base a peso húmedo, se sugiere que parte de esta concentración se debe al agua presente en los organismos. El fitoplancton concentra el Pb mientras que el zooplancton es bioconcentrador del Zn. Con lo anterior se deduce que el metal de mayor peligro en cuanto a la bioacumulación a través de la cadena alimenticia es el Zn, dado que no se percibe una bioacumulación clara del Pb por parte del segundo eslabón de la cadena alimenticia acuática (zooplancton).

El encontrar una concentración elevada de Pb en el fitoplancton y no tan marcada en el zooplancton, puede depender en gran parte que los copépodos son bacteriófagos principalmente. Por lo anterior, se debe considerar que parte de su concentración de metales pesados se debe a las bacterias que concentran dichos metales y al agua del lago.

De acuerdo a las características de las especies presentes, se puede deducir que los organismos indicadores en el caso del fitoplancton se encuentran en los grupos de las Chrysophyta con el género Nitzschia y el de las Cyanophyta con el género Spirulina, la primera para el caso del Pb y la segunda para el Zn.

En el caso del zooplancton en los grupos de Rotifera con el género Filinia y el de los Arthropoda con Temora.

Los Arthropoda son buenos indicadores de metales pesados, de ahí su utilización en las pruebas de toxicidad. Lo anterior no está plenamente reforzado por la literatura dada la carencia de estudios de este tipo, por lo que se sugiere el uso de pruebas de toxicidad para confirmar lo anterior y poder utilizar indiferentemente dichos indicadores. No se debe perder de vista que incluso especies comunes pueden acumular concentraciones diferentes de metales y que su comportamiento está regido por las condiciones reinantes de la zona, las cuales pueden variar naturalmente.

7 CONCLUSIONES

- A. La planta de tratamiento que alimenta al lago es insuficiente para su mantenimiento dadas sus altas tasas de evaporación, así como las pésimas condiciones en que se encontró durante este estudio.
- B. El lago Nabor Carrillo presenta un grado de eutroficación avanzado, presentado poca diversidad y mayor abundancia de organismos.
- C. El zooplancton presenta mayor abundancia a diferencia del fitoplancton; a su vez, éste presenta mayor diversidad.
- D. El grupo dominante en el caso del zooplancton fue el de los Arthropoda y Rotifera.
- E. Las bacterias y el fitoplancton son bioacumuladores de metales pesados y el zooplancton bioconcentrador.
- F. Los metales de mayor concentración tanto en el agua como en el plancton son plomo y zinc.
- G. El fitoplancton presenta mayor concentración de plomo a diferencia del zooplancton que presenta mayor concentración de zinc.
- H. Las concentraciones elevadas de plomo y zinc tanto en agua como en plancton actúan como un foco de concentración de dichos metales en la cadena alimenticia, en especial de las aves que migran a la zona.
- I. Entre todos los índices aplicados, el de Chandler (CRS) según bibliografía y de acuerdo a su uso en este trabajo, es el mejor indicador de la calidad del agua sobre todo a nivel de comunidades, además que no demanda mucho rigor en las técnicas empleadas.
- J. El índice de TU muestra cambios en las diferentes comunidades y no únicamente calidad del agua como el índice de Cairns y Dickson.
- K. El método de lectura del hemocitómetro es más preciso pero más caro y delicado, por lo que se recomienda dada la poca variación en los datos, el método de conteo por gota de Lackey (microtransecto).
- L. Los parámetros físicos y químicos rebasan los límites permisibles establecidos para la protección de la vida acuática.
- M. La baja solubilidad del oxígeno en el agua es el factor limitante de la capacidad de autopurificación del lago.

- N. Las aves que migran ocasionan una gran concentración de nitrógeno en forma de amoníaco y dadas las características del lago, es mínima su mineralización y ocasiona serios problemas para la salud pública.
- D. El exceso de fósforo ocasiona una sobreproducción fitoplanctónica.
- P. El metal arsénico no es bioacumulado por el plancton ya que es continuamente eliminado una vez ingerido, con excepción de las diatomeas que lo retienen aparentemente por su pared exterior de la capa de sílice en cantidades mínimas.
- D. Los indicadores biológicos para el caso del fitoplancton son Nitzschia para el grupo de las Chrysophyta y Spirulina para las Cyanophyta. En el caso del zooplancton son Filinia del grupo de los Rotifera y Temora de los Arthropoda.
- R. El aprovechamiento del lago Nabor Carrillo dadas sus características, restringen su utilización para cualquier fin y tal sólo está encaminado a la protección de las aves migratorias como un santuario ecológico.
- S. El lago Nabor Carrillo se sale del concepto de lago, presentándose como una inmensa laguna de oxidación por ser artificial, con alto grado de salinidad, somero, alta tasa de evaporación, el tiempo de retención hidráulica y la poca oxigenación del lago.

APENDICE (TABLAS)

TABLE 5. Analisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de julio de 1997.

División	Género	Estaciones (I de Icosiancial)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	24.5	---	---	---	---
	<u>Eudorina</u>	---	---	---	---	---	0.3	---	---	---	
	<u>Chlorococum</u>	---	---	---	---	---	20.5	---	---	---	
	<u>Kirchneriella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	1.5	---	---	---	
	<u>Closteriopsis</u>	---	---	---	---	---	---	0.4	---	---	
	<u>Scenedesmus</u>	---	---	---	---	---	---	9.4	---	---	
	<u>Staurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
CHRYSOPHYTA	<u>Helosira</u>	12.5	---	---	---	---	0.5	---	---	---	
	<u>Stephanodiscus</u>	---	---	---	1.7	3.3	0.2	---	2.9	3.1	
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	0.2	---	---	---	
	<u>Witzschia</u>	87.5	1.5	1.8	10.0	3.9	0.8	---	---	---	
	<u>Diatoma</u>	---	1.5	2.7	5.0	5.3	0.2	9.3	---	5.1	
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	---	0.9	---	---	---	---	2.9	---	
	<u>Spirulina</u>	---	97.0	93.7	83.3	87.5	0.3	90.2	94.3	91.8	
	<u>Anabaena</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	2.1	
EULENOPHYTA	<u>Phacus</u>	---	---	0.9	---	---	41.6	---	---	---	
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	

TARLA 6. Analisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de agosto de 1967.

División	Especie	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Fedorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Chlorococcus</u>	---	---	5.1	---	---	0.9	---	---	---	---
	<u>Kirchneriella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closteriopsis</u>	0.8	3.6	3.6	---	1.8	2.6	1.6	1.1	0.8	0.8
	<u>Scenedesmus</u>	0.8	0.7	---	---	---	---	---	0.2	---	0.2
	<u>Staurastrum</u>	---	0.7	1.0	---	0.2	1.7	---	0.2	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Melosira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Stephanodiscus</u>	1.6	0.7	2.1	---	0.5	0.9	0.2	0.7	0.4	0.4
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Ritzschia</u>	---	5.7	3.6	---	2.9	8.5	1.6	4.6	0.4	1.4
	<u>Diatoma</u>	1.6	3.5	---	---	0.9	3.4	0.7	0.9	---	1.0
CYNOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	---	---	---	---	13.7	---	---	---	---
	<u>Spirulina</u>	93.5	85.0	83.6	---	93.4	57.3	95.6	92.1	98.7	96.1
	<u>Anabaena</u>	1.6	---	1.0	---	0.2	10.3	0.2	---	---	---
EUREKOPHYTA	<u>Phacus</u>	---	---	---	---	---	0.9	---	---	---	---
TOTAL		100%	100%	100%	---	100%	100%	100%	100%	100%	100%

TABLE 7. Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Habor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de octubre de 1987.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Eudorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Chlorococcone</u>	---	---	---	---	---	11.4	---	---	---	---
	<u>Kirchneriella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closteriopsis</u>	---	0.9	1.0	0.7	0.7	4.5	1.2	1.4	2.3	3.4
	<u>Scenedesmus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	1.2	---
	<u>Staurastrum</u>	---	---	0.3	---	---	---	---	---	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Melosira</u>	---	---	0.6	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	---	---	1.3	---	0.5	2.3	0.8	---	2.3	1.1
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Mitschella</u>	2.8	1.3	4.2	0.7	2.3	18.2	7.1	0.7	4.1	---
	<u>Diatoma</u>	---	---	1.0	1.4	0.2	2.3	2.1	4.3	1.7	2.2
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	0.5	---	---	---	---	0.4	0.7	---	---
	<u>Spirulina</u>	97.2	97.3	91.3	96.5	96.1	9.1	87.1	99.0	90.2	92.7
	<u>Anabaena</u>	---	---	---	---	0.2	43.2	---	1.4	---	0.6
EUGLENOPHYTA	<u>Phacus</u>	---	---	---	---	---	9.1	---	---	---	---
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

Tabla B. Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al 3 de noviembre de 1987.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Eudorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Chlorococcus</u>	75.0	---	---	---	---	---	---	---	0.2	0.4
	<u>Kyriococcus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closterionopsis</u>	---	---	1.3	0.4	0.5	2.1	0.6	---	1.2	0.7
	<u>Scenedesmus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.4
	<u>Staurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Repsira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	---	---	---	---	0.5	---	1.2	1.9	---	0.7
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Hantzschia</u>	8.3	4.5	---	---	0.9	3.6	1.9	---	2.5	3.2
	<u>Diatoma</u>	2.8	2.0	---	0.5	0.9	0.6	---	---	0.7	0.7
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	5.6	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Spirulina</u>	---	93.4	98.7	99.1	97.3	93.7	96.3	98.1	95.3	93.9
	<u>Anabaena</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
EULENOPHYTA	<u>Pbacus</u>	8.3	---	---	---	---	---	---	---	---	
TOTAL		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

TABLE 9. Analisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Mabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al 26 de noviembre de 1967.

División	Género	Estaciones (% de dominance)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Eudorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Chlorococum</u>	0.3	0.3	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Kirchneriella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closterionopsis</u>	2.4	4.2	4.3	0.7	---	---	3.2	---	---	2.9
	<u>Scenedesmus</u>	1.2	0.3	---	---	---	---	---	---	2.2	0.7
	<u>Staurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Helosira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	1.5	---	0.7	---	---	---	---	10.0	---	1.5
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Nitzschia</u>	16.1	6.8	6.4	15.9	2.5	60.0	16.1	---	4.4	4.4
	<u>Diatoma</u>	2.4	2.0	6.7	1.3	---	10.0	---	---	---	---
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	---	---	---	---	10.0	---	---	---	---
	<u>Spirulina</u>	76.0	85.9	84.4	82.1	97.5	20.0	80.6	90.0	93.3	90.4
	<u>Anabaena</u>	---	0.3	---	---	---	---	---	---	---	---
EULENOPHYTA	<u>Phacus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLE 10. Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de enero de 1992.

División	Género	Estaciones (1 de Dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Esofonia</u>	---	---	---	---	6.0	---	---	1.3	---	---
	<u>Chlorococcon</u>	0.2	0.3	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Kirchneriella</u>	0.2	0.3	---	---	---	---	0.5	0.7	---	0.7
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closteriopsis</u>	4.3	6.0	3.7	9.4	6.0	---	5.3	7.9	4.5	5.5
	<u>Scenedesmus</u>	---	---	---	---	1.0	---	0.2	0.3	---	---
	<u>Staurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Melosira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	2.3	2.4	5.0	4.1	5.0	11.1	3.4	4.3	2.3	1.4
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Nitzschia</u>	14.7	12.3	14.1	5.8	12.0	---	8.7	14.1	6.7	13.8
	<u>Diatoma</u>	0.6	---	0.4	4.1	1.0	22.2	0.9	1.0	0.4	1.4
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	---	---	---	---	11.1	---	0.3	---	---
	<u>Spirulina</u>	77.7	78.6	76.8	76.6	69.0	---	81.0	68.2	84.2	77.2
	<u>Anabaena</u>	---	---	---	---	---	44.4	---	---	---	---
EUCALYPTOPHYTA	<u>Phacus</u>	---	---	---	---	---	11.1	---	---	---	---
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLE II. Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Mabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al día de febrero de 1988. Muestreo con red.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	0.5	18.6	---	1.1	---	---
	<u>Eudorina</u>	1.0	4.8	0.8	---	---	5.9	0.8	1.1	0.8	---
	<u>Chlorococcus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Kirchneriella</u>	2.4	---	0.8	1.2	3.4	---	4.9	1.1	0.8	2.9
	<u>Selenastrium</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closteriopsis</u>	6.2	2.4	7.5	3.6	11.3	---	5.7	7.6	2.3	7.1
	<u>Scenedesmus</u>	---	---	---	---	---	---	---	1.1	0.8	---
	<u>Staurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Melosira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	4.8	---	0.8	1.2	1.0	---	5.7	4.3	1.5	---
	<u>Cryptella</u>	---	---	1.5	2.4	---	---	---	---	---	---
	<u>Nitzschia</u>	23.0	42.9	15.0	16.9	21.1	35.3	27.9	9.8	17.7	28.6
	<u>Diatoma</u>	0.5	4.8	---	1.2	1.5	11.8	1.6	---	---	---
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	1.0	---	---	---	0.5	---	---	1.1	---	---
	<u>Spirulina</u>	55.6	47.4	73.7	73.5	60.8	---	53.3	71.7	76.1	61.4
	<u>Anabaena</u>	7.2	---	---	---	---	11.8	---	1.1	---	---
EUGLENOPHYTA	<u>Phacus</u>	0.5	---	---	---	---	17.6	---	---	---	---
TOTAL		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

TABLE 12. Analisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Mabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de febrero de 1988. Muestreo con Botella Van Dorn.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	0.9	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Eudorina</u>	0.6	---	0.5	---	---	2.2	---	---	---	
	<u>Chlorococum</u>	0.2	---	0.3	0.6	---	4.4	---	---	---	
	<u>Kirchneriella</u>	0.6	6.0	6.4	3.3	6.9	4.4	4.5	5.8	7.8	9.1
	<u>Sphaerocystis</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closteriopsis</u>	3.3	32.0	15.6	5.2	16.7	4.4	36.5	32.0	18.1	14.6
	<u>Scenedesmus</u>	0.2	0.4	---	---	---	---	---	---	0.4	---
	<u>Staurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHRISOPHYTA	<u>Melosira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Stephanodiscus</u>	0.2	1.3	0.5	1.3	0.9	2.2	1.8	1.4	0.7	1.5
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Nitzschia</u>	29.0	29.1	18.8	52.9	33.0	22.2	40.5	23.4	24.1	29.3
	<u>Diatomea</u>	4.7	2.1	3.6	---	1.3	13.3	1.3	12.4	---	---
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	---	---	---	---	---	---	0.4	---	
	<u>Spirulina</u>	52.7	28.2	54.9	36.6	41.2	---	15.3	22.6	48.5	45.4
	<u>Anabaena</u>	0.2	---	---	---	---	22.2	---	1.4	---	
EUZELENOPHYTA	<u>Phacus</u>	0.4	---	0.3	---	---	24.4	---	0.7	---	
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	

TABLA 13. Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de febrero de 1988. Muestreo con Red, lectura con hemocitómetro.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Eudorina</u>	25.0	15.0	50.0	3.3	2.6	---	4.3	---	12.7	4.3
	<u>Chlorococcum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Girardinella</u>	---	---	---	3.3	---	16.7	6.3	11.4	6.3	---
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closterionopsis</u>	---	---	25.0	10.0	12.8	---	12.7	7.2	7.9	4.3
	<u>Scolecoides</u>	---	---	---	---	2.6	---	---	---	---	---
	<u>Staurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Melosira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	25.0	20.0	---	6.7	5.1	---	1.6	2.4	1.6	6.5
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Witzschia</u>	50.0	45.0	---	46.7	33.3	50.0	31.7	15.1	31.7	15.2
	<u>Diatoma</u>	---	5.0	---	---	---	16.7	1.6	4.2	---	---
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Scenedesmus</u>	---	---	25.0	30.0	43.6	16.7	38.1	59.0	39.7	49.6
	<u>Anabaena</u>	---	---	---	---	---	---	1.6	0.6	---	---
EUGLENOPHYTA	<u>Phacus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLE 14. Analisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Habor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de febrero de 1988. Muestreo con Botella Van Dorn, lectura con hemocitometro.

Divisi6n	G6nero	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Pandorina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Eudorina</u>	---	---	1.6	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Chlorococcos</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Circhneriella</u>	6.6	10.9	15.6	11.1	7.6	5.6	12.6	9.0	12.3	7.9
	<u>Solenastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Closterionopsis</u>	27.0	10.4	17.2	14.4	---	10.0	9.0	19.4	27.9	17.3
	<u>Scolecodanus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Saurastrum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Melosira</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	2.0	1.5	1.6	0.5	0.8	5.4	0.4	---	---	1.6
	<u>Cyclotella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Nitzschia</u>	52.3	32.3	18.0	41.9	34.1	10.8	40.2	12.7	19.7	17.3
	<u>Diatoms</u>	0.3	---	---	0.5	---	2.7	6.3	6.0	---	---
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Spirulina</u>	9.9	44.8	45.3	31.5	57.6	29.7	31.5	52.2	40.2	55.9
	<u>Anabaena</u>	---	---	---	---	---	---	---	6.7	---	---
EULENOPHYTA	<u>Phacus</u>	---	---	---	---	---	35.1	---	---	---	---
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLA 15. Análisis cualitativo y cuantitativo del fitoplancton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al periodo del tiempo muestreado.

División	Género	Estaciones (I de dominancia) I									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CHLOROPHYTA	<u>Paezorina</u>	---	---	---	---	0.4	11.8	---	1.0	---	---
	<u>Egedorina</u>	0.6	4.4	0.7	---	5.4	1.8	0.7	1.1	0.8	---
	<u>Chlorococcus</u>	15.2	0.3	4.5	---	---	4.3	---	---	0.2	0.4
	<u>Kirchneriella</u>	0.8	0.3	0.7	1.1	3.0	---	2.4	0.8	0.8	1.7
	<u>Selenastrum</u>	---	---	---	---	---	0.9	---	---	---	---
	<u>Closteriopsis</u>	2.0	3.3	3.4	2.8	3.7	1.8	2.3	4.0	2.0	3.2
	<u>Scenedesmus</u>	0.6	0.5	---	---	0.9	5.4	4.3	0.4	1.3	0.4
	<u>Staurastrum</u>	---	0.6	0.6	---	0.2	1.0	---	0.2	---	---
CHRYSOPHYTA	<u>Melosira</u>	7.5	---	0.5	---	---	0.3	---	---	---	---
	<u>Stephanodiscus</u>	1.4	1.5	1.8	2.2	1.6	2.1	2.1	3.6	1.8	1.5
	<u>Cyclotella</u>	---	---	1.3	2.2	---	0.1	---	---	---	---
	<u>Nitzschia</u>	15.0	9.8	4.6	9.4	5.8	12.1	9.6	7.0	6.0	9.6
	<u>Diatoma</u>	1.0	2.5	1.9	2.2	1.4	4.1	2.6	1.9	1.9	3.3
CYANOPHYTA	<u>Oscillatoria</u>	2.0	0.4	0.8	---	0.4	6.7	0.4	1.8	---	---
	<u>Spirulina</u>	48.0	74.1	75.8	80.1	76.9	20.7	75.3	77.7	85.5	76.8
	<u>Anabaena</u>	2.6	0.3	0.9	---	0.2	15.7	0.2	1.1	---	1.2
EUGLLENOPHYTA	<u>Phacus</u>	2.6	---	0.8	---	---	9.2	---	---	---	---
	TOTAL	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLE 16. Analisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del Lago Mayor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de julio de 1987.

Divisi6n	G6nero	Estaciones (I de dominancia) s									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Didinium</u>	---	---	---	---	25.0	4.0	---	---	---	---
	<u>Pursaria</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Vorticella</u>	---	---	---	---	---	4.0	---	---	---	---
ROTIFERA	<u>Copechilus</u>	---	---	---	---	---	4.0	2.3	---	---	---
	<u>Filinia</u>	57.1	91.3	42.9	50.0	25.0	28.0	51.2	---	32.7	13.3
	<u>Keratella</u>	19.4	4.3	11.1	5.0	---	34.0	7.0	15.7	15.5	12.6
ARTROPODA	<u>Bosmina</u>	---	---	---	---	---	16.0	---	---	---	---
	<u>Teosira</u>	6.9	4.3	45.9	45.0	50.0	8.0	39.5	84.3	10.3	23.7
	<u>Euryceus</u>	25.5	---	---	---	---	---	---	---	41.4	50.4
	<u>Hydrophanes</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLA 17. Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplancton del lago Habor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de agosto de 1987.

División	Género	Estaciones (I de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Bidulius</u>	---	6.3	14.3	---	---	---	1.3	12.7	---	---
	<u>Nursaria</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Vorticella</u>	---	---	---	---	---	53.8	---	---	---	---
ROTIFERA	<u>Coocchilus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Filinia</u>	87.0	56.3	71.4	---	92.9	7.7	76.3	22.5	87.0	95.0
	<u>Scartellia</u>	4.3	---	---	---	---	38.5	1.3	2.8	0.5	---
ARTROPODA	<u>Bosmina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Leucora</u>	---	12.5	---	---	---	---	1.3	1.4	0.7	---
	<u>Eurycerus</u>	8.7	25.0	14.3	---	7.1	---	19.7	60.6	11.8	5.0
	<u>Diacyclops</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
TOTAL		1001	1001	1001	---	1001	1001	1001	1001	1001	1001

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

TABLE 18. Analisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del lago Mayor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de octubre de 1987.

Divisi6n	G6nero	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Bidinium</u>	---	7.9	14.3	---	---	---	2.8	58.3	---	---
	<u>Paramecium</u>	---	---	---	---	14.3	---	---	---	---	---
	<u>Vorticella</u>	3.3	---	7.1	---	---	87.0	---	---	---	---
ROTIFERA	<u>Conochilus</u>	---	10.5	---	---	---	1.4	---	---	---	---
	<u>Filinia</u>	16.9	---	57.1	12.4	76.2	---	33.3	---	72.0	15.8
	<u>Keratella</u>	34.7	10.5	---	17.3	9.5	5.8	2.8	14.7	12.9	20.0
ARTICULADA	<u>Daphnia</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Tropocyclops</u>	22.3	5.6	21.4	23.1	---	5.8	---	---	16.0	18.9
	<u>Eurytemora</u>	24.8	48.4	---	46.9	---	---	61.1	25.0	---	45.3
	<u>Mycetophanes</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
TOTAL		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

TABLA 19. Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplancton del lago Mabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al 3 de noviembre de 1987.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Pidinium</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Bursaria</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Volvoxella</u>	92.1	---	---	---	---	---	---	---	---	---
ROTIFERA	<u>Conochilus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Filinia</u>	2.6	79.5	48.6	77.1	85.7	63.0	---	59.0	92.6	53.9
	<u>Keratella</u>	---	1.3	16.4	5.7	5.7	24.1	31.9	4.1	7.4	26.1
ARTROPODA	<u>Dosinia</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Teucon</u>	---	---	7.3	2.9	8.6	---	1.3	2.8	---	2.0
	<u>Eurytemora</u>	5.3	19.2	29.5	12.8	---	13.0	59.6	34.1	---	17.6
	<u>Macropheanes</u>	---	---	0.2	1.4	---	---	7.2	---	---	6.3
TOTAL	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	

TABLE 20. Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al 26 de noviembre de 1987.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Pidinium</u>	---	---	---	---	---	---	0.4	---	---	---
	<u>Purpuria</u>	---	---	---	0.9	0.5	28.6	---	---	---	---
	<u>Vorticella</u>	---	---	---	0.9	---	57.1	0.4	---	31.3	---
ROTIFERA	<u>Conochilus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Filinia</u>	30.4	---	40.0	2.8	27.9	---	34.0	59.0	---	20.4
	<u>Keratella</u>	---	---	---	0.9	14.9	---	5.5	4.1	2.4	4.5
ARTROPODA	<u>Dosinia</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Levins</u>	4.3	16.7	2.5	47.2	9.4	---	13.0	2.9	42.2	7.5
	<u>Euryterus</u>	65.2	85.3	57.5	47.2	46.3	14.3	45.8	34.1	24.1	67.6
	<u>Hydrophanes</u>	---	---	---	---	1.0	---	0.8	---	---	---
TOTAL	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLA 21. Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de enero de 1988.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Didinium</u>	3.2	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Bursaria</u>	---	1.8	---	---	0.3	---	---	---	---	---
	<u>Vorticella</u>	---	---	---	---	20.3	100	2.5	3.7	15.2	13.8
ROTIFERA	<u>Conochilus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Filinia</u>	19.4	32.2	10.2	15.6	10.6	---	---	3.7	12.1	25.7
	<u>Keratella</u>	16.1	---	---	---	0.3	---	---	9.3	---	1.8
ARTROPODA	<u>Bosmina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Jesora</u>	---	5.4	33.9	36.7	19.0	---	15.0	20.4	9.1	23.9
	<u>Euryceus</u>	61.3	69.6	55.9	47.8	49.4	---	82.5	57.4	63.6	34.9
	<u>Myctophanes</u>	---	---	---	---	---	---	---	5.6	---	---
TOTAL		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

TABLE 22. Analisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del lago Mabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de febrero de 1988. Muestreo con Red.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Dinidium</u>	---	---	---	---	9.1	6.7	1.0	---	---	---
	<u>Bursaria</u>	0.9	2.2	---	---	---	---	0.5	1.9	13.9	---
	<u>Verticella</u>	64.6	59.8	25.5	18.8	45.5	86.7	19.1	17.5	30.5	41.2
KOTIFERA	<u>Conochilus</u>	---	---	---	---	---	6.7	---	---	---	---
	<u>Eilania</u>	---	---	7.8	---	18.2	---	0.5	5.8	5.5	5.9
	<u>Keratella</u>	---	1.1	---	---	---	---	1.5	11.7	---	---
ARTROPODA	<u>Polydora</u>	---	---	---	---	---	---	2.9	1.0	2.8	---
	<u>Limnocalanus</u>	15.0	29.3	11.8	81.2	27.3	---	7.8	14.6	22.2	5.9
	<u>Eurytemora</u>	19.5	6.5	54.9	---	---	---	65.2	45.6	25.0	---
	<u>Wetzeliana</u>	---	---	---	---	---	---	1.5	1.9	---	47.0
TOTAL		1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLA 23. Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del lago Nahor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de febrero de 1988. Muestreo con botella Van Dorn.

División	Género	Estaciones (I de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Didymia</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Bursaria</u>	---	37.5	---	---	---	38.5	---	---	---	
	<u>Vorticella</u>	---	25.0	33.3	---	---	60.0	---	50.0	100	
ROTIFERA	<u>Comochilus</u>	---	12.5	---	---	---	---	---	---	100	
	<u>Filinia</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Eratella</u>	---	---	---	---	50.0	1.5	---	50.0	---	
ARTROPODA	<u>Bosmina</u>	---	12.5	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Limnoria</u>	---	12.5	---	---	---	---	100	---	---	
	<u>Eurytemora</u>	---	---	66.7	---	50.0	---	---	---	---	
	<u>Brachionans</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	TOTAL	---	1001	1001	---	1001	1001	1001	1001	1001	

TABLA 24. Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplancton del lago Habor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de febrero de 1990. Muestreo con Red, lectura con hemocitómetro.

División	Género	Estaciones (I de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Bidinium</u>	1.0	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Bursaria</u>	---	---	1.8	---	9.4	---	---	---	---	---
	<u>Vorticella</u>	21.1	58.1	7.0	9.0	3.1	66.7	35.0	10.7	36.1	31.0
ROTIFERA	<u>Conochilus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Filinia</u>	---	---	12.3	1.1	---	---	1.0	---	1.6	---
	<u>Keratella</u>	---	1.2	1.8	2.2	---	---	---	32.1	---	3.4
ARTROPODA	<u>Bosmina</u>	---	---	---	---	---	---	---	3.6	---	3.4
	<u>Teosira</u>	22.1	18.6	33.3	16.9	43.8	---	26.8	---	36.1	37.9
	<u>Euryceus</u>	54.8	22.1	40.3	69.7	34.4	33.3	37.1	50.0	24.6	24.1
	<u>Nyctophanes</u>	1.0	---	3.5	1.1	9.4	---	---	3.6	1.6	---
	TOTAL	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLE 25. Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del lago Nabor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al mes de febrero de 1988. Muestreo con botella Van Dorn, lectura con hemocitómetro.

División	Género	Estaciones (% de dominancia)									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Blechnum</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	<u>Bursaria</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Vorticella</u>	---	---	85.7	100	75.0	100	---	100	75.0	---
ROTIFERA	<u>Conochilus</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Filinia</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Eratella</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
ARTROPODA	<u>Bosmina</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
	<u>Leora</u>	100	---	---	---	---	---	---	---	100	
	<u>Eurycerus</u>	---	100	14.1	---	25.0	---	---	---	75.0	
	<u>Bythotrephes</u>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
TOTAL		1001	1001	100	1001	1001	1001	---	1001	1001	1001

TABLA 26. Analisis cualitativo y cuantitativo del zooplankton del lago Nahor Carrillo en las diferentes estaciones de muestreo, correspondientes al promedio del tiempo muestreado.

División	Género	Estaciones (X de dominancia) :									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
PROTOZOA	<u>Dinisia</u>	2.1	3.4	9.8	---	9.9	2.7	10.0	22.8	---	---
	<u>Bursaria</u>	0.6	1.0	---	---	2.9	14.4	0.3	1.2	9.2	---
	<u>Vorticella</u>	33.3	29.0	11.1	7.7	19.1	32.7	5.2	6.8	16.9	19.0
ROTIFERA	<u>Cercaria</u>	---	5.1	---	---	---	2.0	1.6	---	---	---
	<u>Filinia</u>	23.3	31.5	27.1	24.7	29.9	16.6	28.0	19.2	33.2	22.7
	<u>Keratella</u>	10.9	2.1	8.8	5.6	4.4	13.2	5.9	5.9	5.0	7.1
ARTROPODA	<u>Bosmina</u>	---	---	---	---	---	8.1	2.1	0.6	1.8	---
	<u>Tropocyclops</u>	8.0	5.8	14.0	30.7	13.3	3.5	9.3	13.5	11.1	9.5
	<u>Cyclops</u>	19.9	22.0	29.0	30.2	19.9	6.9	39.8	24.5	22.8	25.4
	<u>Bythotrephes</u>	---	---	0.1	1.1	0.6	---	6.6	2.4	---	16.3
TOTAL	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001	1001

TABLA 27. Resultados de la biomasa zooplanctónica del lago Nabor Carrillo, Estado de México del 12 de febrero de 1988. Muestreo con red.

Estación	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	Peso cenizas (g)
1	2.6227	0.0877	0.0033
2	4.1938	0.2204	0.0414
3	3.6725	0.2148	0.0205
4	0.6984	0.0570	0.0068
5	0.2468	0.0029	0.0002
6	0.1544	0.0236	0.0026
7	3.8743	0.1974	0.0824
8	0.9664	0.0779	0.0625
9	2.5934	0.4641	0.3505
10	1.5000	0.0897	0.0110

TABLA 28. Resultados de la biomasa zooplanctónica del lago Nabor Carrillo, Estado de México del 12 de febrero de 1988. Muestreo con botella.

Estación	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	Peso cenizas (g)
1	0.2978	0.0033	0.0022
2	0.2331	0.0132	0.0013
3	0.1385	0.0707	0.0044
4	0.1005	0.0501	0.0029
5	0.1573	0.0411	0.0019
6	0.3787	0.0332	0.0017
7	0.0786	0.0260	0.0028
8	0.0326	0.0172	0.0012
9	0.0689	0.0110	0.0049
10	0.4710	0.0039	0.0011

TABLE 29. Resultados de la biomasa fitoplanctónica del lago Nabor Carrillo, Estado de México del 12 de febrero de 1988. Muestreo con red.

Estación	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	Peso cenizas (g)
1	0.7370	0.0252	0.0056
2	0.4853	0.0271	0.0027
3	0.8950	0.0157	0.0038
4	0.9685	0.0244	0.0069
5	0.7847	0.0109	0.0042
6	0.9279	0.0011	0.0002
7	0.9533	0.0216	0.0059
8	0.4843	0.0189	0.0038
9	0.7897	0.0330	0.0162
10	0.8276	0.0143	0.0016

TABLE 30. Resultados de la biomasa fitoplanctónica del lago Nabor Carrillo, Estado de México del 12 de febrero de 1988. Muestreo con botella.

Estación	Peso húmedo (g)	Peso seco (g)	Peso cenizas (g)
1	4.9208	0.0687	0.0160
2	4.4600	0.0636	0.0155
3	2.4487	0.0673	0.0162
4	2.2827	0.0572	0.0115
5	2.3769	0.0542	0.0112
6	0.9831	0.0108	0.0034
7	2.2705	0.0620	0.0152
8	2.4768	0.0864	0.0292
9	2.2978	0.0613	0.0119
10	3.3665	0.0626	0.0106

TABLA 31. Resultados promedio de la prueba de 2 en el fitoplancton en las diferentes estaciones de muestreo del lago Habor Carrillo, Estado de México.

ESTACIONES										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	----	34.19	10.22	37.71	59.26	107.86	14.88	19.96	9.42	17.19
2	34.19	----	42.68	27.74	137.53	140.03	11.98	10.03	72.49	----
3	10.22	42.68	----	42.28	81.94	127.58	10.69	19.08	30.63	14.96
4	37.71	27.74	42.28	----	81.77	119.18	25.83	3.69	55.30	15.39
5	39.26	137.53	81.94	81.77	----	107.76	61.47	42.12	43.26	50.83
6	107.86	140.03	127.58	119.18	107.76	-----	115.78	91.34	116.74	105.40
7	14.88	11.98	10.69	25.83	61.47	115.78	-----	12.18	29.44	5.87
8	19.96	10.03	19.08	3.69	42.12	91.34	12.18	-----	27.53	6.99
9	9.42	72.49	30.63	55.30	43.26	116.76	29.44	27.53	-----	28.17
10	17.19	----	14.96	15.39	50.83	105.40	5.87	6.99	28.17	----

TABLA 32. Resultados promedio de la prueba de I en el zooplankton en las diferentes estaciones de muestreo del lago Babur Carrillo, Estado de México.

ESTACIONES										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	----	3.87	122.81	15.58	21.71	-----	37.16	42.19	7.29	15.38
2	3.87	----	58.29	11.42	17.82	2.55	22.32	25.31	7.31	48.80
3	122.81	58.29	----	99.99	27.13	54.13	68.85	56.52	3.29	41.26
4	15.58	11.42	99.99	----	14.26	7.61	21.63	27.33	5.66	84.01
5	21.71	17.82	27.13	14.26	----	14.61	3.49	-----	2.17	16.44
6	-----	2.55	54.13	7.61	14.61	----	18.59	21.69	4.58	44.37
7	37.16	22.32	68.85	21.63	3.49	18.59	----	6.55	3.22	49.31
8	42.19	25.31	56.52	27.33	-----	21.69	6.55	----	2.39	36.67
9	7.29	7.31	3.29	5.66	2.17	6.58	3.32	2.39	----	-----
10	15.38	48.80	41.26	84.01	16.44	44.37	49.31	36.67	0.83	----

TABLE 33. Resultados del número de individuos por mililitro en los diferentes muestreos en el lago Nahar Carrillo, Estado de México.

ESTACIONES	10-VI-87	3-VIII-87	6-I-87	3-XI-87	26-III-87
1	47,305.164	30,572.769	32,431.924	15,286.384	72,713.615
2	20,244.131	21,225.352	53,915.492	73,126.760	74,572.769
3	56,403.755	41,727.699	69,615.023	103,286.390	37,389.671
4	26,854.660	-----	86,967.136	60,732.394	53,502.347
5	33,444.788	124, 563.380	95,230.046	52,295.774	57,840.375
6	128,488.260	27,061.032	23,342.723	109,690.140	4,338.028
7	55,774.447	105,145.530	57,014.080	81,802.816	58,664.666
8	74,985.915	104,112.670	31,399.061	119,399.060	113,408.450
9	32,225.352	162,159.620	40,694.835	88,826.291	26,441.314
10	37,802.816	126,629.100	56,394.566	118,572.760	102,046.940

ESTACIONES	22-I-88	12-III-88	12-III-88	12-III-88	12-III-88
		Red	Botella	Hemocitómetro Red	Hemocitómetro Botella
1	103,492.950	21,376.611	101,840.370	282,500.000	770,000.000
2	84,075.117	27,680.751	49,990.610	263,000.000	50,500.000
3	61,971.830	69,821.596	78,497.656	157,500.000	177,500.000
4	53,915.492	20,450.704	31,405.633	300,000.000	1057,500.000
5	84,694.835	46,619.718	48,544.600	182,500.000	340,000.000
6	4,957.746	9,708.920	22,929.577	30,000.000	130,000.000
7	93,990.610	67,342.723	46,065.727	400,000.000	635,000.000
8	74,159.624	40,488.262	28,713.615	487,500.000	337,500.000
9	68,375.586	34,497.625	55,981.220	312,500.000	312,500.000
10	52,469.483	17,971.830	67,962.440	187,500.000	320,000.000

TABLE 34. Resultados del índice de Cairns y Dickson en las diferentes estaciones de muestreo en el lago Nabor Carrillo, Estado de México.

FECHA	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10-VII-87	2	3	4	3	2	7	4	2	4	4
03-VIII-87	2	3	3	-	3	12	3	5	2	2
06-X-87	5	3	4	4	2	6	4	3	4	6
03-XI-87	2	2	3	2	2	1	3	2	1	5
26-XI-87	4	3	3	5	4	5	6	2	3	4
22-I-88	5	3	4	4	3	6	3	9	4	7
12-II-88										
RED 12-II-88	9	5	4	5	4	9	9	10	7	5
BOTELLA 12-II-88	5	7	4	3	5	11	4	6	4	3
HEMOCITOMETRO RED 12-II-88	3	5	5	5	7	3	5	9	4	6
HEMOCITOMETRO BOTELLA 12-II-88	3	3	5	4	4	3	4	4	4	4

- = no se determinó

TABLE 35. Resultados del índice de TU en las diferentes estaciones de muestreo en el lago Nabor Carrillo, Estado de México correspondientes al fitoplancton.

FECHA	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10-VII-87	0.3	0.02	0.1	0.3	0.7	0.7	0.2	0.1	0.2	0.3
03-VIII-87	0.1	0.3	0.3	---	0.1	0.6	0.1	0.1	0.03	0.07
04-I-87	0.1	0.05	0.2	0.08	0.1	0.7	0.2	0.2	0.2	0.1
03-II-87	0.4	0.1	0.03	0.02	0.05	0.1	0.07	0.04	0.5	0.1
26-III-87	0.2	0.2	0.3	0.3	0.1	0.6	0.3	0.2	0.1	0.2
22-I-88	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.8	0.3	0.5	0.5	0.4
RED 12-11-88	0.4	0.6	0.5	0.4	0.6	0.8	0.6	0.4	0.4	0.5
BOTELLA 12-11-88	0.6	0.7	0.6	0.6	0.7	0.8	0.7	0.8	0.7	0.7
HEROCITOMETRO RED 12-11-88	0.8	0.8	0.8	0.7	0.7	0.8	0.7	0.6	0.7	0.4
HEROCITOMETRO BOTELLA 12-11-88	0.6	0.7	0.7	0.4	0.3	0.8	0.7	0.7	0.7	0.6

- = no se determinó

TABLA 36. Resultados del índice de TU en las diferentes estaciones de muestreo en el lago Nahor Carrillo, Estado de México correspondientes al zooplancton.

FECHA	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10-VIII-87	0.6	0.3	0.6	0.6	0.8	0.8	0.3	0.3	0.7	0.7
03-VIII-87	0.7	0.6	0.5	---	0.1	0.6	0.4	0.6	0.2	0.1
06-I-87	0.7	0.3	0.6	0.7	0.2	0.2	0.5	0.6	0.5	0.7
03-III-87	0.2	0.3	0.6	0.4	0.3	0.5	0.5	0.7	0.1	0.6
26-III-87	0.3	0.3	0.5	0.6	0.7	0.7	0.7	0.5	0.8	0.5
22-I-88	0.6	0.3	0.6	0.6	0.7	0.1	0.3	0.6	0.6	0.6
RED 12-III-88	0.5	0.5	0.6	0.3	0.7	0.2	0.5	0.7	0.8	0.6
BOTELLA 12-III-88	---	0.6	0.7	---	---	0.5	---	---	---	---
MEMOCITOMETRO RED 12-III-88	0.6	0.4	0.7	0.5	0.7	0.7	0.7	0.6	0.7	0.7
MEMOCITOMETRO BOTELLA 12-III-88	---	---	0.3	---	0.4	---	---	---	0.7	---

- * no se determinó

TABLE 37. Resultados del índice de Chandler en las diferentes estaciones de muestreo en el lago Nabor Carrillo, Estado de México correspondientes al fitoplancton.

FECHA	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10-VII-87	8.0	64.4	110.0	120.0	152.0	594.0	225.0	35.0	98.0	48.0
03-VIII-87	124.0	140.0	195.0	----	546.0	117.0	435.0	433.0	235.0	493.0
04-I-87	36.0	223.0	309.0	145.0	445.0	44.0	240.0	140.0	176.0	178.0
03-III-87	36.0	198.0	76.0	224.0	221.0	477.0	161.0	103.0	403.0	280.0
26-III-87	329.0	355.0	141.0	151.0	80.0	10.0	31.0	10.0	45.0	136.0
22-I-88	469.0	350.0	241.0	171.0	100.0	9.0	415.0	305.0	320.0	145.0
RED 12-III-88	209.0	43.0	133.0	81.0	204.0	17.0	122.0	92.0	130.0	70.0
BOTELLA 12-III-88	490.0	234.0	367.0	153.0	233.0	45.0	222.0	137.0	271.0	328.0
HEMOCITOMETRO RED 12-III-88	4.0	20.0	4.0	30.0	39.0	6.0	67.0	166.0	68.0	44.0
HEMOCITOMETRO BOTELLA 12-III-88	304.0	201.0	64.0	422.0	132.0	37.0	254.0	134.0	122.0	127.0

- = no se determinó

TABLA 36. Resultados del índice de Chandler en las diferentes estaciones de muestreo en el lago Nahor Carrillo, Estado de México correspondientes al zooplankton.

FECHA	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10-VII-87	317	25	135	20	4	25	43	51	58	35
03-VIII-87	23	16	7	---	56	13	76	71	552	120
06-I-87	121	38	28	277	18	69	36	12	25	95
03-11-87	38	156	424	70	35	54	235	475	27	295
26-11-87	23	6	40	108	200	7	253	536	83	358
22-I-88	32	57	59	90	310	15	40	54	66	94
RED 12-11-88	113	91	204	16	11	15	204	103	35	17
BOTELLA 12-11-88	---	8	3	---	2	65	1	2	---	---
HENOCITOMETRO RED 12-11-88	104	86	57	89	32	3	97	28	69	29
HENOCITOMETRO BOTELLA 12-11-88	4	1	7	---	3	2	---	---	3	---

- = no se determinó

TABLE 37. Resultados del promedio del índice de Chandler en las diferentes estaciones de muestreo en el lago Nabor Carrillo, Estado de México correspondientes al fitoplancton.

FECHA	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10-VII-87	2.5	0.4	5.3	9.2	12.9	99.0	16.1	2.5	7.0	4.0
03-VIII-87	10.3	14.0	19.5	---	54.6	16.7	39.4	43.3	17.9	4.5
06-I-87	2.4	17.2	34.3	12.1	40.3	4.9	24.0	14.0	16.0	14.8
05-II-87	3.0	14.1	5.1	16.0	18.4	36.7	12.4	6.9	33.6	28.0
26-III-87	32.9	39.4	11.8	11.6	5.3	0.8	2.2	0.7	3.2	11.3
22-I-88	46.9	58.3	20.1	14.3	10.0	0.8	41.5	38.1	26.7	15.2
RED 12-11-88	29.9	3.6	13.3	7.4	22.7	1.5	12.2	11.5	13.0	5.4
BOTELLA 12-11-88	81.7	26.0	45.9	13.9	21.2	5.6	20.2	15.2	27.1	27.3
HEMOCITOMETRO RED 12-11-88	0.3	1.7	0.3	2.7	3.5	0.5	7.0	16.6	5.7	3.7
HEMOCITOMETRO BOTELLA 12-11-88	27.6	16.8	5.8	38.4	10.2	3.7	23.1	12.2	9.4	10.6

- = no se determinó

TABLA 40. Resultados del promedio del índice de Chandler en las diferentes estaciones de muestreo en el lago Nabor Carrillo, Estado de México correspondientes al zooplancton.

FECHA	ESTACIONES									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10-VII-87	52.8	5.0	19.3	2.9	0.6	8.3	7.2	6.4	9.7	5.8
03-VIII-87	3.3	2.7	1.0	----	7.0	1.9	15.2	14.2	92.0	15.0
06-I-87	24.2	7.6	4.7	46.2	2.6	11.5	6.0	1.7	3.6	5.8
03-III-87	5.4	22.3	84.8	14.0	5.0	7.7	39.2	95.0	3.4	59.0
26-III-87	3.3	0.8	5.7	27.0	50.0	1.0	84.3	89.3	13.8	59.7
22-I-88	53.3	9.5	8.4	12.9	62.0	1.7	5.7	13.5	11.0	18.8
RED 12-11-88	18.8	18.2	34.0	2.0	1.8	2.1	204.0	34.3	7.0	2.8
BOTELLA 12-11-88	----	1.6	0.4	----	0.3	9.3	0.1	0.25	----	----
HEMOCITOMETRO RED 12-11-88	20.8	14.3	19.0	22.3	6.4	0.5	16.2	5.6	13.8	5.8
HEMOCITOMETRO BOTELLA 12-11-88	0.4	0.1	0.9	----	0.4	0.2	----	----	0.4	----

- = no se determinó

TABLA 41. Resultados de bioacumulación de Pb, Zn y As por el fitoplancton en los diferentes muestreos efectuados en el lago Nabor Carrillo, Estado de México.

Estación	Fecha de muestreo				
	10-VII-87	03-X-87	26-XI-87	12-II-88 (red)	12-II-88 (botella)
1	23.33	20.83	20.00	5.00	9.17
2	26.67	21.67	20.00	-----	2.50
3	20.83	20.83	8.33	1.67	5.83
4	6.67	27.50	20.00	5.83	7.50
5	25.83	18.33	17.50	1.67	-----
6	5.83	10.33	19.17	5.83	7.50
7	2.50	20.83	16.67	5.00	5.83
8	-----	23.33	15.00	5.00	10.00
9	1.67	22.50	10.83	1.67	10.00
10	3.33	21.67	12.67	4.17	5.83

Estación	Fecha de muestreo				
	10-VII-87	03-X-87	26-XI-87	12-II-88 (red)	12-II-88 (botella)
1	51.67	148.33	23.33	9.17	13.33
2	27.50	-----	227.50	15.83	-----
3	20.00	10.83	69.17	15.83	15.83
4	177.50	20.00	17.50	12.50	8.33
5	85.00	187.50	5.83	11.67	-----
6	145.00	35.83	15.00	9.17	11.67
7	12.50	29.17	234.17	12.50	14.17
8	96.67	39.17	28.33	19.17	10.83
9	240.83	26.67	155.00	17.50	12.50
10	38.33	50.00	9.17	15.00	10.83

ARSENICO

NO FUE DETECTADO EN EL FITOPLANCTON.

TABLA 42. Resultados de bioacumulación de Pb, Zn y As por el zooplancton en los diferentes muestreos efectuados en el lago Nabor Carrillo, Estado de México.

Estación	Fecha de muestreo				
	10-VII-87	06-X-87	26-XI-87	12-III-88 (red)	12-III-88 (botella)
1	2.50	-----	10.00	0.83	5.83
2	15.00	0.83	1.67	5.00	9.17
3	20.00	1.67	10.83	4.17	3.33
4	20.00	-----	10.83	3.33	8.33
5	21.00	5.83	4.17	0.83	5.00
6	-----	10.83	13.33	-----	6.67
7	23.33	10.83	15.83	1.67	-----
8	7.50	10.83	29.17	8.33	3.33
9	5.00	9.17	12.50	12.50	4.17
10	-----	15.00	10.00	3.33	5.83

Estación	Fecha de muestreo				
	10-VII-87	03-X-87	26-XI-87	12-III-88 (red)	12-III-88 (botella)
1	25.00	36.66	40.83	10.83	10.83
2	33.33	25.83	39.17	14.17	9.17
3	67.50	50.83	27.50	13.33	21.67
4	15.00	39.17	20.83	13.33	10.00
5	205.00	26.67	13.33	35.83	7.50
6	58.33	110.00	23.33	25.83	12.50
7	17.50	37.50	223.33	17.50	10.83
8	13.33	116.67	100.00	9.17	9.17
9	47.50	91.67	258.33	19.17	13.33
10	38.33	198.33	49.17	15.00	9.17

ARSENICO

NO FUE DETECTADO EN EL ZOOPLANCTON.

TABLA 43. Resultados promedio de los análisis físicos y químicos de las estaciones de muestreo en el lago Nabor Carrillo, Estado de México (1988).

PARAMETROS	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Temperatura del agua (°C)	20	19.8	21	20	20.9	20.4	21	20.7	20.9	21.6
Potencial hidrógeno	10	9.7	9.8	9.7	9.9	8.4	9.6	9.8	9.9	9.6
Alcalinidad total (CaCO ₃) (mg/l)	1087	1222.6	1241.6	1150	1212	608	1208.5	1067	1235	1079
Conductividad (µmhos/cm)	5365	5359	5357	5314	5351	2504	5360	5353	5434	5010
Dureza total (CaCO ₃) (mg/l)	99	99	96	93	102	154	91	98	89	108
Sólidos totales (mg/l)	141	211	226	244	199	68	---	---	---	---
Sólidos disueltos (mg/l)	82	102	112	103	109	31	---	---	---	---
Turbiedad (ppm SiO)	55	54	67	70	85	32	---	---	---	---
Oxígeno disuelto (mg/l)	4.7	6	9	7	5	9	10	9	5	10
DBO ₅ (mg/l)	13	14	13	15	13	14	14	13	12	14
DQO (mg/l)	301	298	301	270	296	151	276	308	304	272
PO ₄ (mg/l)	8.7	9.1	8.8	8.6	8.7	8.2	8	8	8.6	8
Nitrógeno total (mg/l)	40	41	41	25	40	24	---	---	---	---
Nitrógeno orgánico (mg/l)	9.1	10.2	11.6	11.2	11	5	---	---	---	---
Nitrógeno amoniacal (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	5.6	---	---	---	---
Nitritos (mg/l)	0.03	0.04	0.04	0.04	0.06	1.4	---	---	---	---
Nitratos (mg/l)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.003	0.8	---	---	---	---
SMAN (mg/l)	2.2	2.1	2.3	2.1	2.3	5	2.3	2	2	3
Cr ⁺⁺ (mg/l)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Cl (mg/l)	880	924	906	916	908	353	899	898	912	731
As (mg/l)	0.0399	0.057	0.04	0.04	0.04	0.035	0.02	0.03	0.04	0.04
Pb (mg/l)	0.007	0.03	0.007	0.009	0.001	0.04	0.008	0.008	0.007	0.009
Cu (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Fe (mg/l)	0.17	0.17	0.19	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2
Cd (mg/l)	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
Hg (mg/l)	0.0008	0.008	0.001	0.0009	0.0009	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Cr (mg/l)	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
Zn (mg/l)	0.08	0.04	0.08	0.04	0.05	0.06	0.035	0.04	0.06	0.05
Mn (mg/l)	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10
Mg (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Ng (mg/l)	7.6	7.8	7.8	7.7	7.7	12	7.7	7.7	7.7	7.8

- = no se determinó

**APENDICE
DE TECNICAS
SELECTAS**

APENDICE DE TECNICAS SELECTAS

Indice de diversidad y abundancia.

Los indices de diversidad y similitud son básicamente indices de la estructura de la comunidad y el indice biótico es específicamente un indicador de organismos indicadores de toxicidad, ambos usados para ecosistemas acuáticos y contaminación del agua.

En especial, el indice secuencial de comparación (ISEC), introducido por Cairns et al., (1968) como un indice biológico basado en la calidad del agua, proporciona una medida limitando las especies taxonómicamente asignadas al cambio en la calidad del agua en diferentes componentes biológicos de la comunidad acuática.

Se basa fundamentalmente en la forma, color y tamaño (Teoria de las Corridas) (Run Theory) (Cairns y Dickson, 1971). Este indice refleja el concepto de diversidad y es simple y razonablemente efectivo.

El indice de diversidad es igual al número de comparaciones entre el número de individuos por el número de Taxa presentes.

$$ISC = \frac{\text{No. de comparaciones}}{\text{No. de especimenes}} (\text{No. de Taxa})$$

El número de Taxa es determinado al final de las comparaciones entre individuos (Cairns y Dickson op. cit.; Persoone y Pauw, 1978).

El indice de Cairns y Dickson sólo muestra de una manera general el grado de contaminación del agua sin tomar en cuenta las especies como indicadoras de la calidad del agua a diferencia del indice de TU (Keefe y Bergensen, 1976) donde su uso requiere de una identificación previa de las especies presentes en el lago, lo que permite la obtención de datos más acordes a la realidad.

El indice de TU es probablemente una propiedad estadística de variación entre todas las estimaciones imparciales del número de corridas por especie (Keefe y Bergensen, op. cit.), presenta una desviación estándar baja. Es decir, el indice de TU presenta una mínima variación en cuanto a la relación organismo-medio ambiente, tomando en cuenta la calidad del agua a diferencia del indice de Cairns y Dickson, donde únicamente da un panorama general de la calidad del agua.

Se define al índice de diversidad como:

$$TI = 1 - \frac{n}{(n-1)} \left(\pi^2 - \frac{1}{n} \right)$$

donde:

$\pi = ni/n$

$i = 1...K$; K = número de Taxa presentes

n = número de organismos de una muestra

Se usa también el índice biótico de Chandler (CBS) (1970), en donde se muestra que las descargas intermitentes provocan errores y considera que una desventaja del índice biótico es no tomar en cuenta la abundancia de la fauna.

El índice de Chandler es dependiente del número de especies presentes en la muestra (Murphy, 197R). Con el promedio del índice de Chandler se reduce la escala a intervalos de 0 a 100, en el se divide el total de score (No. de grupos faunísticos presentes) por el número de grupos no removidos de los grupos afectados. La temperatura, altitud, velocidad del agua y sustrato causan cambios en los índices, así como el estrés de algunos contaminantes. En otros índices no se toma en cuenta originando datos erróneos, a diferencia del índice de Chandler que sí lo considera presentando datos confiables.

Los niveles de abundancia que expresan las condiciones biológicas como una señal que depende de la diversidad y abundancia de la fauna presente se enlistan a continuación:

NIVELES	No. DE INDIVIDUOS POR 5 MIN. DE MUESTRO	OBSERVACIONES
Presentes	1-2	
Pocos	3-10	Probablemente del lugar pero raras
Comunes	11-50	
Abundantes	51-100	
Muy abundantes	> 100	

Las categorías de la contaminación según Chandler (1976) es la siguiente:

INDICE	CATEGORIA DE LA CONTAMINACION
1 - 2	Clara
2 - 3	Pobre
3 - 4	Contaminada
4 - 5	Seramente contaminada
5	Muy contaminada

Se utiliza la prueba estadística Z para conocer el porcentaje de similitud entre una comunidad y otra, donde:

$$Z = \frac{TU_x - TU_y}{\sqrt{\sigma_x^2/n_x + \sigma_y^2/n_y}}$$

Donde:

TU_x = índice de TU de la comunidad x

TU_y = índice de TU de la comunidad y

σ_x^2 = desviación estándar de la comunidad x

σ_y^2 = desviación estándar de la comunidad y

n_x = total de individuos de la comunidad x

n_y = total de individuos de la comunidad y

BIBLIOGRAFIA

- Ahad, I. F.; Herrera, P. E. (1982). Propuesta de un programa de prácticas en toxicología de alimentos. Tesis de licenciatura. Facultad de Química. INAM. México.
- Alvarez del Villar, J. (1957). Los peces del Valle de México. Comisión Nacional Consultiva de Pesca. México. 116 p.
- Alvarez del Villar, J. (1970). Peces mexicanos. Comisión Nacional Consultiva de Pesca. México. 98 p.
- American Public Health Association (1985). Standard methods for the examination of water and waste water. Washington, D. C. American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 1268 p.
- Ariens, E. J., Lehman, P. A., Simonis, A. M. (1978). Introducción a la toxicología general. Ed. Diana. México. 337 p.
- Arrignon, J. (1979). Ecología y piscicultura de aguas dulces. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, España. 365 p.
- Barnes, R. D. (1977). Zoología de los invertebrados. (2a. ed.) Ed. Interamericana. México. 826 p.
- Berman, E. (1980). Arsenic. En Berman, E. (Ed.). Toxic metals and their analysis. (293 pp) London, England. I. C. Thomas.
- Bold, H. C.; Wynne, H. J. (1978). Introduction to the algae structure and reproduction. New Jersey, USA: Prentice Hall Inc. 706 p.
- Bringmann, G.; Kuhn, R. (1980). Comparison of the toxicity threshold of water pollutants to bacteria, algae and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Wat. Res. 14: 231-241.
- Rustamante, M. (1837). Descripción de Mexcalpique (C. Viviparos). Mosaico. México, 2:116. México, D.F.
- Cairns, J.; Douglas, W. A.; Rusey, F.; Cheney, M. D. (1968). The sequential comparison indice a simplified method for non-biological diversity in stream pollution studies. Journal Water Pollution Control Federation. 40 (9): 1607-1613.
- Cairns, J.; Dickson, K. L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. Journal Water Pollution Control Federation. 5 (43) 755-772.

- Cairns, J.; Heath, A.; Parker, B. (1975). The effects of temperature upon the toxicity of chemicals to aquatic organisms. Hydrobiologia, 47 (1): 135-171.
- Chandler, J. R. (1970). A biological approach to water quality management. Water Pollution Control Federation, 69: 415-421.
- Conway, H. I. and Williams, C. S. (1979). Fish. Res. Bd. Canadá, 36, 579-586.
- Edmonson, W. T. (Ed). (1959). Freshwater biology. New York, USA: John Wiley and Sons Pub. 1245 p.
- Ferguson, F. J. and Gavis, J. (1972). A Review of the arsenic cycle in natural waters. Water Research, 6: 1259-1274 pp.
- Fitzgerald, G. P.; Faust, S. I. (1963). Factors in the testing and application of algicides. Appl. Microbiol. 11: 343-351.
- Förstner, U.; Wittman, T. G. (1979). Metal Pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. New York. 486 p.
- Foy, C. D.; Gerloff, G. C. (1972). Response of Chlorella pirenoidosa to aluminium and low pH. Phycol. 8: 268-271.
- Fujita, M.; Hashizume, K. (1975) Status of uptake of mercury by the freshwater diatom, Synedra ulna. Wat. Res. 9: 889-894.
- García, F. (1964). Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). México. Offset Larios. INAM. 71 p.
- García, E. (1980). Apuntes de Climatología. 3a. ed. INAM. México, D.F. 153 p.
- García, C. J. (1985). Utilización del plancton como herramienta para el conocimiento de la calidad del agua en la cuenca del Alto Amacuzac, estado de Morelos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. INAM. México. 91 p.
- Hart, T. B. (1982). Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates a review. Hydrobiologia, 91: 229-313.

- Hernández, S. A. (1985). Proyecto de campo de relleno sanitario bordo Xochiaca, Texcoco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. México.
- Hicks, G. F. (1976). Variación estacional en las concentraciones de elementos metálicos en estiones de la laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. UNAM. México. 50 p.
- Hongre, O. K.; Skonheim, A. H.; Abrahamsam, H. (1980). Effects of heavy metals in combination with NTA, humic acid and suspended sediment on natural phytoplankton photosynthesis. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 549-600.
- Hong-Kang Wang and Wood, J. M. 1984. Bioaccumulation of nickel by algae. Environ. Sci. Technol. 18(2): 106-109.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (1989). Informe final del proyecto Evaluación del Impacto de Sustancias Tóxicas en el Recurso Hídrico. Coordinación de Investigación. Subcoordinación de Calidad del Agua. México. 65 p.
- Jahn, I. T. (1949). How to Know the Protozoa. Iowa, USA. Wn C. Brown Pub. 234 p.
- Jenkins, W. D. (1981). Biological Monitoring of Toxic Trace Elements. United States Environmental Protection Agency. EPA-00/53-80-090. Project Summary. 1-10 p.
- Jenkins, W. D. (1984). The toxic metals in your future and your past. Toxic Metal Pollution. 62-69 p.
- Källqvist, T. and Meadows, B. S. (1978). The toxic effect of copper on algae and rotifers from a Soda lake (Lake Nakuru, East Africa). Wat. Res. 12, 771-775.
- Knefe, T. J.; Rergeisen, E. P. (1977). A simple diversity index: basic on the theory of runs. Water Res. 11: 889-891.
- Kurto, R. 1979. Protozoología. Ed. CFCSA. México. 905 p.
- Kuwabara, S. J. (1985). Phosphorus-Zinc interactive effects on growth by Selenastrum capricornutum (Chlorophyta). Environ. Sci. Technol. 19 (5): 417-421 pp.
- Lackey, J. B. (1967). Aquatic biology and the water works engineer. En U. S. Department of the Interior (Ed). Biology of Water Pollution. A collection of selected papers on stream pollution. Waste water treatment (pp. 234-239). Ohio, USA.: Federal Water Pollution Control Administration.

- Laube, V.; Ramamoorthy, S.; Kushner, D. J. (1979). Mobilization and accumulation of sediment bound heavy metals by algae. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 763-770.
- Lienner, I. E. (1974). Toxic constituents of animal foods tufts. Academic Press. New York. USA.
- Lisella, S. F.; Long, R. K.; Scott, G. H. (1972). Health Aspects of Arsenicals in the Environment. Jour. Environ. Health. 34 (5): 511-518 pp.
- Mc Neely, V. P.; Neimanis, U. P.; Dwyer, L. (1979). Water quality source book. A guide to water quality parameters. Ottawa, Canadá: Inland Waters Directorate. Water Quality Branch. 89 p.
- Mandelli, E. F. (1979). Contaminación por metales pesados. Rev. Com. Perm. Pacifico Sur. 10: 209-22R.
- Mata, G. M. (1986). Condiciones hidrogeológicas y perspectivas de utilización de las aguas subterráneas en el Área del ex-lago de Texcoco, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura. IPN. México.
- Mierle, G.; Stokes, P. M. (1976). Trace substances in Environmental. Health X, 113-122. Univ. Missouri, Columbia.
- Murphy, P. M. (1978). The temporal variability in biotic indices. Envir. Pollut. 17: 227-236.
- Ortega, M. N. 1984. Catálogo de algas continentales recientes de México. UNAM. México. 2a. ed. 566 p.
- Patrick, R. T., Bott y Larson, R. (1975). The role of trace elements in management of nuisance growths. Environmental Protection Technology Series. EPA 660/2-75-00R. 250 pp. Corvallis, Oregon.
- Persoone, G. and De Pauw, N. (1978). Systems of biological indicators for water quality assessment. En: O. Ravera (Ed.). Biological Aspects of Freshwater Pollution (pp. 39-75) IISA, Pergamon Press.
- Prescott, G. (1970). The freshwater algae. Wt M Brown Company Publishers. Printed in United States of America. 348 p.
- Rzednwski, J. (1957). Algunas asociaciones vegetales de los terrenos del lago de Texcoco. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 21: 19-33 p.

- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. (1969). Proyecto Texcoco. México.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. (1975). Legislación relativa al agua y su contaminación. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. México. 144 p.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. (1980). Bioacumulación de metales pesados y plaguicidas en especies acuáticas de importancia económica. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. Desarrollado por INGGO, S.A. según contrato SP-80-C-11. 284 p.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. (1982 a) Catálogo de plancton de agua dulce de la República Mexicana. Subdirección de Investigación y Entrenamiento. México. 319 p.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. (1982 b) Técnicas de análisis fisicoquímicos para aguas. (5a. ed.) Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Subdirección de Investigación y Entrenamiento. México. 319 p.
- Say, P. J.; Díaz, B. M.; Whitton, B. A. (1977). Influence of zinc of Intic plants. II. Environmental effects on toxicity of zinc to Horridium rivulare. Freshwat. Biol. 7: 377-384 p.
- Smith, G. M. (1950). The freshwater algae of the United States. Mc Graw Hill Book Co. USA.
- Secretaría de Recursos Hidráulicos. (1964). Hidrología de la Cuenca del Valle de México. Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México. México. V. 1, 2.
- Secretaría de Recursos Hidráulicos. (1971). Estudio agrológico especial del ex-lago de Texcoco, Estado de México. Dirección General de Grande Irrigación y Control de Ríos. Serie Estudios Puh. No. 2. México.
- Stokes, P. M.; Hutchinson, T. C. and Krauter, K. (1973). Heavy-metal tolerance in algae insoluble from contaminated lakes near Sudbury, Ontario. Can J. Bot. 51: 2155-2168.
- Stokes, P. M. (1975). Adaptation of green algae to high levels of copper and nickel in Aquatic environments. En: T. C. Hutchinson (Ed.) International Conference on Heavy Metals in the Environment. (137-154 p.) Toronto, Canadá.

- Underwood, F. J. (1977). Trace elements in human and animal nutrition. 4a. ed. New York. Academic Press. USA.
- Vernberg, F. J.; Venberg, W. B. (1974). Pollution and physiology of marine organisms. London, New York, San Francisco. Academic Press. 1-134 p.
- Villanueva, F. S. (1980). Evaluación de metales pesados en los sedimentos y organismos del río Cotzacoalcos y áreas adyacentes, Ver. México. Tesis de Licenciatura. ENEP Zaragoza. INAM. México.
- Weber, C. T. (1971). A guide to the common diatoms of USA. Environmental Protection Agency. 110 p.
- Whitton, B. A. (1979). Plants as indicators of river water quality. En: C. A. James and L. Evison (Eds). Biological indicators of water quality. (51-535 p.) John Willey and Sons Pub. USA.
- Whitton, B. A. (1984). Algae as Ecological Indicators. En Whitton, B. A. (Ed.). Algae as Monitors of Heavy Metals in Freshwater. (pp. 257-279). London, Ltd. Academic Press Inc.
- Zacaula, S. (1977). Estudios geohidrológicos de los acuíferos alcalinos del lago de Texcoco, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura. IPN. México.