

9
247



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**EVALUACION DEL NIVEL TROFICO DEL
LAGO NABOR CARRILLO, MEXICO.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

B I O L O G O

P R E S E N T A :

ESTELA AVILA GLORIA

MEXICO, D. F.

1992

**TESIS CON
FALSA FE ORIGIN**



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.

PREFACIO

Un problema a nivel mundial es la contaminación del agua debido a su importancia para la vida del planeta, numerosos científicos se han interesado para resolver este problema. En México se realizan estos estudios y una de las instituciones es el Centro de Investigación y Entrenamiento de Control y Calidad del Agua (CIECCA), dependiente del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH).

Se agradece a la Subcoordinación de Calidad de Agua por las facilidades otorgadas para la realización del servicio social y del presente trabajo. Así mismo, al personal de la Comisión del lago de Texcoco (CLT) por el apoyo en el muestreo y por los datos proporcionados sobre morfología e hidrología del lago Nabor Carrillo.

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), especialmente a la Facultad de Ciencias por la oportunidad de formarme profesionalmente.

Particularmente deceo agradecer al Biólogo Luis A. Bravo Inclán por sus consejos valiosísimos, juicio crítico, estímulo y paciencia para que esta tesis fructificara.

Agradezco a la Bióloga Cristina Rivero por su apoyo brindado en distintos momentos de mi carrera.

Especialmente agradezco a Elizabeth Sierra U. y a la familia Romero - Vargas por su valiosa ayuda en la colaboración de la realización de este escrito. Gracias por su amistad y cariño.

A los profesores integrantes del jurado mi agradecimiento al M. en C. VICTOR OLVERA VIAZCAN, por la valiosa dirección y el apoyo brindado en todos los aspectos durante el desarrollo del presente trabajo, así como al Dr. en C. FERNANDO DIAZ HERRERA, Biol. LUIS A. BRAVO INCLAN, Biol. JAIME J. SAAVEDRA SOLA, Biol. GILDARDO ALARCON DAWS, por su dedicación, interés, orientación y paciencia mostrada en la revisión del presente estudio y por sus acertadas sugerencias.

A todas aquellas personas que de una u otra manera me brindaron su ayuda incondicional en el desarrollo del presente trabajo.

MIL GRACIAS.

RESUMEN

El lago Nabor Carrillo es un embalse artificial, que es recargado con aguas residuales tratadas provenientes de la ciudad de México, cuyo recurso será utilizado en un futuro para riego agrícola, turismo y actividades industriales.

Para poder utilizar el agua es preciso que tenga una calidad aceptable de acuerdo al uso que se le destine. Sin embargo, el proceso de eutroficación que se presenta en lagos y embalses abate la calidad del agua limitando o impidiendo sus usos.

En el presente estudio se evaluó la calidad del agua y el nivel trófico del lago Nabor Carrillo, utilizando la clasificación de las aguas de los cuerpos receptores en función de sus usos, así como los valores establecidos para la protección de la vida acuática y el uso recreativo.

Por consiguiente se realizó un muestreo mensual de abril a noviembre de 1987, en 7 estaciones, ubicadas 5 dentro del lago, una en el afluente y otra en el efluente, siguiendo la metodología de muestreo propuesta por Castagnino (1982).

Por medio de los resultados el lago se clasificó como un lago cálido polimíctico de tercer orden, sin formación de termoclina durante todo el año.

Al analizar los parámetros físicos y químicos se obtuvo que la visibilidad del disco de Secchi (DS) fue de 0.16 m, los detergentes tuvieron una concentración de 2.29 mg/l, la demanda

bioquímica de oxígeno (DBO) fue 302.80 mg/l, el fósforo total (P-total) de 9.53 mg/l y la alcalinidad (1197 mg/l), se utilizaron los criterios establecidos por Arrignon (1979), McNeely (1979), la SARH (1975) y la EPA (1975) y se determinó que la calidad del agua en el lago es mala, no siendo apta para las actividades antes mencionadas.

También mediante los Índices de Estado Trófico encontrados por Carlson (1977) (IET) se obtuvieron valores de $IET(DS) = 86.43$ m, $IET(Cl \alpha) = 115.23$ mg/m³ y $IET(PT) = 125.93$ mg/m³ por lo cual se considero como un lago eutrófico.

El lago Nabor Carrillo de acuerdo a la ecuación empírica propuesta por Salas y Martino (1988), fue clasificado como eutrófico con una concentración $P \lambda$ de 6881.52 mg/m³ y un tiempo de retención de 5.2 años, los cuales si se disminuyen se lograría una leve mejoría en el nivel trófico, pero este sistema permanecería como un lago eutrófico.

INDICE

PREFACIO - - - - -	V
RESUMEN - - - - -	VII
1.0 INTRODUCCION - - - - -	1
1.1 Antecedentes - - - - -	5
1.1.1 Clasificación de los lagos según su origen -	6
1.1.2 Clasificación térmica de los lagos - - - - -	7
1.1.3 Clasificación trófica de lagos - - - - -	9
1.1.4 Métodos de evaluación del estado trófico de los lagos - - - - -	13
1.2 Objetivos - - - - -	22
2.0 DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO - - - - -	23
2.1 Generalidades - - - - -	23
2.2 Hidrología - - - - -	27
2.3 Morfología - - - - -	27

3.0 METODOLOGIA	31
3.1 Muestreo en el lago	31
3.1.1 Mediciones de parámetros físicos y químicos	31
3.1.2 Perfiles de oxígeno disuelto y temperatura	37
3.1.3 Muestreo de clorofila <i>a</i>	37
3.1.4 Muestreo bacteriológico	38
3.1.5 Muestreo de sedimentos	38
3.2 Muestreo en afluente y efluente	39
3.2.1 Muestreo bacteriológico	39
3.2.2 Medición de gastos por flotadores	39
3.3 Clasificación trófica	40
3.3.1 Índices de estado trófico	40
3.3.2 Modelo simplificado	41
4.0 RESULTADOS	47
4.1 Análisis en el lago	47
4.1.1 Análisis de parámetros físico y químico del lago	47
4.1.2 Perfiles de oxígeno disuelto y temperatura	61
4.1.3 Análisis de clorofila <i>a</i>	62
4.1.4 Análisis de sedimentos	67

4.2 Analisis del agua en el afluente y efluente - - - -	67
4.2.1 Bacteriología - - - - -	71
4.2.2 Gasto del afluente y efluente - - - - -	73
4.3 Clasificación trófica del lago - - - - -	73
4.3.1 Indices de estado trófico - - - - -	73
4.3.2 Balance hidraulico - - - - -	74
4.3.3 Cargas de nutrientes en afluente y efluente - - - - -	76
4.3.4 Balance de P - - - - -	80
4.3.5 Cálculo de K_s y T_s - - - - -	81
4.3.6 Relación empírica - - - - -	81
4.4 Aproximaciones de solución - - - - -	83
5.0 DISCUSION - - - - -	87
6.0 CONCLUSIONES - - - - -	94
7.0 LITERATURA CITADA - - - - -	96

1.0 INTRODUCCION

La cuenca de México, se encuentra comprendida entre los paralelos 19° 01' 18" y 20° 09' 12" de latitud norte y entre los meridianos 98° 31' 58" y 99° 30' 52" de longitud oeste, y cuenta con una superficie de 9 560 Km² (Velarde y Aguilar, 1988).

Por ser la cuenca de México una región geográfica rodeada de sierras, constituye una cuenca cerrada o endorreica, donde los ríos Magdalena, de la Piedad, Remedios y Cuautitlán, más otros de menor importancia depositan sus aguas en la parte baja de la cuenca y antiguamente, junto con los manantiales característicos del sur de la cuenca, formaban los lagos de Chalco, Xochimilco y Texcoco que permanecían unidos, al igual que los lagos de Xaltocan y Zumpango (Granillo, 1985).

El gran lago inició su separación a principios del siglo XVI, con la intervención del hombre quien alteró el régimen hidrológico de la cuenca, por estar sujeta a inundaciones periódicas; los aztecas construyeron diques y calzadas con objeto de contener las aguas de los lagos. Pero la obra más importante fue la apertura artificial de la cuenca de México para dar salida a los ríos Tula y Cuautitlán por medio del tajo de Nochistongo, con esto se inició la alteración de la ecología del área ya que con la nueva salida, el nivel de los lagos ya no crecía y la ciudad comenzó a extenderse sobre las planicies lacustres. Para el siglo XIX, sólo permanecían unidos Xochimilco y Chalco mientras Texcoco, Xaltocan y Zumpango formaban lagos independientes. Está apertura artificial no resolvió el problema, dado que la estructura urbana continuó siendo afectada por las inundaciones.

Posteriormente se construyó el Gran Canal de desagüe que conduce las aguas de lluvia y drenaje fuera de la cuenca, hasta ahora se resolvió el problema con el drenaje profundo. Tales construcciones originaron la desecación del lago al evitar las entradas naturales del agua, así como la perforación de pozos para el abastecimiento doméstico y junto con el proceso natural de envejecimiento han contribuido a la extinción de estos lagos (Valero, 1985).

La desaparición del sistema lacustre natural, la deforestación sistemática y el pastoreo ocasionó que la zona de Texcoco se transformara en un área totalmente árida convirtiéndose después en un foco generador de tolvaneras (SHCP, 1969). Por otra parte, la compleja problemática que presenta la ciudad de México en nuestros días es consecuencia del desajuste que ha existido entre las acciones humanas y el medio natural, debido a causas económicas, sociales, culturales y políticas. En las últimas décadas se ha generado una concentración demográfica y urbano industrial, con desastrosas consecuencias para el ecosistema, agotando sus recursos naturales como la deforestación de los bosques, erosión de los suelos, contaminación del aire, de las corrientes de agua y el abatimiento de los mantos acuíferos (Gutiérrez, 1989).

Frente a esta realidad el Dr. Nabor Carrillo estudió dichos problemas y las posibles soluciones y en 1965, propone al Gobierno Federal un programa de investigaciones geohidrológicas y de mecánica de suelos concluyendo el llamado "Proyecto Texcoco" cuyo objetivo fue crear un vaso de captación y regularización de las aguas de la cuenca de México, localizado en el antiguo lago de Texcoco (SHCP, *op. cit.*).

Para el control de estos problemas, rescatar los recursos de la cuenca del ex-lago de Texcoco y mejorar el nivel de vida de las comunidades que la habitan, fue creada la Comisión del Lago de Texcoco (CLT), que es un organismo descentralizado de carácter ejecutivo, esta dependencia del Gobierno Federal a cargo del proyecto, la cual tiene como objetivos recuperar los suelos salinos del vaso de Texcoco por medio del lavado de tierras, adición de materia orgánica, fertilizantes y convertirlos en tierra fértil para dedicarlos a la producción agrícola y ganadera; habilitarlos con praderas, bosques, zonas recreativas, refugio de la fauna silvestre, y así contribuir al mejoramiento ambiental del área metropolitana, al rescatar y preservar los mantos acuíferos sobreexplotados de la región, disponer de lagos y vasos suficientes para almacenar los excedentes de aguas pluviales, residuales crudas y tratadas, a fin de utilizarlos en la agricultura, la industria y otros usos que no requieren agua potable. Para lo cual la CLT ha construido cinco lagos, siendo el más importante el lago Nabor Carrillo, construido por el método de consolidación de arcillas por bombeo, el que recibe aguas pluviales y residuales de la zona sur de la ciudad de México sometidas a un tratamiento de tipo secundario (Cruickshank, 1984; Valero, *op. cit.*).

En la actualidad se han realizado una serie de estudios para el mejor aprovechamiento de los recursos naturales de la zona, de tal forma que existen áreas reforestadas con pastos y árboles halófitos, una planta de tratamiento de las aguas residuales provenientes de la ciudad de México y, actuando como principal receptor, el lago Nabor Carrillo siendo un santuario para algunas aves acuáticas migratorias en peligro de extinción, procedentes de Canadá, Alaska y Estados Unidos y

la estancia permanente de las especies nativas, como el chichicuilote y el pato mexicano (*Anas diazi*). En el futuro se ha planeado utilizar el agua del lago en actividades agrícolas, ganaderas, piscícolas e industriales, además pretende contribuir al mejoramiento ecológico de la zona así como su uso en el canotaje, remo, pesca deportiva y paseos en lancha (Castillo, 1985).

Para estos usos del agua es necesario garantizar su calidad en el lago. Para ello es necesario evaluar las características físicas, químicas y biológicas del sistema, así como el nivel de productividad del embalse con la finalidad de dar alternativas para la protección y rehabilitación del recurso lacustre y así llevar a cabo medidas de conservación y uso racional, para lo cual la limnología aplicada cuenta, entre sus herramientas de mayor utilidad, con la utilización de modelos para evaluar el estado trófico de los lagos (Salas, 1983).

1.1 ANTECEDENTES

Comparada con los demás recursos naturales el agua es el elemento más abundante en la superficie de la tierra ya que ocupa cerca de las tres cuartas partes de la misma, en forma de océanos, ríos, lagos, arroyos, glaciales y aguas subterráneas, mismas que mantienen un equilibrio en el ciclo hidrológico (Clarcke, 1972).

La importancia del agua no se fundamenta solamente en la abundancia sino también en las características físicas, químicas y biológicas para la existencia de la vida en el planeta (Chávez, 1985).

La disponibilidad del agua es relativamente constante, mientras que su uso se multiplica conforme al nivel de desarrollo del país. Entre los usos que el hombre ha dado al agua destacan los siguientes:

- a) Abastecimiento de agua, municipal e industrial,
- b) Recreación en contacto con el agua y sin contacto con ella,
- c) Pesca, comercial y deportiva,
- d) Irrigación agrícola,
- e) Generación de energía eléctrica,
- f) Conducción de materias primas y productos de desecho.

Para poder utilizar el agua, es preciso que ésta tenga una calidad aceptable de acuerdo al uso a que se le destine. Sin embargo, la mala planeación de su uso y la incorporación en el agua de una gran cantidad y variedad de desechos líquidos,

sólidos y gaseosos han deteriorado su calidad y limitado su uso potencial (Riquelme, 1979).

El estudio de las aguas contenidas en el planeta se ha dividido en dos grandes ramas: la Oceanografía y la Limnología. La Oceanografía puede definirse como el conjunto de las ciencias naturales (Biología y Geología) que trata de los medios oceánicos para el estudio de los fenómenos físicos, químicos, biológicos y geológicos (Chávez, *op. cit.*).

La palabra Limnología se deriva del griego *Limnè* que significa lago o estanque. Originalmente las investigaciones estuvieron orientadas exclusivamente a lagos, con el paso del tiempo, esta ciencia se convirtió en el estudio de aguas epicontinentales o dulces -incluyendo ríos, aguas subterráneas y embalses creados por el hombre- manejándose como ecosistemas y estudiando las relaciones de parámetros ambientales físicos, químicos y biológicos o sea la ecología del agua (Limón, 1982).

La Limnología hoy en día es una ciencia multidisciplinaria de gran valor para el manejo, conservación y restauración de cuerpos de agua interiores (Margalef, 1983).

1.1.1 Clasificación de los lagos según su origen

La estructura de los lagos es muy variable, su forma, profundidad y volumen, indican en muchos aspectos su origen; además, el viento y la composición mineralógica juegan un papel complementario importante. Hutchinson (1957), con base en la geomorfología y su origen clasificó 76 tipos de lagos dentro de los cuales pueden agruparse en dos: Lagos de barrera y de

depresión. Los primeros se originan cuando diversos materiales se acumulan y forman barreras que impiden el paso de las aguas. Los lagos de depresión se forman por la acumulación de aguas en regiones hundidas y a su vez se subdividen en:

a) Lagos de origen tectónico, ocupan regiones hundidas que se forman como consecuencia de movimientos continentales.

b) Lagos de cráter, se forman en los cráteres y calderas de muchos volcanes extintos.

c) Lagos cársticos, se localizan en cavidades formadas por disolución de rocas, en regiones calcáreas. Estos lagos son circulares y cónicos con nivel variable de agua.

d) Lagos de glaciar, ocupan depresiones cavadas por los glaciares o ríos de nieve.

e) Lagos por meteoritos, son las fosas que resultan cuando los meteoritos grandes chocan contra la tierra y se llenan de agua.

f) Lagos artificiales, algunos se han formado por el crecimiento de la vegetación alrededor de bancos de nieve profundos y por el trabajo del hombre (Cole, 1979).

1.1.2 Clasificación térmica de lagos y embalses

La radiación solar que incide en las aguas superficiales de los lagos y embalses penetra a diferentes profundidades, en la zona superior, normalmente más caliente, está mezclada por el viento a una temperatura más o menos uniforme y se denomina epilimnion. En el fondo se encuentra una región más fría con agua poco afectada por el viento y estática, esta región se conoce como hipolimnion. Entre estas capas se encuentra una zona de transición (termoclina) donde existen grandes cambios

de temperatura el metalimnion. En términos generales, los lagos se presentan mezclados u homogéneos o bien con una estratificación térmica definida por la presencia de termoclina que permite diferenciar dos regiones, el epilimnion y el hipolimnion, esta estratificación en ciertas épocas del año desaparece para dar paso a una mezcla en el lago, así Hutchinson (1957), clasifica a los lagos según sus patrones de circulación en:

1. Amícticos. Si están perfectamente cubiertos de hielo y su localización es principalmente en la zona antártica y en condiciones especiales, en montañas muy altas.

2. Fríos monomícticos. La temperatura del lago nunca es superior a 4° C y muestran sólo un período de circulación en el verano. Se encuentran principalmente en el ártico y en las altas montañas; aunque en el verano pueden estar libres de hielo.

3. Cálidos monomícticos. En estos lagos la temperatura nunca es inferior de 4° C, presentan circulación holomíctica en el invierno y están directamente estratificados en el verano.

4. Dimícticos. Estos lagos presentan dos períodos estacionales de circulación holomíctica en primavera y otoño, además de estratificación directa en el verano e inversa en el invierno.

5. Oligomícticos. Son generalmente tropicales y tienen períodos de circulación a intervalos excepcionalmente fríos. La temperatura del agua es normalmente superior a 4° C (térmicamente estables).

6. Polimícticos. Son lagos con circulación frecuente o continua. Este grupo se divide en polimícticos fríos y cálidos. Los primeros presentan una temperatura cercana a 4° C y con fuertes vientos y baja humedad, con pequeñas variaciones estacionales de temperatura ambiental, y los lagos cálidos

polimícticos son normalmente lagos tropicales con períodos frecuentes de circulación con temperaturas muy arriba de 4° C.

El mismo autor introduce otros tres términos para la clasificación de lagos:

1. Lagos de primer orden. En el cuál la temperatura del fondo permanece a 4° C. y los períodos de circulación no se presentan frecuentemente.

2. Lagos de segundo orden. En el cuál hay una marcada estratificación de temperatura en el agua hacia el fondo, superior de 4° C en verano y con uno o dos períodos de circulación completa anual.

3. Lagos de tercer orden. En el cuál no hay estratificación de la temperatura, todo el lago permanece en circulación durante el verano.

1.1.3 Clasificación trófica de los lagos

En 1919, Naumann introdujo a la Limnología los términos eutrofia y oligotrofia, los cuales fueron definidos con base en las poblaciones fitoplanctónicas y con un sentido regional: las áreas montañosas de rocas antiguas, con aguas transparentes con escasa cantidad de algas correspondían a lagos oligotróficos; las llanuras aluviales de zonas bajas con agua poco trasparente, verdosas con plancton en abundancia permanecían a lagos eutróficos (Wang y Harleman, 1982).

En 1925, el limnólogo alemán Thienemann reunió la información disponible y tipificó el estado trófico de los lagos basándose en características geológicas, físicas, químicas y biológicas. Con esto se destaca la complejidad del

fenómeno y en consecuencia, la ordenación de los lagos según los estados tróficos oligotróficos y eutróficos, deja de ser un concepto de equilibrio biogeoquímico (Limón, 1982a). Esta clasificación biológica basada en la productividad primaria de los lagos, está determinada por factores que regulan la posición de un lago en la escala oligotrofia - eutrofia, entre los más importantes tenemos el clima (principalmente luz y temperatura), forma, configuración del fondo en el lago y tasa de suministro de nutrientes, de tal forma que en el eje de variación oligo - eutrófico, se han propuesto estadios tróficos complementarios, denotados por los términos: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico (Limón, 1982a).

Etimológicamente oligotrofia significa poco *oligo* alimentado o infértil. Estos lagos tienen un bajo suministro de nutrientes en relación con el volumen de agua que contienen. Son lagos profundos con aguas claras y una baja densidad de vida vegetal en las aguas superficiales en verano. El disco de Secchi sumergido en el agua puede ser visto a una profundidad de tres metros o más. Este tipo de lagos tiene altas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua del fondo, en lagos estratificados térmicamente (Bernhardt, 1981).

El proceso de enriquecimiento de las aguas con nutrientes se le denomina eutroficación, este término se origina del griego *eu* bien y *trofein*, nutrir o fertilizar. Básicamente, la eutroficación consiste en la intensificación de la productividad primaria en cuerpos de agua, causados por el permanente suministro de nutrientes, (fósforo y nitrógeno), y la disminución de la concentración de oxígeno en la profundidad. El disco de Secchi desaparece de la vista en estos cuerpos de agua a profundidades de un metro o menos (Bernhardt,

op. cit.).

El proceso de eutroficación puede deberse a circunstancias naturales o a la acción del hombre. Si la disponibilidad de nutrientes son generados de manera lenta y natural, el proceso de envejecimiento lacustre se le conoce como eutroficación natural, generalmente se lleva a cabo en un período de miles de años y este proceso es prácticamente irreversible (William, 1981).

Sin embargo, en las últimas décadas, debido a las actividades humanas, existe un rápido enriquecimiento de nutrientes en los lagos y embalses por el vertimiento de aguas residuales de origen domésticos y aguas industriales a este proceso se le denomina eutroficación cultural o antropogénica, dando como resultado el deterioro de la calidad del agua (Ryder, 1981).

Vollenweider (1981a), propone que la eutroficación cultural es causada esencialmente por tres elementos relacionados con el incremento demográfico;

a) Aguas municipales, que contienen principalmente detergentes, descargadas directamente a ríos, lagos, embalses y áreas costeras,

b) Aguas industriales, con toda clase de desechos conteniendo los nutrientes necesarios para el crecimiento de algas, macrofitas,

c) Aguas agrícolas, como resultado de la intensificación de un solo tipo de cultivo, se ha incrementado el uso de fertilizantes químicos y la crianza de ganado.

El mismo autor, menciona que la eutroficación es un

problema a nivel mundial, causando en los lagos un incremento de algas, crecimiento de plantas acuáticas; presencia excesiva de organismos (fitoplancton, zooplancton y bacterias), humus, detritus, desoxigenación, materia orgánica; y en algunos casos un desagradable olor. Se disminuyen las posibilidades del uso del agua por:

a) Dificultad en el tratamiento de potabilización, debido a la presencia excesiva de algas y malezas acuáticas.

b) Disminución de la concentración de oxígeno en las capas profundas de los lagos eutróficos, y que esto a su vez impide el buen desarrollo de la colonización de animales aerobios, está es una desventaja con relación a la producción pesquera.

c) Aumento en la incidencia de enfermedades hídricas, debido a una alta densidad de bacterias y otros organismos patógenos.

d) Considerable reducción del valor recreativo del lago entre otras.

La eutroficación acelerada "provocada por el hombre" presenta un serio obstáculo para el aprovechamiento íntegro del agua, pudiendo ser reversible por la eliminación o reducción del suministro de nutrientes (fósforo y nitrógeno) que se encuentran en las aguas municipales, industriales y agrícolas (Vollenweider, 1981b).

Se ha encontrado que los principales nutrientes que limitan la productividad primaria son el nitrógeno (N), fósforo (P) y carbono (C), el segundo de ellos suele ser el factor limitante que más constantemente está controlando la eutroficación (Schindler, 1977).

El mismo autor menciona que la mesotrofia es sólo una categoría, conveniente para los lagos que lindan entre la oligotrofia y eutrofia. Además de estos términos se han empleado las palabras ultraoligotrófico e hipereutrófico para describir condiciones extremas.

1.1.4 Métodos de evaluación del estado trófico de los lagos.

Los límites entre cada uno de los niveles tróficos citados han sido la preocupación de instituciones e investigadores de todo el mundo, ya que del proceso de clasificación trófica se pueden señalar las medidas de manejo y conservación de los lagos, por ello en las últimas décadas, investigadores de Europa y Norte América estudiaron un gran número de lagos templados, típicos de esas latitudes. Una de las características de éste tipo de lagos es que son dimícticos (Margalef, 1983). En estos estudios se han realizado investigaciones encaminadas a determinar el estado trófico de los lagos tales como: mediciones uniparamétricas, comparación con límites de parámetros relacionadas con la eutroficación [fósforo (P), clorofila a (Cl a), disco de Secchi (DS), oxígeno disuelto (OD)] y los llamados índices de estado trófico (IET), modelos simples y modelos complejos (Olvera, 1987).

El grado trófico de los lagos puede ser evaluada con base a una serie de parámetros (Tabla 1). Sin embargo, con estos valores no es posible establecer de manera precisa el estado trófico del embalse principalmente cuando el límite de un parámetro indica eutrófico y el uso de otro señala

TABLA 1. VALORES ESTABLECIDOS PARA LA CLASIFICACION TROFICA DE LAGOS (Olvera y Diaz, 1986).

	Fósforo total mg/m	Clorofila α mg/m	Secchi m	Referencias
O L I G O T R O F I C O	<10 0.75-6 ----- ----- ----- -----	<7 0.04-0.94 0.3 - 2.5 <4 <4.3 \bar{X} max. 2.5 <8.0	>3.7 8-64 ----- ----- ----- \bar{X} min. >6.0 >3.0	EPA-NES, 1974. CARLSON, 1977. SAKAMOTO, 1966. NAS, 1972. DOBSON, 1974. VOLLENWEIDER, 1983.
M E S O T R O F I C O	10-20 12-24 ----- ----- ----- -----	7-12 2.6-6.4 1-1.5 4-10 4.3-8.8 \bar{X} max. 2.5-8 8.25	2-3.7 2-4 ----- ----- ----- \bar{X} min. 3.6 1.5-3	EPA-NES, 1974. CARLSON, 1977. SAKAMOTO, 1966. NAS, 1972. DOBSON, 1974. VOLLENWEIDER, 1983.
E U T R O F I C O	>20- 48-768 ----- ----- -----	>12 20.1-183 5-140 >10 >8.8 \bar{X} max. 18-25 25-75	<2 0.062-1 ----- ----- ----- \bar{X} min. 1.5-3 0.7-15	EPA-NES, 1974. CARLSON, 1977. SAKAMOTO, 1966. NAS, 1972. DOBSON, 1974. VOLLENWEIDER, 1983.

oligotrófico al evaluar el mismo embalse. Por tal razón fue necesario relacionar dos o más parámetros, entre los más estudiados se encuentra la correlación de la concentración de $Cl\ \alpha$ vs P; DS vs $Cl\ \alpha$ y P vs DS (Carlson, 1977).

El índice de estado trófico (IET), introduce nuevos métodos para la determinación del nivel trófico. Este índice puede ser considerado multidimensional, involucrando aspectos como carga de nutrientes, productividad, cantidad y calidad de fauna, flora y parámetros morfométricos del lago. El concepto multidimensional de estado trófico se ha basado en criterios simples, como el suministro de materia orgánica o nutrientes dentro del lago (Carlson, *op. cit.*).

El mismo autor, sugiere la determinación de la biomasa algal para la descripción del índice debido a los grandes florecimientos algales que existen en los lagos eutróficos. Los valores de biomasa algal es generalmente estimada en diferentes formas, como peso seco o húmedo, volumen de células, partículas de carbono, clorofila α y transparencia de disco de Secchi.

El IET propuesto por Carlson (*op. cit.*) usa el doble del valor de la biomasa algal como criterio para la división entre cada estado trófico a partir de un valor base dos y los valores de disco de Secchi, P-total y clorofila α los representan con números enteros y da una clasificación; lago oligotrófico si el IET es menor a 40 y si es mayor de 50 como eutrófico. También sugiere valores de IET, para cuerpos oligotróficos; en los cuales la concentración de clorofila α está comprendida entre $0.04 - 0.94\ mg/m^3$, la concentración de fósforo total tiene valores de $0.75 - 6.0\ mg/m^3$ y la transparencia de disco de

Secchi es de 8.0 - 64.0 m. Para lagos mesotróficos; la concentración de clorofila α es de 2.6 - 6.4 mg/m³, el fósforo total de 12 - 24 mg/m³ y la transparencia del disco de Secchi de 2.0 - 4.0 m y en valores eutróficos, la concentración de clorofila α es de 20.0 - 1183 mg/m³, el fósforo total de 48 - 768 mg/m³ y el disco de Secchi con 0.062 - 1.0 m. Otros autores mencionados en la Tabla 1, han propuesto diferentes valores para clasificar adecuadamente el estado trófico de lagos en la escala oligotrófico - eutrófico.

Vollenweider (1969), Kirchner y Dillon (1975), han desarrollado ecuaciones empíricas para la predicción de la concentración de fósforo en lagos, para el conocimiento de la carga de este. Sakamoto (1966), Dillon y Rigler (1974), muestran la relación entre la concentración de fósforo y la biomasa algal, midiéndola como concentración de clorofila α . Lasenby (1975) usa la transparencia del disco de Secchi para predecir déficit de oxígeno en el área hipolimnetica (En: Carlson *op. cit.*).

La aplicación de estos métodos de evaluación trófica para lagos cálidos no puede ser tomada sin modificaciones por las características propias de estos lagos tales como:

- a) Temperatura mínima de 10° C en condiciones normales y un promedio anual 15° C;
- b) Las estaciones del ciclo anual se limitan a épocas de lluvias y secas;
- c) Los procesos biológicos son más acelerados por las altas temperaturas;
- d) La presencia de macrofitas es más característica de lagos cálidos, pudiendo llegar a ser en cuanto a biomasa más importante que las algas;

e) Posibles diferencias en los regimenes de mezcla y de estratificación;

f) Además del fósforo el nitrógeno puede ser limitante por su metabolismo acelerado en lagos cálidos, así como el carbono;

g) La tasa de evaporación y precipitación en general es más alta (Margalef, 1983; Salas, 1983).

Estas características limitan la aplicación en lagos cálidos de los modelos desarrollados para lagos templados. Los modelos de eutroficación existentes requieren ser ajustados para poderse aplicar a los lagos cálidos de México y de latinoamerica, por esta razón, el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), lleva a cabo un Proyecto regional para evaluar la eutroficación en lagos cálidos, con base en el modelo desarrollado por Vollenweider, (1983), tomando en cuenta las diferencias antes mencionadas. Esta metodología se basa en la aplicación del modelos simples derivados de cuatro encuentros a nivel regional en latinoamerica (Castagnino, 1982); (Salas, *op. cit.*); (Salas y Limón, 1986); (Salas y Martino, *op. cit.*).

Esta metodología fue aplicada en 15 países de latinoamerica en un total de 40 lagos y embalses. Adicionalmente se ha incluido un embalse de los Estados Unidos y otro de Argentina como extremos del concepto de lago cálido tropical que se basa en una definición de temperatura mínima de 10° C durante condiciones normales y un promedio anual de 15° C (Salas y Limón *op. cit.*).

En el primer encuentro técnico de este proyecto (CEPIS), (Castagnino, *op. cit.*) expuso los fundamentos teóricos de un

balance de masas y puntualizó que el problema de adaptación de la metodología desarrollada para lagos templados se centra en obtener la tasa de extinción de fósforo total (K_s) para lagos tropicales. Además se propuso un protocolo de investigación con datos mínimos requeridos y una metodología de muestreo para lagos cálidos.

En el segundo encuentro técnico, se presentaron las ecuaciones preliminares de fósforo total basados en balances de masas con relaciones empíricas para el coeficiente de sedimentación y ecuaciones únicamente empíricas. Se estableció la relación Carbono (C) : Nitrógeno (N) : Fósforo (P) : Clorofila α (Cl α) en 65 : 9 : 1 : 0.5 e indicó que el valor de Cl α puede ser obtenido a partir de las concentraciones de Cl α , si se supone que el contenido de C, es estable y su valor es del 50 % del peso seco o bien a partir de un volumen de peso seco de biomasa y se acordó el criterio para definir un lago cálido (Salas, 1983).

En el tercer encuentro, se desarrollaron correlaciones para fósforo total, aplicando dos tipos de relaciones;

a) Balance de masas con relaciones empíricas para la tasa de sedimentación (K_s);

b) Relaciones totalmente empíricas y se intentó relacionar la Cl α con carga superficial $L(P)$, tiempo de retención T_w , y profundidad media \bar{Z} ; pero el coeficiente de correlación fue demasiado bajo (Salas y Limón, 1986).

Salas y Martino (1988), en el cuarto encuentro determinaron la relación empírica de $K_s = 2\sqrt{T_w}$ y sustituirla en la ecuación de balance de masas para fósforo total que es:

$$P \lambda = \frac{L(p)}{\bar{Z} (1/Tw + Ks)}$$

donde:

$P \lambda$ = concentración de fósforo total en el lago, (mg/l)

$L(p)$ = carga superficial de fósforo, (mg/ m² - año)

\bar{Z} = profundidad media, (m)

Tw = tiempo de retención hidráulica, (año)

Ks = tasa de sedimentación, (1/año)

Obtuvieron el siguiente modelo simplificado:

$$P \lambda = \frac{L(p)}{\bar{Z}/Tw (1 \pm \sqrt{2 Tw})} \quad (1)$$

Por otro lado, obtuvieron una regresión múltiple totalmente empírica, con un alto coeficiente de determinación, (r^2).

$$P \lambda = 0.276 L(p)^{0.889} (Tw)^{0.055} / (\bar{Z})^{0.019} \quad (2)$$

$$r^2 = 0.899$$

Así mismo, se comprobó que las ecuaciones de balance de masa y empírica (1 y 2) respectivamente se pueden usar indistintamente con un nivel de confianza de 95 %.

Para simplificar la ecuación (2), se modificaron los valores de los coeficientes obtenidos en la regresión múltiple dentro de los límites de sus intervalos de confianza con un nivel de significancia del 95 % siendo la ecuación;

$$P \lambda = \frac{L(p)}{\bar{Z}} \cdot \frac{(Tw)^{3/4}}{3} \quad (3)$$

Los mismos autores obtuvieron los límites de clasificación trófica para lagos cálidos con base en un sistema de distribución probabilística que según Vollenwaider y Kerekes (1981), tiene ventajas sobre un sistema de límites fijos. Los límites establecidos para el nivel trófico fueron: Oligotrófico $> 30 \text{ mg P /m}^3 >$ Mesotrófico $< 70 \text{ mg P /m}^3 >$ Eutrófico.

En México la metodología desarrollada para lagos cálidos fue aplicada en Chapala, la Laguna de Cajititlán, Jal.; Zirahuén., Mich.; Tequesquitengo, Mor.; Requena, Hgo.; Valle de Bravo, Villa Victoria, Madin y el lago Nabor Carrillo, Edo. de Méx., donde se confirmó la bondad del modelo, faltando su calibración.

Debido a su reciente creación (1983) los estudios referentes al lago Nabor Carrillo son escasos: existen actualmente en la Secretaría de Hacienda y Crédito Público, (1969) El Proyecto Texcoco; los de la Comisión del lago de Texcoco pudiéndose citar el de Cruickshank, (1984) Proyecto Texcoco; Castillo, (1985) Experiencias sobre la operación de un

relleno sanitario en el ex-lago de Texcoco; Chávez, y Huerta, (1985) Estudios ecologicos previos a la creación de un refugio de vida silvestre en el ex-lago de Texcoco; Murillo, (1984) Comportamiento de la planta de tratamiento de aguas negras. Así como el trabajo efectuado en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), SARH, por Bravo, (1987) Estudio de eutroficación en el lago Nabor Carrillo, Edo. Méx. y la Tesis de Gutiérrez, (1988) Sobre la evaluación de metales (As y Pb) en la relación agua-pezu-sedimento del lago Nabor Carrillo, Texcoco. y la tesis de González, (1990) Sobre el Estudio poblacional de *Girardinichthys viviparus* en el lago Nabor Carrillo Texcoco.

1.2 OBJETIVOS

Dada la importancia de la eutroficación, es indispensable la determinación del nivel trófico del lago Nabor Carrillo, por lo que la presente tesis se desarrolla con base en los siguientes objetivos:

- * Caracterizar la calidad del agua de acuerdo a parámetros físicos, químicos y biológicos.
- * Determinar el nivel trófico del lago aplicando índices de estado trófico y una relación empírica desarrollada para evaluar la eutroficación en lagos y embalses cálidos.
- * Dar posibles soluciones para el mejoramiento de la calidad del agua y estado trófico del lago, que garanticen su recuperación y/o conservación de acuerdo a sus usos actuales y potenciales.

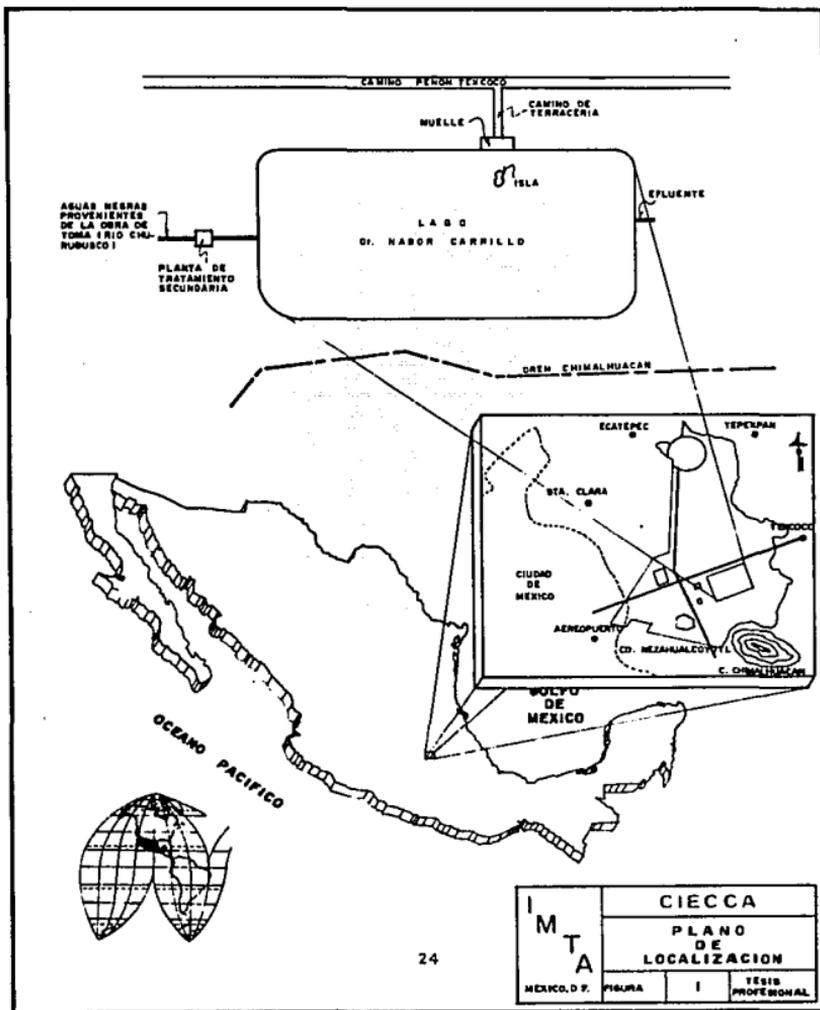
2.0 DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

2.1 Generalidades

El lago Nabor Carrillo se ubica en el estado de México municipio de Texcoco, en las coordenadas 19° 28' latitud norte y 98° 58' longitud oeste a una altura de 2,236 msnm (fig. 1). Sus datos de geología corresponden a la época del Holoceno del período Cuaternario y su formación es de sedimentos lacustres arcillosos (Mosser, 1988).

Los suelos de esta zona, según la clasificación de la FAO son alcalinos-sódicos (suelos formados por sales sódicas como el sulfato de calcio y el carbonato de sodio en tales casos se produce el denominado álcali negro debido a que el carbonato de sodio se suele descomponer produciendo bióxido de carbono y sosa) del tipo Solonchak-gleyicos no sódicos (son suelos salinos o salitrosos, se originan por un proceso de salinación que ocurre donde por determinadas circunstancias existe un horizonte impermeable que impide el drenaje o lo hace defectuoso, como consecuencia el agua se encharca y disuelve sales, se producen en zonas con clima cálido, húmedo y drenaje inadecuado donde el agua de las lluvias se acumula formándose zonas de oxidación de materia orgánica). Estos suelos arcillosos son de alta compresibilidad y baja resistencia al esfuerzo cortante, de consistencia blanda, de color café verdoso y café rojizo, su espesor abarca prácticamente desde la superficie hasta 34 m de profundidad (Murillo, 1984; Tarín y Velázquez, 1986).

El clima de la zona, según la clasificación de Köppen, modificado por García, (1963), corresponde a BSKw (w) (i'), es



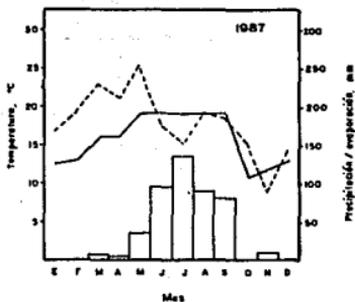
decir, semiseco con verano fresco y lluvioso; en invierno, con un total de lluvias menor al 5 % del total anual (Rzedowski, 1957).

Otras características sobresalientes son: temperatura media anual de 15.8° C, precipitación pluvial media anual de 507.4 mm y evaporación media anual de 2010.8 mm. Esta información fue recopilada del Boletín Climatológico (SARH, 1977-1982), y de 1983-1987 de la Comisión del lago del Texcoco que son los promedios de 10 años de dos estaciones meteorológicas: la estación lago Nabor Carrillo, ubicada en las coordenadas 19° 27' de latitud norte y 98° 59' de longitud, a una altitud de 2 237.5 msnm; la estación Campamento Plan Lago de Texcoco, a 19° 36' de longitud norte y 99° 00' de longitud oeste, a una altura de 2 236 msnm. En la fig. 2 se presenta el climograma de la estación lago Nabor Carrillo para el año de 1987.

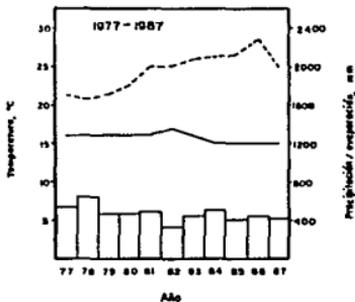
En la zona se presentan vientos de tres tipos; de altura, rasantes y convectivos. Los vientos dominantes son los de NE y SSE, y los vientos convectivos y rasantes originan las tolvaneras (García, *op. cit.*). El tipo de vegetación que se encuentra en la zona representada por pastizales halófitos como: el pasto salado (*Dizitichilis spicata*) y romerito (*Suaeda diffusa*) (Gallegos, 1988).

El lago, presenta aves acuáticas migratorias, procedentes de Canadá, Alaska y Estados Unidos, debido a que la zona forma parte de las áreas de invernación de la llamada "Ruta Central". En la época prehipánica existían alrededor de once especies de peces, destacaban por su valor alimenticio el pescado blanco y el charal, uno de los peces que soportó las alteraciones

Estación Lago Nabor Carrillo



Estaciones: Camp. plan lago Texcoco y lago Nabor Carrillo.



I M T A	CIECCA		
	CLIMORÁFAS DEL LAGO NABOR CARRILLO		
	MEXICO, D.F.	FIGURA	2
		2	TIPO PROFESIONAL

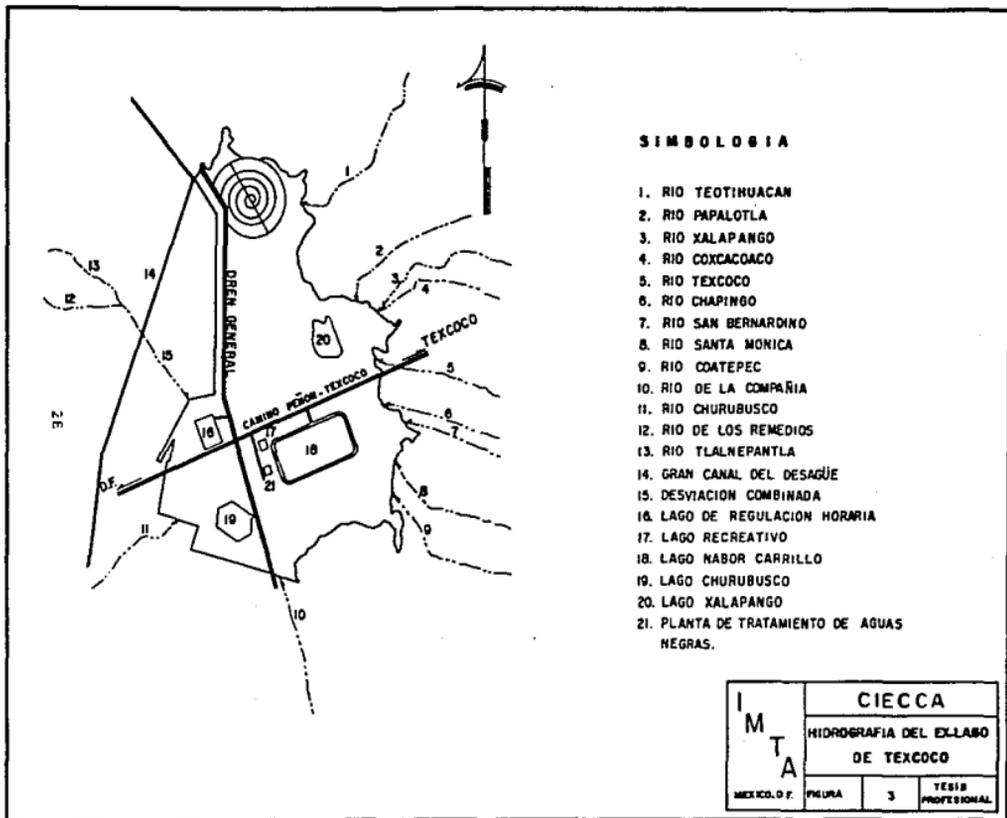
drásticas del ecosistema lacustre fue el pez amarillo (*Girardinichthys viviparus*) (Chávez y Huerta, 1985).

2.2 Hidrología

El lago Nabor Carrillo se encuentra en la Región hidrológica número 26. Es alimentado por los efluentes de los ríos San Juan Teotihuacán, Papalotla, Xolapango, Coxacoaco, Texcoco, Chapingo, San Bernardino, Santa Monica y Coatepec, por el oriente; los ríos San Francisco, la Compañía y Churubusco, por sur; y por el oeste la Desviación combinada de los ríos Tlanepantla y los Remedios. La principal fuente de abastecimiento de agua al lago Nabor Carrillo corresponden a la proveniente de los ríos la Compañía y Churubusco que aportan gran cantidad de aguas negras y pluviales de la ciudad de México, a las cuales después de recibir un tratamiento secundario son bombeadas al lago (fig. 3) (SRH, 1974).

2.3 Morfología

El lago Nabor Carrillo es un embalse artificial de reciente creación (1983), con forma rectangular y fue construido por el método de consolidación de arcillas por bombeo a una profundidad de 65 m, para provocar una depresión del suelo de aproximadamente 3.60 m, obteniéndose así 11.9 millones de metros cúbicos de capacidad de almacenamiento, y se construyó un bordo perimetral de tipo presa de baja altura, con una longitud de 11 778 m que rodea la zona hundida, para alcanzar la capacidad de diseño de 36 millones de metros cúbicos. Con el fin de recolectar los caudales de los ríos



SIMBOLOGIA

- 1. RIO TEOIHUACAN
- 2. RIO PAPALOTLA
- 3. RIO XALAPANGO
- 4. RIO COXCACOACO
- 5. RIO TEXCOCO
- 6. RIO CHAPINGO
- 7. RIO SAN BERNARDINO
- 8. RIO SANTA MONICA
- 9. RIO COATEPEC
- 10. RIO DE LA COMPAÑIA
- 11. RIO CHURUBUSCO
- 12. RIO DE LOS REMEDIOS
- 13. RIO TLALNEPANTLA
- 14. GRAN CANAL DEL DESAGÜE
- 15. DESVIACION COMBINADA
- 16. LAGO DE REGULACION HORARIA
- 17. LAGO RECREATIVO
- 18. LAGO NABOR CARRILLO
- 19. LAGO CHURUBUSCO
- 20. LAGO XALAPANGO
- 21. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS NEGRAS.

I M T A	CIECCA		
	HIDROGRAFIA DEL EXLABO DE TEXCOCO		
MEXICO, D.F.	FIGURA	3	TESIS PROFESIONAL.

TABLA 2. DATOS GENERALES DEL LAGO NABOR CARRILLO, MEX.¹

LOCALIZACION

LATITUD	19°28' latitud norte
LONGITUD	98°58' longitud oeste
ELEVACION	2 236 msnm

MORFOLOGIA

VOLUMEN	21.0 millones de m ³
AREA	9.17 Km ²
LARGO MAXIMO	4.16 Km
ANCHO MAXIMO	2.26 Km
PROFUNDIDAD MEDIA	2.29 m
PROFUNDIDAD MAXIMA	3.65 m

CLIMATOLOGIA

TIPO DE CLIMA	BS KW (w) (i') Semiseco con verano fresco y lluvioso.
TEMPERATURA MEDIA	15.8 °C
PRECIPITACION ANUAL	507.4 mm
EVAPORACION ANUAL	2010.8 mm

HIDROLOGIA

APORTACIONES	
AFLUENTE	17.760 millones de m ³ /año
PRECIPITACION	4.652 millones de m ³ /año
EXTRACCIONES	
EVAPORACION	18.139 millones de m ³ /año
EFLUENTE ²	3.973 millones de m ³ /año

¹Elaborada con datos de Bravo (1987).

²Valor calculado que será utilizado en la relación empírica

Papalotla, Coxcacaco, Xolapango, Chapingo y San Bernardino, para conducirlos al lago, se construyó un canal colector que se encuentra localizado al este del lago y su longitud es de 4 858 m., este canal todavía no está en funcionamiento (Rodríguez, 1984). Para reducir el uso del agua potable de origen subterráneo para riego se construyó la obra de toma, localizada en la parte oriente del lago con objeto de proporcionar agua a la zona agrícola situada al oriente del lago (Ortiz, 1984).

El lago finalmente ocupa un área de 9.17 Km² y se han vertido un volumen de agua aproximadamente de 21.0 millones de metros cúbicos, tiene una longitud máxima de 4.16 Km, un ancho máximo de 2.26 Km y una profundidad máxima de 3.65 m (Tabla 2). La batimetría del lago se muestra en la fig. 4.

3.0 METODOLOGIA

Los muestreos se llevaron a cabo con una frecuencia mensual correspondiente al periodo de abril a noviembre de 1987.

Con base en un reconocimiento del área de estudio se establecieron un total de siete estaciones de muestro; cinco dentro del lago, una en el único afluente al lago, proveniente de la planta de tratamiento y una en su efluente (fig. 5).

La metodología de muestreo del agua para el estudio de eutroficación fue la propuesta por Castagnino, (1982) desarrollada para lagos cálidos y sintetizada en la figura 6. El método de análisis de los parámetros físicos y químicos determinados en el agua se realizaron aplicando, las técnicas recomendadas por la APHA (1980).

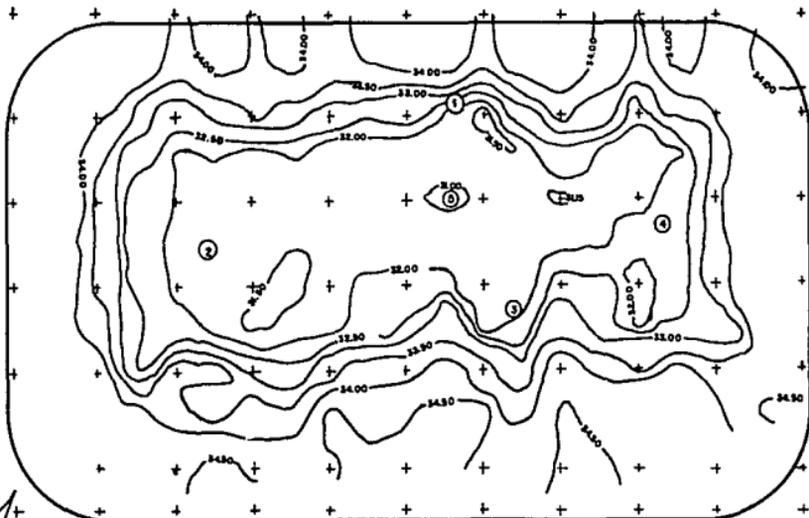
3.1 Muestreo en el lago

3.1.1 Mediciones de los parámetros físicos y químicos

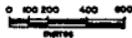
En cada una de las estaciones de muestreo se determinó la temperatura ambiente se midió con un termómetro graduado de -20 a 110° C y la del agua, por medio de la botella Van Dor, con termómetro integrado la cual se introdujo a 0.5 m de la superficie.

La transparencia se obtuvo utilizando el disco de Secchi, las condiciones del cielo, color, olor y burbujas del agua se hicieron por medio de la vista y del olfato.

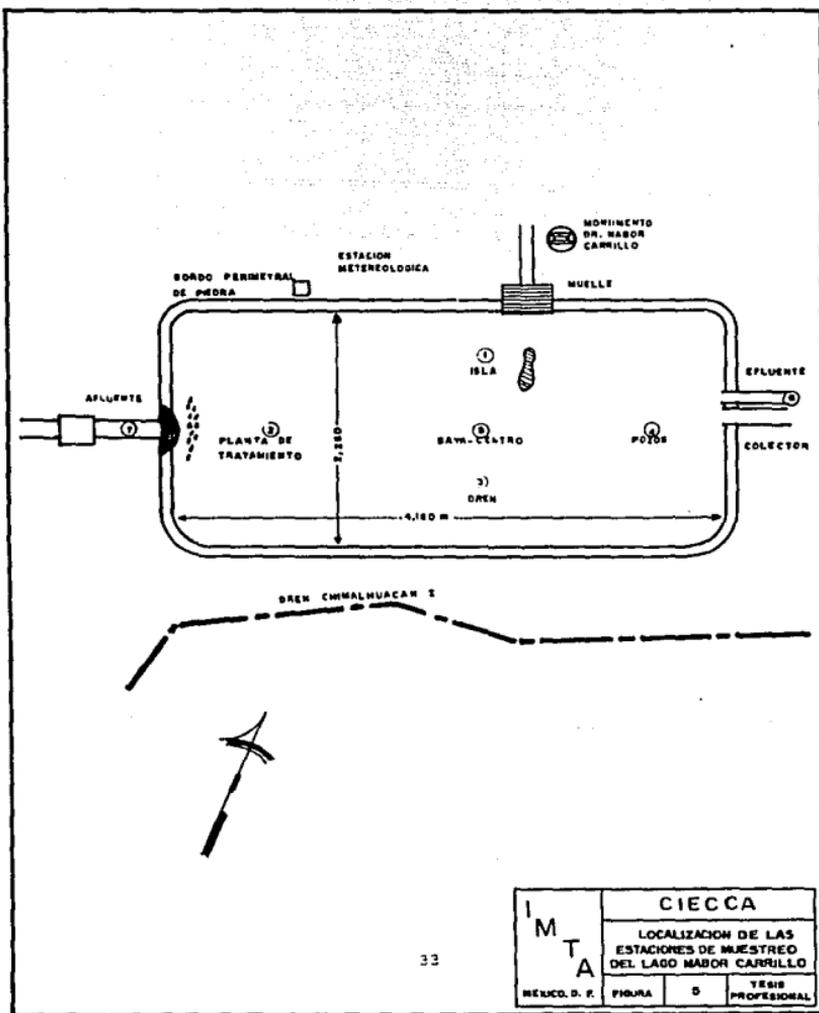
12



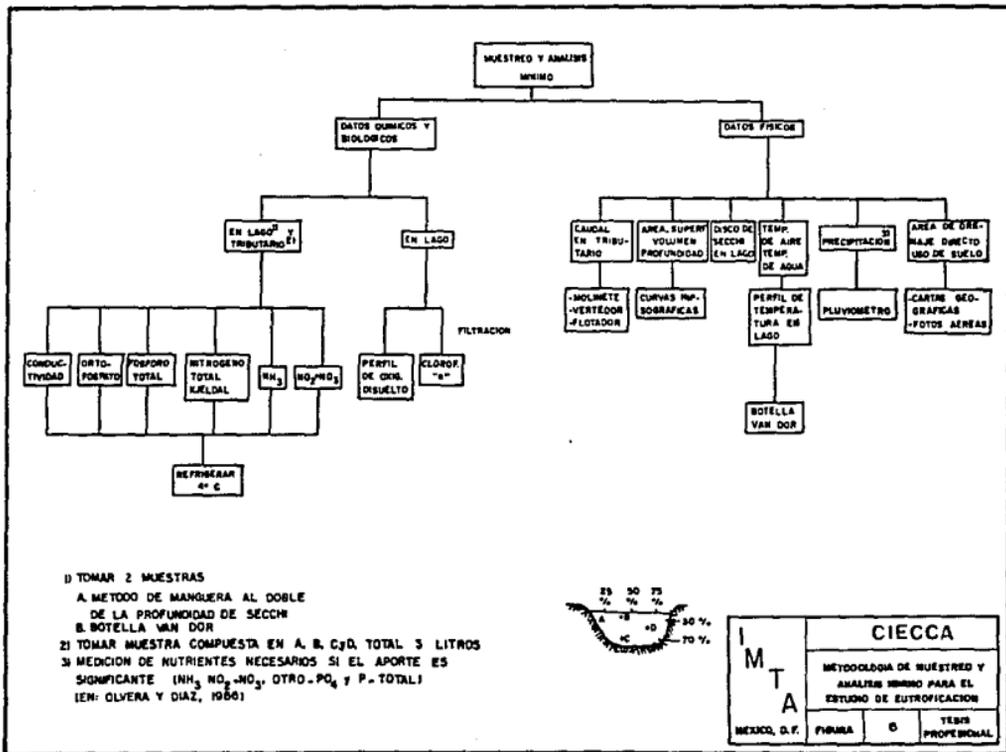
Escala 1:200



I M T A	CIECCA	
	BATIMETRIA DEL LAGO NABOR CARRILLO	
MEXICO, D. F.	FIGURA 4	TÉRMINO PROFESIONAL



I M T A	CIECCA		
	LOCALIZACION DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO DEL LAGO MARBOR CARRILLO		
INGEN. D. F.	FIGURA	5	TESIS PROFESIONAL



Se colectaron dos tipos de muestras de agua para el análisis físico y químico, una superficial (muestra A) y otra en la zona profunda (muestra B). Las muestras denominadas (A) se colectaron con una botella Van Dorn, al doble de la profundidad de la lectura del disco de Secchi, y las muestras (B), se colectaron a 0.4 m por encima del fondo con la misma botella. Obteniéndose muestras de tres litros colocadas en embases de esta capacidad. Ambas muestras se preservaron en refrigeración para el análisis físico y químico, en el laboratorio se determinaron los siguientes parámetros de acuerdo a las técnicas que se mencionan a continuación:

PARAMETRO

pH
Turbiedad
Detergentes
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)
Demanda Química de Oxígeno (DQO)
Oxígeno Disuelto (OD)
Ortofosfatos (P-Orto)
Fósforo total (P-total)
Nitrógeno orgánico (N-Org)
Nitrógeno amoniacal (NO3)
Nitratos (NO2)
Nitratos (NO3)
Sulfatos (SO4)
Dureza total como (CaCO3)
Alcalinidad total (CaCO3)
Conductividad
Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)
Sólidos Suspendidos volátiles (SSV)

TECNICA DE ANALISIS

Polenciómetro
Turbidímetro
Azul de metileno
Incubación a 20 C/5 días
Volumétrico por refluo con dicromato de potasio
Iodómetro o de Winkler
Cloruro estañoso
Cloruro estañoso
Kjeldhal
Kjeldhal
Diazotación
Sulfato de brucina
Turbidimétrico
Volumétrico por titulación con EDTA
Volumétrico por titulación con H2SO4
Conductímetro
Gravímetro
Gravímetro

Las determinaciones fueron realizadas en el laboratorio de análisis físicos y químicos del CIECCA, actual Subcoordinación de Calidad del Agua del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua de la Comisión Nacional del Agua.

3.1.2 Perfiles de oxígeno disuelto y temperatura

Se realizaron tres estimaciones de oxígeno disuelto (OD) y temperatura en las siguientes estaciones de muestreo: Planta de tratamiento est. (2), Boya Centro est. (4) y Pozos est. (5). Para la obtención de las muestras de OD se utilizó la botella Winkler con un frasco muestreador del mismo nombre, que se introdujo a diferentes profundidades, a 0.5 m de la superficie, a cada metro de profundidad y a 0.4 m antes del fondo. Fijando las muestras con 2 ml de $MnSO_4$ y 2 ml de alcali-yoduro-azida; se mezcla perfectamente y se mantiene en refrigeración, hasta su posterior análisis en el laboratorio.

Para las mediciones de temperatura se utilizó la botella Van Dorn con termómetro incluido a las mismas profundidades que el perfil de OD.

3.1.3 Muestreo de clorofila α

Se obtuvieron muestras superficiales (A) de un litro de agua para la determinación de clorofila α y se agregó enseguida 0.5 ml de $MgCO_3$ para evitar su acidificación, se mantuvieron en refrigeración para su posterior determinación de clorofila α de acuerdo al método de Lorenzen (1967).

Este método consiste en la determinación de pigmentos al centrifugar 0.5 l de la muestra a 3000 rpm durante cuatro minutos. La extracción del pigmento se realizó con 10 ml de acetona al 90 % en los tubos de centrifuga que contenían en concentrado, triturando hasta lograr su disolución total y se

mantuvieron en reposo y a la obscuridad durante una hora. Los extractos se centrifugaron a 2 500 rpm durante 10 minutos, decantando el sobrenadante de acetona en celdas para su lectura en un espectrofotometro (Spectronic 20) a longitudes de onda de 665 nm y 750 nm, esta ultima longitud se considero con el objeto de corregir la turbiedad en el extracto, restando sus valores a los valores de 665 nm de las muestras correspondientes. Debido a que la absorcion de clorofila α a 665 nm incluye absorcion de feofitina α ; este pigmento corresponde al material organico en descomposicion esta fuente de error se corrigio adicionando 2 gotas de HCL 1N en la celda que contenia el sobrenadante de acetona. Despues de 1 minuto se realizo una segunda lectura a 665 nm y 750 nm de longitud de onda, determinando de esta forma las absorciones por feofitina α .

3.1.4 Muestreo bacteriológico

Para el análisis bacteriológico, se colectaron muestras de agua, en frascos previamente esterilizados y tapados, se introdujo el frasco en el agua y una vez dentro se destapo hasta llenarse aproximadamente a dos tercios de su capacidad, se tapo antes de sacarse del agua para evitar la contaminación por organismos del medio y se refrigeró hasta su análisis en el laboratorio donde se determinó la cuenta estandar de bacterias.

3.1.5 Muestreo de sedimentos

Se colectaron muestras de sedimento empleando una draga Peterson, transfiriéndolos a bolsas de plástico, para la

determinación de materia orgánica se utilizó el método de pérdida por ignición, recomendada por Dean (1974).

3.2 Muestreo en afluente y efluente

En las estaciones del afluente y efluente se determinó la temperatura del agua, del ambiente, OD y se colectó una muestra de tres litros de agua en envases de ésta capacidad para el análisis físico y químico de los siguientes parámetros: Turbiedad, DBOs, DCO, P-orto, P-total, N-org, NH₃, NO₂ sulfatos, dureza total, conductividad y sólidos.

3.2.1 Muestreo Bacteriológico

Para el análisis bacteriológico, se obtuvo en cada estación una muestra de agua, en frascos previamente esterilizados y tapados con la técnica mencionada en 3.1.4 manteniéndolos en refrigeración hasta su análisis en el laboratorio donde se le determinó la cuenta estandar de bacterias.

3.2.2 Medición de gastos por flotadores

Las medidas para la obtención del gasto de agua del efluente se realizaron en los meses que se encontró salida que fueron, junio, septiembre, noviembre y diciembre de 1987, se determinaron por el método de flotadores superficiales el cual consiste en la obtención de medidas de una sección transversal en m² y la velocidad de la corriente en m/s, con la ayuda de

flotadores, estos datos al multiplicarse da el gasto (Q en m^3/s).

El gasto promedio del afluente en el lago para 1987 fue proporcionado por la Comisión del Lago de Texcoco.

3.3 Clasificación trófica

3.3.1 Índices de estado trófico

El índice de estado trófico propuesto por Carlson (1977) puede estimarse con los valores de transparencia de disco de Secchi (DS en m), concentración de fósforo total (PT en mg/m^3), concentración de clorofila α (Cl α en mg/m^3) o una combinación de ellos.

$$IET (DS) = 10 \left(6 - \frac{\ln DS}{\ln 2} \right); \quad (4)$$

$$IET (Cl \alpha) = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln Cl \alpha}{\ln 2} \right) \quad (5)$$

$$IET (PT) = 10 \left(6 - \frac{48 \ln \frac{PT}{1}}{\ln 2} \right) \quad (6)$$

3.3.2 Modelo simplificado

Balance hidráulico

El balance de evaporación, en equilibrio hidráulico se calculó de la manera siguiente.

volumen de ingresos = volumen de egresos

$$Q_i + Q_{ll} = Q_e + Q_{ev} \quad (7)$$

donde:

Q_i = volumen anual de tributarios, $m^3/año$

Q_{ll} = volumen anual de lluvias, $m^3/año$

Q_e = volumen anual de efluente, $m^3/año$

Q_{ev} = volumen anual de evaporación, $m^3/año$

Para obtener el volumen anual de agua que entra por lluvia y que sale por evaporación, se calculó el promedio de precipitación pluvial y evaporación para los años de 1977-1987 estos valores se multiplicaron por el área del embalse.

Carga de nutrientes

La obtención de las cargas de nutrientes del afluente y del efluente se calcularon con las siguientes ecuaciones:

$$L \cdot (P)_{\text{afuente}} = Q_i \cdot C_i \quad (8)$$

donde:

$L^*(P)_{\text{afluente}} = \text{carga de fósforo total, ton-P/año}$
 $Q_i = \text{gasto anual de afluente, m}^3/\text{año}$
 $C_i = \text{concentración media anual de fósforo en el afluente mg P/m}^3$

$$L^*(P)_{\text{efluente}} = Q_e C_e \quad (9)$$

donde:

$L^*(P)_{\text{efluente}} = \text{carga de fósforo total, ton P/año}$
 $Q_e = \text{gasto del efluente, m}^3/\text{año}$
 $C_e = \text{concentración media anual de fósforo el efluente, mg P/m}^3$

Para el cálculo de la concentración media anual de P en el lago se obtuvo primero el contenido promedio de fósforo en el lago al inicio y al final del año de la siguiente manera:

Al inicio

$$(MPL)_i = (P)_i (V) \quad (10)$$

donde:

$(MPL)_i = \text{masa de fósforo inicial en el lago, ton P}$
 $(P)_i = \text{concentración de P, mg P/m}^3$
 $(V) = \text{volumen del lago, m}^3$

Al final

$$(MPL)_f = (P)_f (V) \quad (11)$$

donde:

(MPL)_f = masa de fósforo final en el lago, ton P
 (P)_f = concentración final de P, mg/m³

La concentración media anual de fósforo (\bar{P}) en mg/m³ del lago se cálculo con la siguiente ecuación:

$$\bar{P} = \frac{(MPL)_i + (MPL)_f}{2 (V)} \quad (12)$$

Balance de fósforo total (PL)_s

El balance de P se obtiene con la ecuación:

contenido inicial + ingresos tributarios = contenido final +
 egresos efluente = pérdidas a sedimentos (13)

$$(MPL)_i + (MPF)_i + Q_i C_i = (MPL)_f + (MPF)_f + Q_e C_e + \Delta sp + (PL)_s$$

donde:

(PL)_s = pérdida de P a sedimentos, ton P/año
 Q_i C_i = ingresos de P en el afluente, ton P/año
 Q_e C_e = egresos de P en el efluente, ton P/año
 Δsp = cambio en el almacenamiento de P, ton P/año

El cálculo del cambio de almacenamiento Δsp se obtiene de:

$$(\Delta sp) = (MP)_i - (MP)_f \quad (14)$$

Cálculo del coeficiente de sedimentación y tasa media de sedimentación

El coeficiente de sedimentación (K_s) en año⁻¹, y la tasa media de sedimentación (T_s) se calculó de:

$$K_s = \frac{(PL)_s \cdot (2)}{(MPL)_r + (MPL)_i} \quad (15)$$

donde:

$(PL)_s$ = pérdida de fósforo a los sedimentos,
ton P/año

La Tasa de sedimentación T_s , m/año se calculó de:

$$T_s = K_s \cdot (\bar{Z}) \quad (16)$$

donde:

\bar{Z} = profundidad media, m

Evaluación trófica

Para determinar el nivel trófico del lago se utilizó la relación empírica propuesta por Salas y Martino (1988):

$$P \lambda = \frac{L(p)}{\bar{Z}} \frac{T_w^{3/4}}{3} \quad (17)$$

donde:

$P \lambda$ = concentración de P en el lago, mg P/m³

$L(p)$ = carga superficial de P, mg P/m² -año

\bar{Z} = profundidad media, m

T_w = tiempo de retención, años

El tiempo de retención hidráulico en años se calculó:

$$T_w = \frac{V}{Q_e} \quad (18)$$

donde:

Q_e = volumen extraído anualmente por el efluente,
m³/año

La profundidad media (\bar{Z}) en m, del lago se obtuvo de:

$$\bar{Z} = \frac{V}{S} \quad (19)$$

donde:

V = volumen del lago, m^3

S = superficie del lago, m^2

La carga superficial del P se cálculo de:

$$L(p) = L*(P)/S \quad (20)$$

donde:

$L(p)$ = carga superficial P, $mg/m^2 \cdot año$

$L*(P)$ = carga de P, $mg P/año$

S = superficie del lago, m^2

4.0 RESULTADOS

4.1 Análisis de la calidad de agua en el lago

La calidad del agua, en el lago Nabor Carrillo se evaluó a través de parámetros físicos y químicos, su interpretación se basa en los valores establecidos para la clasificación trófica de lagos, propuestos por varios autores; (Tabla 1) y los límites permisibles para la protección de la vida acuática y uso recreativo en agua dulce, (Tabla 3) así como por la clasificación del agua de los cuerpos receptores superficiales en función a sus usos y características de calidad (Tabla 4).

4.1.1 Análisis de parámetros físicos y químicos del agua

Las condiciones de calidad del agua, de acuerdo a los resultados del promedio anual de cada uno de los parámetros de análisis físico y químico registrados por estación de muestreo se presentan en la Tabla 5, donde se observa que los valores de temperatura superficial del agua y el pH no presentaron diferencias notables para las cinco estaciones de muestreo del lago durante todo el año, siendo el promedio de la temperatura (19.62°C), y el pH con un promedio anual (9.18). El intervalo de pH que no es directamente mortal para los peces es de 5 a 9 pero su efecto sobre la flora y fauna se hace sentir sobre todo por la influencia que ejerce en los equilibrios de otros elementos (Arrignon, 1984).

Con respecto a la transparencia del disco de Secchi fue muy similar en todas las estaciones, registró un promedio anual de 0.16 m., siendo inadecuada la penetración de la luz y evita

TABLA 3. VALORES ESTABLECIDOS PARA LA PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA Y USO RECREATIVO EN AGUA DULCE (Olvera y Diaz, 1986) (En: Bravo, 1987).

PROTECCION DE LA VIDA ACUATICA

PARAMETRO	UNIDAD	LIMITES PERMISIBLES	REFERENCIA
Temperatura	°C	cond. naturales (2.5 °C)	SARH, 1975
pH	pH	6.5-9.0	Arrignon, 1979
Alcalinidad	mg/l	<250	op. cit.
Conductividad	µmhos/cm	750-2000	SARH, 1975
Dureza total	mg/l	<150	Arrignon, 1979
Sólidos suspendidos	mg/l	<25	McNeely, 1979
Sólidos disueltos	mg/l	<2000	SARH, 1975
Sólidos totales	mg/l	<1000	SARH, 1975
Turbiedad	UTJ	<200	op. cit.
OD	mg/l	>4	McNeely, 1979
DBDs	mg/l	<6	Arrignon, 1979
DQO	mg/l	<6	op. cit.
PO ₄ -total	mg/l	<0.1	SARH, 1975
Grasa y aceites	mg/l	sín película visible	op. cit.
ND ₂	mg/l	<1.0	Arrignon, 1979
ND ₃	mg/l	<0.025	Alabaster, 1982
N-org	mg/l	<10.0	SARH, 1975
N-NH ₃	mg/l	<0.02	EPA, 1975
N-total	mg/l	10.0	op. cit.
Coliformes totales	org/100ml	10 000 a 20 000	op. cit.
SAAM	mg/l	<0.5	McNeely, 1979

USO RECREATIVO

Temperatura	°C	<30
pH	pH	>6 y <9
Penetración de la luz	m	>1.5
Grasas y aceites	mg/l	<5
Coliformes fecales	org/100 ml	<100
Coliformes totales	org/100 ml	<500

ANEXO DE LA TABLA 4

a) Máximo 30 °C excepto cuando sea causada por condiciones naturales.

Medida en la superficie fuera de la zona de mezclado, la cual se determinará de acuerdo con las características de la descarga.

b) Este límite, en no más del 10 % del total de las muestras mensuales (5 mínimo), podrá ser mayor a 2 000 coliformes fecales.

c) No deben existir en cantidades tales que provoquen una hiperfertilización.

d) El criterio con respecto a sustancias tóxicas es el siguiente:

Ninguna sustancia tóxica sola o en combinación con otras estará presente en concentraciones tales que conviertan el agua del cuerpo receptor en inadecuada para el uso específico a que se destinen.

e) Este límite, en no más del 10 % del total de las muestras mensuales (5 como mínimo), podrá ser mayor a 2 000 coliformes fecales.

f) No será permitido color artificial que no sea coagulable por tratamiento conveccional.

h) 2 000 coliformes fecales como promedio mensual, ningún valor mayor de 4 000.

i) Conductividad no mayor de 2 000 $\mu\text{mohs/cm}$.

j) Para riego de legumbres que se consuman sin hervirlas o frutas que tengan contacto con el suelo.

TABLA 5. PROMEDIO ANUAL DEL ANALISIS FISICOS Y QUIMICOS DE LAS ESTACIONES EN EL LAGO NABOR CARRILLO, MEX. 1987.

PARAMETRO	UNIDADES	NUMERO DE ESTACIONES					PROMEDIO ANUAL
		1	2	3	4	5	
Temp. ambiente	°C	21.0	24.0	23.0	24.0	23.0	23.0
Temp. del agua	°C	18.92	20.0	19.20	20.0	20.0	19.62
Transparencia	m	0.16	0.16	0.16	0.15	0.15	0.16
pH	mg/l	9.30	9.10	9.20	9.10	9.20	9.18
OD	mg/l	6.38	7.67	9.72	6.35	6.92	7.41
SAAM	mg/l	2.49	2.42	2.13	2.16	2.14	2.29
DBOs	mg/l	16.80	15.28	14.93	13.95	15.58	15.31
DDO	mg/l	298.26	298.72	329.44	289.07	298.54	302.80
P-total	mg/l	9.34	9.18	9.52	9.06	9.43	9.28
N-org	mg/l	9.09	10.20	11.67	11.33	22.31	10.70
NH ₃	mg/l	----	----	.02	----	----	----
NO ₃	mg/l	.03	.05	.04	.02	.06	.04
NO ₂	mg/l	.0006	----	----	.0007	.0020	.001
SO ₄	mg/l	246.72	248.58	242.46	236.46	251.20	245.37
Dureza total como CaCO ₃	mg/l	107.64	100.50	106.14	100.84	101.95	103.41
Alcalinidad	mg/l	1144.50	1204.28	1193.35	1225.69	1213	1196.16
Conductividad	µmhos/cm	5245.20	5234.91	4532.21	5278.45	5248.25	5108
SSF	mg/l	68.21	105.07	103.85	111.08	121.78	101.99
SSV	mg/l	91.75	102.25	119.83	98.10	108.83	104.25
Turbiedad	ppm/SiO ₂	55.85	54.28	66.57	50.23	49.32	55.25

que los peces y otros depredadores vean su presa por lo que reducen la eficiencia de utilización de alimentos. de acuerdo con los valores propuestos en (Olvera y Díaz, 1986) (Tabla 3) no es adecuada para el uso recreativo.

El valor máximo de oxígeno disuelto (OD) se encontró en la estación 3 con 9.72 mg/l y la mínima concentración en la estación 4 con 6.35 mg/l y un promedio anual de 7.41 mg/l, encontrándose dentro del valor permisible que marca el reglamento que es de 4.0 mg/l (Tabla 4), indicando con esto una mayor producción de oxígeno que consumo del mismo, siendo adecuado para los peces que habitan en el lago, sin embargo en el medio natural puede considerarse anormal un contenido en oxígeno menor de 3 mg/l para ciprinidos y de 7 mg/l para salmónidos (Arrignon, *op. cit.*).

En cuanto a los detergentes, fue muy homogéneo en el lago donde se observó el valor máximo en la estación 1 con 2.49 mg/l y el mínimo con 2.13 mg/l en la estación 3, estos valores sobrepasaron aproximadamente cinco veces el valor máximo permisible (0.5 mg/l) establecido por McNeely (1979), para la vida de organismos acuáticos, contribuyendo así al incremento de la contaminación del agua en el lago (Tabla 3).

La concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), en el agua presentó el valor máximo 16.80 mg/l en la estación 1 que se encuentra cerca del afluente y un promedio de 15.31 mg/l considerando el límite permisible de 6.0 mg/l, indicando que existió una gran cantidad de materia orgánica biodegradable, estos valores imposibilitan el uso del agua para irrigación, vida acuática y recreativo (Arrignon, 1979).

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) registró un promedio de cincuenta veces más que el límite aceptable, establecido por Arrignon (*op. cit.*) en la estación 3 se observó el valor más alto con 329.44 mg/l, reflejando un exceso de materia orgánica susceptible a ser oxidado mediante un agente químico fuertemente oxidante.

De acuerdo al resultado del promedio anual del fósforo total (9.28 mg/l), mostró una concentración de tipo orgánico, ya que existió una sobrecarga de nutrientes en el lago pudiendo ocasionar un crecimiento excesivo de algas y que al descomponerse dan lugar a una rápida acumulación de lodos. Las concentraciones más altas de nitrógeno orgánico se observaron en la estación 3 con 11.67 mg/l y la mínima en la estación 1 con 9.09 mg/l y un promedio anual de 10.70 mg/l, de acuerdo con ciertos autores citados por la SARH (1975), se encontraron ligeramente encima del valor establecido para la vida de organismos acuáticos.

Las concentraciones de los nitratos para las 5 estaciones durante todo el año registraron un promedio anual de 0.04 mg/l, debido a que se está llevando a cabo la degradación de la materia orgánica abatiendo así la presencia del oxígeno en el agua (Arrignon, 1984).

La dureza total del agua como CaCO₃ fue ligeramente menor en la estación 2 (100.50 mg/l) siendo el promedio anual de 103.41 mg/l. Estos valores se encontraron dentro del rango de clasificación (80 mg/l < dureza < 110 mg/l) como aguas piscícolas típicas muy productivas según (Nisbet y Verneau, 1970) (*En: Arrignon, op. cit.*).

El agua del lago es muy alcalina, presenta un promedio de 1196.16 mg/l que es cuatro veces mayor al establecido por Arrignon (1979). debido al tipo de suelo en donde se encuentra el lago que contiene una gran cantidad de carbonatos de potasio y sodio. sin embargo, no se ha registrado que cause daño por sí misma a los organismos acuáticos; al contrario las aguas alcalinas propician que la mayoría de los metales pesados se precipiten (SARH, 1980).

Según la SARH (1975), cuando las aguas poseen una conductividad entre 750 y 2 000 $\mu\text{mhos/cm}$, se presenta un crecimiento adecuado de las plantas. El valor más bajo de conductividad se registró en la estación 3 con 4532.21 $\mu\text{mhos/cm}$, el valor más alto se registró en la estación 4 con 5278.45 $\mu\text{mhos/cm}$, el uso de estas aguas no es aconsejable para la piscicultura, agricultura y ganadería.

Con relación a los sólidos suspendidos fijos (SSF) y sólidos suspendidos volátiles (SSV), se registraron para el primero las concentraciones más altas en la estación 5 con 121.78 mg/l y, para la segunda en la estación 3 con 119.83 mg/l y los valores más bajos en la estación 1 de SSF con 68.21 mg/l y SSV con 91.75 mg/l, indican que la calidad del agua no es aceptable. Así mismo, la turbiedad presentó un promedio de 55.25 ppm/SiO₂, siendo inadecuado para el uso agrícola, recreativo y abastecimiento industrial (SARH, *op. cit.*); (Arrignon, 1984).

Los promedios anuales del agua de los principales parámetros físicos y químicos de calidad de agua, de las muestras A (superficial) y B (fondo), registradas en las cinco estaciones del lago, se muestran en la tabla 6. Al comparar

TABLA 6. PROMEDIO ANUAL DEL ANALISIS FISICO, QUIMICO DEL LAGO NABOR CARRILLO, MEX. 1987.

PARAMETRO	UNIDADES	MUESTRA A (SUPERFICIAL)			MUESTRA B (FONDO)			LAGO ²		
		PROMEDIO	DESV. STD	AMBITO	PROMEDIO	DESV. STD	AMBITO	PROMEDIO	DESV. STD	AMBITO
Temp. ambiente	°C	-----	-----	-----	-----	-----	-----	23.0	2.30	17-28
Temp. de agua	°C	19.80	1.17	24-16	17.80	1.60	16.5-20	19.62	1.90	16-24
Transparencia	m	-----	-----	-----	-----	-----	-----	0.16	0.03	0.10-0.20
pH	pH	9.20	0.26	0.30-14	7.20	2.0	9-10	9.18	0.22	9-10
DO	mg/l	7.29	3.90	9-10	0.31	0.90	0.4-0.2	7.41	3.90	6-30
Turbiedad	ppm/SD	29.20	0.27	25-122	54	16.0	18-110	56.64	21.50	19-122
SDM	mg/l	2.31	0.50	0.18-5	3.25	0.43	1.53-3.33	2.29	0.50	0.18-5.01
DBO ₅	mg/l	15.05	4.50	6-30	15.57	5.60	6-20	15.31	4.80	6-30
DDO	mg/l	296.60	64.80	125-440	306.40	39.50	9-390	302.80	51.90	90-890
P-orto	mg/l	7.52	0.66	4.22-9.29	7.54	0.54	4.02-9.33	7.53	0.59	4.32-9.59
P-total	mg/l	9.24	0.66	7.54-10.79	9.19	0.59	7.49-10.95	9.33	0.57	7.49-10.95
N-org	mg/l	10.84	3.20	2.59-23.48	10.46	4.41	0.28-22.96	10.70	4.72	0.28-25.48
Mn	mg/l	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Na	mg/l	0.01	0.18	<0.001-0.242	0.04	0.08	<0.01-0.255	0.04	0.07	<0.01-0.256
Ka	mg/l	0.0010	0.0010	<0.001-0.006	0.0008	0.0010	<0.001-0.012	0.0090	0.0010	<0.001-0.012
SO ₄	mg/l	244.80	36.60	107-206	245.90	31.70	184-289	245.07	32.90	107-206
Dureza total como CaCO ₃	mg/l	105.50	39.50	179-69	102.30	33.40	67-200	103.41	34.50	67-200
Ca	mg/l	1185.10	162	1465-290	1204.60	177.0	1430-501	1197.	108.0	200-1505
Alealinidad	meq/l	5241.30	394	4704-5875	5263.30	382.0	4704-5875	5254.0	370.40	4704-5875
BSF	mg/l	102.80	156	0-700	101.80	119.0	0-670	102.30	133.80	0-700
BSV	mg/l	101.30	67	0-396	100	56.0	8-323	106.80	132.0	8-397

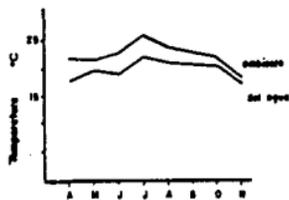
²Promedio anual de las muestras A (superficial) y B (fondo) de las cinco estaciones en el lago Nabor Carrillo, México.

estos resultados se observó que los valores de cada parámetro son muy similares, considerándose una columna de agua mezclada. Tomando en cuenta que las muestras A Y B son homogéneas se consideró que es un solo tipo de muestra y se obtuvieron promedios anuales y su rango, estos resultados serán utilizados posteriormente para la clasificación trófica, del lago. Así mismo, el promedio mensual de los parámetros físicos y químicos en las cinco estaciones del lago se representan gráficamente en la fig. 7 y 8.

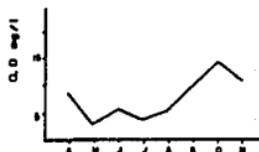
La temperatura ambiente, varía tanto con la hora del día como con la estación del año. influyendo también sobre la temperatura del agua (Welch, 1952). Analizando la fluctuaciones de la temperatura durante el período muestreado se encontró su máximo valor en julio con 26.2°C y el mínimo en noviembre con 18.8°C , tomando en cuenta la diferencia entre ambas temperaturas se podría decir que esta es de 7.4°C .

La temperatura superficial del agua (fig. 7) registró poca variación estacionalmente es decir, en los meses cálidos se incrementó alcanzando su valor máximo en el mes de julio con 22.0°C , posteriormente fue disminuyendo y en la época fría del año descendió a 17.4°C en noviembre.

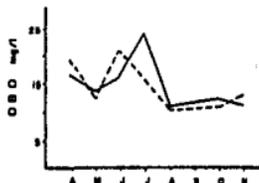
La transparencia del disco de Secchi (fig. 7), también varió estacionalmente en los meses de junio y julio, tuvo poca visibilidad el agua con 0.13 m en los siguientes meses se incrementó alcanzando su valor máximo en octubre con 0.18 m y un promedio anual con 0.16 m (Tabla 6). En la fig. 7 se observó que el pH en las muestras de agua superficial y de fondo no presentaron diferencias significativas durante todo el año, siendo básico con un valor promedio de 9.2.



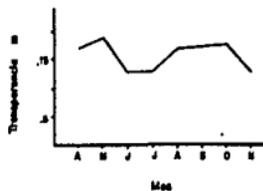
Mes



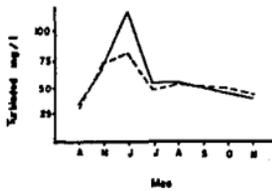
Mes



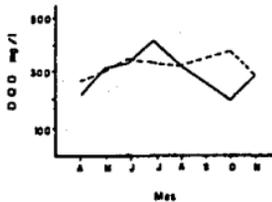
Mes



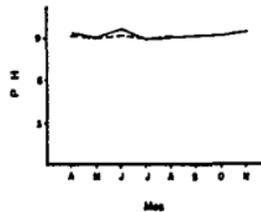
Mes



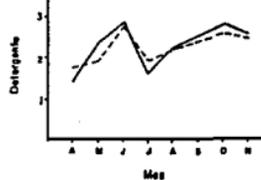
Mes



Mes



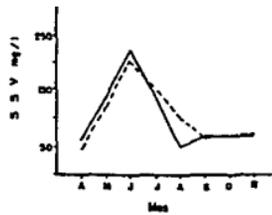
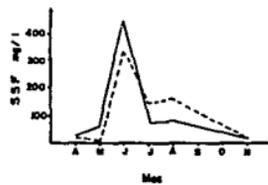
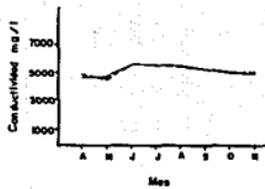
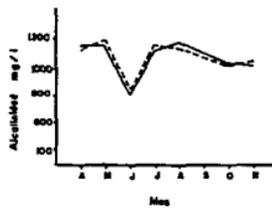
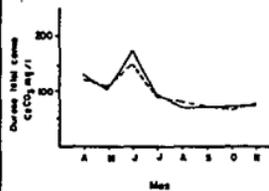
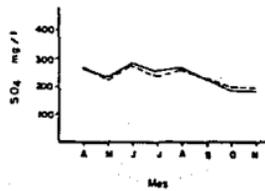
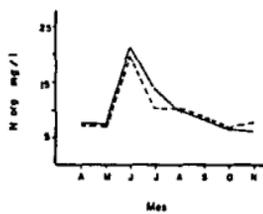
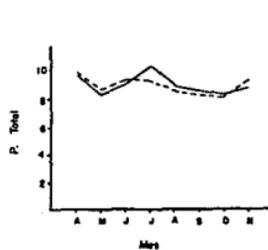
Mes



Mes

— A Superficial
- - - B Fondo

I M T A	CIECCA	
	VARIACIONES MENSUALES DE PARAMETROS FISICOS Y QUIMICOS DEL LAGO SABOR CARREILLO	
MEXICO, D.F.	FIGURA 7	TESES PROFESIONAL



— A Superficial
 - - - B Fondo

I M T A	CIECCA	
	VARIACIONES MENSUALES DE PARAMETROS FISICOS Y QUIMICOS DEL LAGO MARIAS CARRILLO	
MEXICO, D.F.	FIGURA	B
	TEMA	PROFESIONAL

La concentración de oxígeno disuelto (fig. 7) disminuyó en los primeros meses de muestreo a excepción del mes de abril donde registró una concentración de oxígeno disuelto de 8.5 mg/l a partir del mes de mayo a agosto la concentración se mantuvo en un intervalo de 3.0 a 5.7 mg/l incrementándose en octubre con el valor más alto 14.0 mg/l y en noviembre se observó nuevamente un decremento y un promedio anual con 7.41 mg/l.

Los valores de turbiedad (fig. 7), ilustran que las muestras de agua superficial (A) y de fondo (B) se mantuvieron similares durante todo el año registrando los valores mínimos el primer mes de muestreo incrementándose en mayo y junio en este último mes se observó el valor máximo para la muestra (A) con 115 mg/l y para la muestra (B) con 77 mg/l decreciendo ambas muestras en los siguientes meses de muestreo.

En cuanto a los detergentes (fig. 7) se observó un comportamiento paralelo de las muestras de agua superficial y de fondo durante todo el año, donde se encontraron las concentraciones mínimas en el mes de abril con un promedio de 1.55 mg/l y los valores más altos en el mes de junio con 2.94 mg/l.

La DBOs de la superficie y del fondo presentaron valores semejantes durante el año, manteniendo un promedio de 15.05 mg/l y 15.57 mg/l respectivamente, presentando un valor promedio máximo en el mes de julio de 24 mg/l y la mínima en octubre 11.5 mg/l, mostrando que existe en el lago una cantidad de materia orgánica considerable y el tratamiento que llevan los desechos domésticos e industriales no es suficiente,

puesto que el agua refleja un gran aporte de está.

Por otra parte en la fig. 7 se ilustra la demanda bioquímica de oxígeno siendo el valor máximo en el mes de julio con 338 mg/l y la mínima en octubre con 238 mg/l para la muestra de agua superficial y en este mismo mes la muestra de agua del fondo reportó su concentración máxima con 336 mg/l sin embargo, las dos muestras de agua presentan el mismo valor en el mes de noviembre con 268 mg/l existiendo gran cantidad de materia orgánica susceptible a oxidarse químicamente.

Durante el período de muestreo los valores de fósforo total oscilaron entre 10.29 mg/l y 8.21 mg/l (fig. 8), este parámetro mantuvo un valor promedio con 9.28 mg/l y muestran que su origen es básicamente orgánico, señalando que existe un exceso de carga de nutrientes. Los valores de nitrógeno orgánico registraron en los meses de abril y mayo un valor con 7.6 mg/l (fig. 8), posteriormente en junio se observó un ascenso muy notable con 20.88 mg/l en los meses siguientes se obtuvieron valores más bajos hasta descender a 9.4 mg/l en noviembre.

Los sulfatos en altas concentraciones actúan como fertilizantes, en la fig. 8 se observo que los valores registrados en el lago fluctuaron entre 268.5 mg/l y 195 mg/l, durante el período de muestreo presentó el valor máximo en junio con 284 mg/l y la concentración mínima con 197.3 mg/l en noviembre.

Con respecto a la dureza total del agua como CaCO_3 está tuvo un valor máximo de 165.0 mg/l en junio disminuyendo a lo largo del año hasta llegar a una concentración de 72 mg/l en el

mes de noviembre, y su promedio con 103.41 mg/l, sin diferencias entre superficie y profundidad.

La alcalinidad promedio fue de 1196.16 mg/l y no presentó variaciones entre la superficie y fondo a lo largo del año probablemente los valores dependieron principalmente de la gran cantidad de carbonatos y bicarbonatos presentes en el agua. En relación a la conductividad está registro un promedio de 5108.00 μ mhos/cm, esto mostró que hubo una concentración elevada de minerales disueltos en el agua debido a la capacidad de los iones para conducir la corriente eléctrica (fig. 8).

Los resultados de los SSF y SSV tuvieron valores bajos para los primeros meses de muestreo (abril y mayo) con un promedio de 24.75 mg/l y 54.5 mg/l respectivamente, posteriormente para junio se observó un aumento muy notable en la concentración de los SSF con 392.5 mg/l y SSV con 213 mg/l en los meses posteriores obtuvieron valores paulatinamente más bajos hasta 10.7 mg/l en los SSF y en los SSV con 56 mg/l en noviembre (fig. 8).

4.1.2 Perfiles de oxígeno disuelto y temperatura

Los perfiles de oxígeno disuelto (OD) y temperatura se realizaron en las estaciones 2, 4 y 5 en todos los meses de muestreo. Los resultados promedio de las tres estaciones se ilustran en la fig. 9. En la distribución vertical de oxígeno se observó una brusca disminución en la concentración con un intervalo de 0.0 mg/l a 10.5 mg/l en los meses más calurosos, al aumentar la profundidad se llegó a un fondo anóxico lo cual es típico de un lago eutrófico.

Por otra parte el agua del lago presentó una uniformidad de las temperaturas en toda la columna de agua sobre todo en los meses posteriores a los calurosos, se observó una mayor variación entre 0.5 m y 1.0 m de profundidad (fig. 9); Por lo anterior el lago se puede clasificar como un embalse cálido polimíctico de tercer orden de acuerdo al comportamiento descrito por Hutchinson (1957).

4.1.3 Análisis de clorofila α

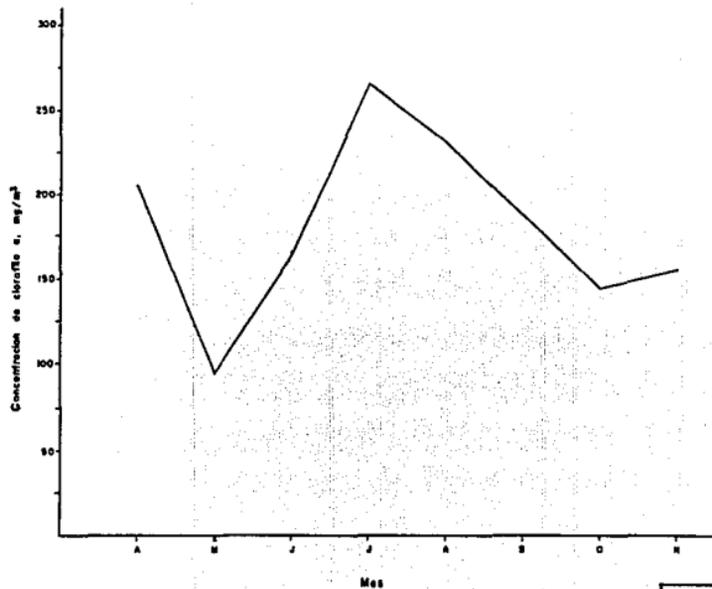
En la tabla 7 se muestra la concentración de clorofila α (Cl α) en mg/m^3 . La concentración máxima en el lago con 297.17 mg/m^3 en el mes de julio en la estación (3 A) y una mínima en mayo con 76.72 mg/m^3 en la estación (5 A). El análisis por estación reveló promedios similares en el lago. Los promedios mensuales tienen una concentración máxima en el mes de julio con 262.71 mg/m^3 y el mínimo en mayo con 91.24 mg/m^3 y el promedio anual fue de 179.17 mg/m^3 . De acuerdo a estos resultados el lago puede clasificarse como eutrófico según los límites mostrados en la tabla 1.

En la figura 10 se observa que los valores de concentración de clorofila α disminuyó durante el mes de mayo incrementándose a partir de junio donde la máxima concentración se obtuvo en julio con 262 mg/m^3 debido a la gran actividad fotosintética del fitoplancton para volver a decrecer en octubre con 149.0 mg/m^3 .

Con la concentración promedio de clorofila α y su concentración máxima se calculó la profundidad media y mínima

TABLA 7. CONCENTRACION DE CLOROFILA α (mg/m^3), DEL LAGO NABOR CARRILLO, MEX, 1987.

M E S	E S T A C I O N E S					PROMEDIO
	1	2	3	4	5	
	ISLA	PLANTA DE TRATAMIENTO	DREN	POZOS	BOYA CENTRO	
Abril	202.10	196.84	189.36	208.81	232.02	205.83
Mayo	107.03	93.18	82.71	96.55	76.72	91.24
Junio	148.94	178.14	157.92	156.44	154.19	159.13
Julio	294.13	235.38	297.17	243.99	242.87	262.71
Agosto	212.18	223.04	191.60	286.28	246.23	231.87
Octubre	133.22	162.04	150.81	150.81	148.19	149.01
Noviembre	119.38	128.73	184.48	190.10	149.31	154.40
PROMEDIO	173.85	173.07	179.15	190.42	178.50	179.17
						Anual



I M T A	CIECCA	
	ANÁLISIS DE LA CONCENTRACION DE CLOROFILA a DEL LAGO SABOR CARRELLIO	
	FIGURA	10
MEXICO, D. F.	TESIS PROFESIONAL	

de la zona eufótica (Z_{eu}) del lago de acuerdo a las siguiente ecuación presentada por Vollenweider (1986).

$$Z_{eu} = \frac{\ln 100}{k_d} \quad (21)$$

donde:

$$k_d = E_w + n \quad (C1 \alpha)$$

k_d = coeficiente de extinción vertical de la luz del embalse, m^{-1}

E_w = coeficiente de extinción vertical de la luz para agua natural sin biomasa, $0.3 m^{-1}$

n = coeficiente específico de extinción de la luz por algas, $0.02 m^3 mg^{-1} / m^{-1}$

$C1 \alpha$ = concentración de clorofila α , mg/m^3

La profundidad eufótica media se obtuvo sustituyendo en la ecuación (21), el promedio anual de $C1 \alpha$ ($179.17 mg/m^3$), donde k_d es:

$$k_d = 0.3 m^{-1} + 0.02 m^3 mg^{-1} / m^{-1} (179.17 mg/m^3) = 3.88 m^{-1}$$

$$Z_{eu} = \frac{\ln 100}{3.88 m^{-1}} = 1.18 m$$

Y la profundidad eufótica mínima con la concentración máxima de Clorofila α ($297.17 mg/m^3$) se obtuvo con la misma

ecuación:

$$K_d = 0.3 \text{ m}^{-1} + 0.02 \text{ m}^3 \text{ mg}^{-1} / \text{m}^{-1} (297.17 \text{ mg/m}^3) = 95.09 \text{ m}^{-1}$$

$$Z_{eu} = \frac{\ln 100}{95.09} = 0.05 \text{ m}$$

Lo cual revelo una biomasa alta de fitoplancton, que se refleja con el color verde intenso del agua.

4.1.4 Análisis de sedimentos

Las características generales de la materia orgánica en el sedimento para las cinco estaciones de muestreo del lago se encuentra en la Tabla 8, en donde por estación, la dinámica de lodos es muy elevada, existió una gran cantidad de materia orgánica (MO) y se encontro el valor máximo en la estación 5 con 98.437 % MO en el mes de julio, debido a que es la zona más profunda del lago y el mínimo en la estación 3 con 5.89 % en nov. Los promedios mensuales indicaron una acumulación de MO durante el mes de junio de 68.432 % en nov. descendió el porcentaje de MO hasta un promedio mensual de 15.092 % MO y un promedio anual de 53.274 % MO.

4.2 Análisis del agua en el afluente y efluente

Con respecto a las condiciones de calidad de agua en el afluente y efluente, localizadas en la porción sureste y noroeste del lago respectivamente (fig. 5), Se observó en el

TABLA 8. CUANTIFICACION DE LA MATERIA ORGANICA (MO %), EN LOS SEDIMENTOS DEL LAGO NABOR CARRILLO, MEX. 1987.

# DE ESTACION MES	1	2	3	4	5	PROM
MAYO	54.680	62.207	57.482	53.632	89.080	63.416
JUNIO	58.737	83.828	40.787	60.375	98.437	68.432
JULIO	98.207	47.880	25.459	56.065	55.727	56.667
AGOSTO	81.322	79.887	49.993	24.393	71.727	61.464
OCTUBRE	63.640	73.450	43.430	48.615	43.742	54.575
NOVIEMBRE	7.79	21.30	5.89	13.02	27.46	15.092
PROMEDIO	60.729	61.425	37.173	42.683	79.532	53.274
						Anual

análisis de los parámetros físicos y químicos una variabilidad entre las dos estaciones (tabla 9), presentando las siguientes condiciones:

Los detergentes, en el afluente presentaron un promedio anual de 4.9 mg/l con una relación de diez veces mayor que el límite establecido por McNeely (1979), ya que llegan a provocar espuma y por medio de las corrientes de aire son dispersadas a las diferentes partes del lago. Dado lo anterior existe una diferencia muy real con respecto al afluente y efluente (Tabla 9).

La DBOs en el afluente y efluente presentaron valores muy semejantes en los meses muestreados con un promedio de 16.1 mg/l y 14.33 mg/l lo que da una idea de la existencia de una incorporación de materiales de tipo orgánico dentro del lago.

El valor de la DQO mostró una gran diferenciación en el afluente y efluente, registrándose los valores promedio mínimos en el afluente con 143.1 mg/l, mientras que en el efluente con 273.33 mg/l y alcanza niveles hasta de cuarenta y cinco veces más al límite permisible según Arrignon (1979).

El nitrógeno orgánico registró en el afluente un valor promedio con 3.20 mg/l, y se incrementó considerablemente en el efluente con 12.39 mg/l. Los fosfatos también mostraron un aumento en su concentración, estos nutrientes rebasan los límites establecidos por la SARH (1975), representando la mala calidad del agua desde que entra al lago hasta que sale de este.

El agua del afluente registró un valor promedio de

TABLA 9. ANALISIS FISICO Y QUIMICO DEL AFLUENTE Y EFLUENTE DEL LAGO NABOR CARRILLO, MEX. 1987.

PARAMETRO	UNIDAD	AFLUENTE PROM DESV _± STD	AMBITO	EFLUENTE PROM DESV _± STD	AMBITO
Temp. ambiente	°C	23.2±3.7	18-28	23.25±2.8	19-25
Temp. del agua	°C	17.9±1.7	20-15	19.5±2.0	16-22
OD	mg/l	7.7±5.0	5.0-7.7	8.9±2.0	6.0-10.7
pH	pH	7.4±5.0	6-8	9.83±0.29	9.5-10
Turbiedad	ppm/SiO ₂	23.5±11.9	4.6-39	37.5±30.0	16-59
Detergente	mg/l	4.9±2.2	2.47-9.21	2.02±0.45	1.5-2.4
DBD ₅	mg/l	16.1±6.9	8-30	14.33±3.5	11-18
DGO	mg/l	143.1±156	60-520	273.33±41.6	240-320
P-orto	mg/l	5.79±2.27	1.94-9.99	7.48±0.31	7.21-7.65
P-total	mg/l	7.09±3.13	4.22-14.34	9.24±5.33	8.94-9.55
N-org	mg/l	3.20±1.24	1.17-4.97	12.39±5.33	10.1-18.4
N-NH ₃	mg/l	5.30±4.17	0.05-9.24	-----	-----
NO ₃	mg/l	1.41±1.02	0.39-2.97	0.082±0.14	.001-.244
NO ₂	mg/l	0.75±0.53	0.31-1.78	-----	179-280
SO ₄	mg/l	98.75±24.80	46-172	245.33±57.5	4992-6100
Dureza total	mg/l	182.87±24.80	139-227	123.7±44.5	137-74
Alcalinidad	mg/l	387.63±193.32	12-710	1113.0±217.9	87.9-1320
Conductividad	µmhos/cm	1609.7±379.8	123.2-239.2	5377.3±626.3	4992-6100
SSF	mg/l	98.86±253.5	1-726	462±713.2	25-1285
SSV	mg/l	22.71±20.80	3-63	235±255.7	70-505

alcalinidad (387.63 mg/l) más bajo en relación con el efluente (1113.0 mg/l) debido a la dilución de bicarbonatos o carbonatos que se encuentran en el terreno donde esta el lago.

La cantidad de sólidos y minerales disueltos cuantificados por la conductividad obtenida durante todo el muestreo del afluente no rebaso el límite establecido por la SAHR (op. cit.). Pero al mezclarse con el agua del lago, los valores se triplicaron, llegando en estas condiciones al efluente con un valor promedio anual de 5 337.3 μ mhos/cm que es el doble del límite aceptable para el desarrollo de peces.

4.2.1 Bacteriología

En la tabla 10 señala los valores promedio mensuales de la cuenta estandar del agua superficial para el afluente, lago y efluente.

Se registró en el afluente la concentración máxima de cuenta estandar en Unidades Formadoras de Colonias (UFC/ 100 ml) en el mes de mayo con 1 300 000 UFC/100 ml y en octubre el mínimo con 1562 UFC/100 ml, con un promedio mensual de 218901.66 UFC/100 ml.

Dentro del lago el promedio mensual de las 5 estaciones se observó el valor máximo en el mes de mayo con 23 608 UFC/100 ml y el mínimo en octubre con 198 UFC/100 ml, con respecto al efluente solo se encontro salida en los dos primeros meses de muestreo con un promedio de 2 266.66 UFC/100 ml, de acuerdo con los criterios establecidos por EPA (1975) el agua del lago no cumple con los límites establecidos para la protección de la vida acuática y uso recreativo.

**TABLA 10. PROMEDIOS MENSUALES DE LA CUENTA ESTANDAR (UFC/100m1)
EN EL LAGO NABOR CARRILLO, MEX. 1987.**

ESTACION MES	AFLUENTE	LAGO	EFLUENTE
Abril	3 875	3 040	600
Mayo	1 300 000	23 608	13 000
Junio	-----	-----	-----
Julio	4 075	494	-----
Agosto	3 898	720	-----
Octubre	1 562	198	-----
PROMEDIO	218 901.66	4 676.66	2 266.66

4.2.2 Gasto del afluente y efluente

Se obtuvo la superficie en m^2 de una sección transversal del efluente y la velocidad de la corriente en m/s que al multiplicarse nos dio el gasto (Q) en m^3/s , siendo el promedio de los gastos de agua para los meses muestreados de $Q = 0.137 m^3/s$ por lo tanto, el volumen extraído anualmente (Q_a) por el efluente es $4.261 \times 10^6 m^3/año$.

Por otra parte la planta de tratamiento mantuvo un gasto promedio para 1987 de $Q = 0.571 m^3/s$, siendo $Q_a = 17.760$ millones de $m^3/año$.

4.3 Clasificación trófica del lago

4.3.1 Índices de estado trófico

Mediante las ecuaciones (4), (5) y (6) establecidas por Carlson (1977), para la clasificación del nivel trófico se obtuvo lo siguiente:

$$IET (DS) = 10 \left(6 - \frac{\ln (0.16 \text{ m})}{\ln 2} \right) = 86.43 \text{ m}$$

$$IET (Cl \alpha) = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln 179.17 \text{ mg/m}^3}{\ln 2} \right)$$

$$= 115.23 \text{ mg/m}^3$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \left(6 - \frac{\ln 48/9270 \text{ mg/m}^3}{\ln 2} \right) = 135.93 \text{ mg/m}^3$$

El mismo autor, propone para estos IET los valores menores de 40 corresponden a un estado oligotrófico y los mayores de 50 a eutrófico, los resultados anteriores indican que el DS, PT y Cl a correspondieron a éste último estado. Asimismo el lago Nabor Carrillo ha sido clasificado por los demás autores (Tabla 1), como perteneciente al nivel eutrófico.

4.3.2 Balance hidráulico

En la Tabla 11 se muestran los datos climatológicos de los años de 1977 - 1987, que sirvieron para obtener la precipitación pluvial y la evaporación en el lago.

El promedio de precipitación pluvial en el lago fue de 507.4 mm, expresado en metros (0.5074 m) y multiplicado por la superficie del lago ($9.17 \times 10^6 \text{ m}^2$) da el volumen del agua que entra al lago por precipitación ($4.652 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$). Utilizando el mismo procedimiento se obtuvo la salida de agua por evaporación y fue ($18.439 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$).

El aporte por lluvias fue $4.652 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$ de agua y la salida por evaporación fue $18.439 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$, lo que dió una pérdida de $13.787 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$ de agua.

TABLA 11. DATOS CLIMATOLOGICOS DE 1977 A 1987 DE LAS ESTACIONES CAMPAMENTO PLAN LAGO DE TEXCOCO Y LAGO NABOR CARRILLO.

ANO/PARAMETRO	TEMPERATURA °C	PRECIPITACION mm	EVAPORACION mm
1977	15.9	568.8	1668.65
1978	16.1	670.4	1622.14
1979	15.9	549.8	1721.67
1980	15.8	480.0	1868.97
1981	15.7	536.8	2044.31
1982	16.2	374.6	2204.06
1983	15.9	485.7	2209.04
1984	15.7	520.3	2101.29
1985	15.7	426.5	2122.88
1986	15.8	494.2	2348.46
1987	15.6	474.3	2208.32
PROMEDIO	15.8	507.4	2010.89

Como sólo se midió la salida de agua del efluente en cuatro meses y no es representativo para los cálculos de la clasificación trófica y tomando en cuenta que el lago se construyó hasta el nivel freático donde se considera que las infiltraciones son nulas, se calculó el gasto del efluente despejando éste en la ecuación (7).

Obteniendo:

$$Q_e = Q_i + Q_{ev} - Q_{ev}$$

$$Q_i = (0.571 \text{ m}^3/\text{seg}) (31.1 \times 10^6 \text{ seg/año})$$

$$Q_i = 17.758 \text{ m}^3 \text{ año}$$

$$Q_e = (17.758 + 4.652 - 18.439) \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$$

$$Q_e = 3.971 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$$

Donde se observa que por el afluente llegan al lago 17.758 millones de metros cúbicos de agua y salen por el efluente 3.971 millones de metros cúbicos, obteniendo una ganancia de agua de 13.787 millones de $\text{m}^3/\text{año}$. Sin embargo, la alta evaporación que registró en los primeros meses muestreados (fig. 2) provocó problemas para conservar el nivel actual del lago.

4.3.3 Cargas de nutrientes en afluente y efluente

La carga anual de nutrientes se obtuvo con los valores de gasto anual del afluente ($Q_i = 17.760$ millones de $\text{m}^3/\text{año}$) y la concentración media anual de fósforo en el afluente ($C_i = 7.090 \text{ mg P/m}^3$).

Sustituyendo en la ecuación (8) la carga de fósforo total $L^*(P)$ en el embalse fue de:

$$L^*(P)_{\text{afuente}} = 125.90 \text{ ton P/año}$$

Del mismo modo se calculó la carga total de nitrógeno $L^*(N)$ donde la concentración media anual de nitrógeno en el afluyente fue ($C_i = 10.660 \text{ mg N/m}^3$).

$$L^*(N)_{\text{afuente}} = 189.30 \text{ ton N/año}$$

Considerando la relación $L^*(N)/L^*(P)$ y tomando en cuenta la proporción de N : P de 9 : 1 propuesta por Vollenweider (1986) para lagos cálidos.

$$\frac{L^*(N)}{L^*(P)} = \frac{189.30}{125.90} = 1.5 < 9$$

Esto indicó que el lago posiblemente está limitado por N. La carga promedio anual de P y N que sale del lago por el efluente se calculó con el producto ($Q_e \times C_e$) donde el volumen anual es ($Q_e = 3.973 \times 10^6 \text{ m}^3$) y la concentración del nutriente es ($C_e = 9.240 \text{ mg P/año}; 12.470 \text{ mg N/año}$).

Por el efluente se exportaron un valor de 36.71 ton P y 49.54 ton N durante el año.

Carga en el lago

Para obtener la carga o masa promedio de P y N en el lago

presente durante todo el año, primero se sustituyó en la ecuación (10) la concentración de (N) $i = 7\ 890\ \text{mg N/m}^3$; (P) $i = 9\ 980\ \text{mg P/m}^3$ y el volumen de 21 millones de metros cúbicos,

donde:

$$(MNL)_i = 165.69\ \text{ton N} \quad (MPL)_i = 209.58\ \text{ton P}$$

Sustituyendo estos valores en la ecuación (12) para obtener la concentración media anual de fósforo (P) y nitrógeno (N) se tiene:

$$\bar{P} = \frac{(209.58) + (199.08) \times 10^9\ \text{mg}}{2 (21.0 \times 10^6\ \text{m}^3)}$$

$$\bar{P} = 9730\ \text{mg/m}^3$$

$$\bar{N} = \frac{(165.69) + (174.93) \times 10^9\ \text{mg}}{2 (21 \times 10^6\ \text{m}^3)}$$

$$\bar{N} = 8110\ \text{mg/m}^3$$

La concentración promedio anual de P en el lago con $9730\ \text{mg/m}^3$ y la de N-total con $8110\ \text{mg/m}^3$, las cuales se multiplicaron por el volumen (21 millones de m^3) para obtener la carga o masa promedio del lago de (MPL) y (MNL) presentes durante el año. los resultados fueron $MPL = 204.33\ \text{Ton}$ y $MNL = 170.31\ \text{Ton}$.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

Carga en fitoplancton

De acuerdo con Salas (*op. cit.*) la concentración de clorofila α expresada en mg/m^3 corresponde aproximadamente a 0.5 de biomasa fitoplanctónica expresada en peso seco, la que guarda una relación P : Cl α de 1 : 0.5. La concentración promedio anual de Cl α del lago tuvo un valor de $179.17 \text{ mg}/\text{m}^3$ que al multiplicarse por 0.5 da la biomasa de $89.58 \text{ mg}/\text{m}^3$ en peso seco lo que equivale a la misma concentración de P en el fitoplancton.

Por lo tanto, al multiplicarse ($89.58/\text{m}^3$) por el volumen del lago ($21 \times 10^6 \text{ m}^3$) resulta la carga o masa promedio anual de P contenida en el fitoplancton (MPF = 1.88 Ton P). La carga o masa de N en fitoplancton (MNF) se utilizó la relación N : P de 9 : 1, y dió un resultado de MNF = 16.92 Ton N.

Del análisis anterior los resultados de las cargas de P y N por afluente, del lago, efluente y fitoplancton, expresadas en toneladas utilizando la relación N : P igual a 9 : 1 son:

	Nitrógeno Ton	Fósforo Ton	Relación N:P
Afluente	189.30	125.90	1.5:1
Efluente	49.51	36.69	1.3:1
Lago	204.33	170.31	1.1:1
Clorofila α	16.92	1.88	9:1

4.3.4 Balance de P

El balance de P se obtuvo de acuerdo con la ecuación 14 (Vollenweider, 1986). Al principio del año en el lago la concentración total de P con 9980 mg/m^3 y al final del mismo con 9480 mg/m^3 . Estos valores al multiplicarlos por el volumen del lago ($21 \times 10^6 \text{ m}^3$) dieron valores de $(\text{MPL})_i = 199.08 \text{ Ton P}$. Sustituyendo en la ecuación (14) dio como resultado $\Delta \text{sp} = 10.5 \text{ Ton P}$.

La carga total de P $[L*(P)]$ que entra al embalse por el afluente fue de 125.90 ton P y la del efluente fue de $(De \times Ce) = 36.69 \text{ ton P}$, lo que indicó que en el lago quedan 89.21 ton P .

En el fitoplancton la masa de P que acumuló al inicio del año con $(\text{MPF})_i = 2.16 \text{ ton}$ y al final $(\text{MPF})_f = 1.62 \text{ ton}$ y la carga equivalente que se acumula en sedimentos de 0.54 ton P .

El balance de P en el lago se calculó en la sustitución de los valores en la ecuación 13 de la siguiente manera:

$$125.90 = 36.69 - 10.5 - 0.50 + (\text{PL})_s$$

$$(\text{PL})_s = 125.90 - 36.69 + 10.5 + 0.50$$

$$(\text{PL})_s = 100.21 \text{ Ton/año de P}$$

El signo positivo indica una sedimentación de P en el lago. Por deducción, la pérdida de N a los sedimentos $(\text{NL})_s$ es igual a $(100.21 \text{ Ton/año}) (9) = 901.89 \text{ Ton N/año}$.

El signo positivo indicó que está experimentando una

acumulación de nutrientes a sedimento y no una aportación de los sedimentos al lago y por lo cual no esta en equilibrio dinámico.

4.3.5 Cálculo de K_s y T_s

En el cálculo del coeficiente de sedimentación K_s se sustituyeron los valores de $(PL)_s = 100.21$ ton P/año; $(MPL)_r = 199.08$ y $(MPL)_c = 209.59$ ton P respectivamente en la ecuación (15):

$$K_s = \frac{100.21 (2)}{199.08 + 209.59} = 0.49 \text{ años}^{-1}$$

Por último la Tasa de sedimentación T_s se obtiene multiplicando el valor de K_s por la profundidad del lago, (\bar{Z} en m) 2.29 m dando $T_s = 1.12$ m/año.

4.3.6 Relación empírica

Para la clasificación trófica del lago se utilizo la relación empírica encontrada por Salas y Martino (op. cit.) núm. (17) para evaluar la eutroficación en lagos cálidos y es:

$$P \lambda = \frac{L(p)}{\bar{Z}} \cdot \frac{TW^{3/4}}{3}$$

Donde el volumen del lago ($V = 21 \times 10^6 \text{ m}^3$) y el gasto

anual del efluente es 3.971 millones de metros cúbicos /año, se sustituyeron en la ecuación (18). El tiempo de retención hidráulico fue de $T_w = 5.2$ años.

La profundidad media \bar{z} se obtiene sustituyendo en la ecuación (19).

$$\bar{z} = \frac{21 \times 10^6 \text{ m}^3}{9.17 \times 10^6 \text{ m}^2} = 2.29 \text{ m}$$

Teniendo en cuenta la superficie del lago $9.17 \times 10^6 \text{ m}^2$ y la carga de P, $125.90 \times 10^6 \text{ mg P/año}$ y considerando que el lago se encuentra limitado por el N se calculó la carga superficial de la siguiente manera:

$$L(p) = \frac{L*(P)}{S} = \frac{125.90 \times 10^6 \text{ mg P/año}}{9.17 \times 10^6 \text{ m}^2} = 13 \text{ 729 mg P/m}^2\text{-año}$$

Sustituyendo los valores obtenidos de la ecuación (17) se tiene:

$$P \lambda = \frac{13 \text{ 729 mg P/m}^2\text{-año}}{2.29 \text{ m}} \cdot \frac{5.2^{\frac{3}{4}} \text{ año}}{3}$$

$$P \lambda = 6 \text{ 881.52 mg P/m}^3$$

En la figura 11, se reproduce la gráfica de Salas y Martino (op. cit.), para la clasificación trófica en lagos cálidos; el lago Nabor Carrillo con $L(p)/\bar{Z} = 13.729/2.29 = 5.99$ g P/m³-año y $T_w = 5.2$ años se clasificó como un lago eutrófico.

Como se puede observar $P \lambda$, que es la concentración de fósforo esperada en el embalse es inferior a la observada en el lago con 6 881.52 mg P/m³. Esto indicó que el lago no está en equilibrio dinámico, sino que está experimentado una acumulación de nutrientes en sedimento.

4.4 APROXIMACIONES DE SOLUCION

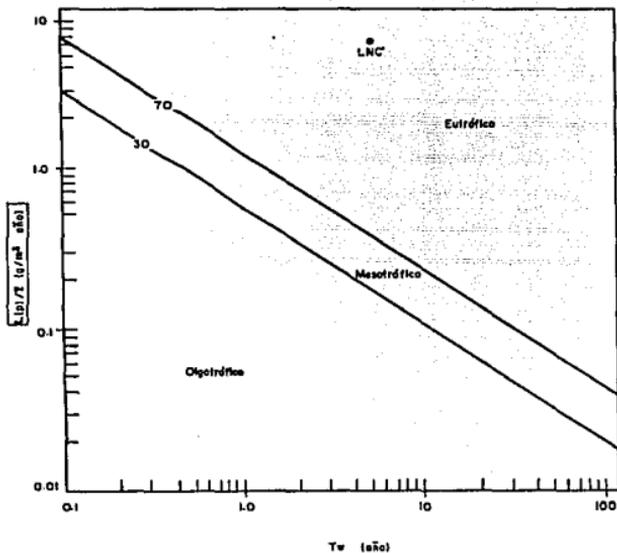
Si se desea lograr una $P \lambda = 20$ mg P/m³ en el lago, despejando $L(p)$ en la ecuación (17) y sustituyendo, la carga necesaria para esto sería:

$$L(p) = \frac{3(2.29) (20)}{5.2} = 39.90 \text{ mg P/m}^2\text{-año}$$

$$L(p) = 39.90 \text{ mg P m}^2\text{-año}$$

Para la superficie del lago ($9.17 \times 10^6 \text{ m}^2$), equivale a una carga externa de 0.36 ton/año de P, que corresponde a una reducción 99 % de la carga actual (125.90 Ton P) que es una reducción muy elevada.

Si se mejora la calidad del agua en el afluente un 50 % la carga sería de 0.0031 ton/año de P y utilizando la gráfica de Salas y Martino (op. cit.) para la clasificación de lagos



Lago Nebor Carrillo
 *Reproducción de la gráfica
 de Salas (1980).

I M T A	CIECCA	
	ESTIMACION DE LA CLASIFICACION TROPICA PARA EL NABOR CARRILLO*	
	MEXICO, D.F.	FIGURA 11
		TESIS PROFESIONAL

cálidos sería $L(p)/\bar{L} = 6.864/2.29$ g P/m³-año, lo que significaría una reducción considerable y se esperaría un desenso en el nivel trófico aunque no cambiara este.

En la tabla (12) se presentan los valores de concentración de fósforo esperado (PX) en el lago, para diferentes tiempos de retención hidráulico (Tw) y porcentajes de reducción de fósforo.

TABLA 12. Valores de concentración de fósforo (Px) en el lago, para diferentes tiempos de retención hidráulico (Tw) y porcentajes de reducción de fósforo.

Tw (años)	Porcentajes de reducción Valores de carga superficial L(p) g P/a año	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%
		13.72	12.35	10.98	9.61	8.23	6.86	5.49	4.11	2.74
5.2		6.88	6.19	5.50	3.65	4.12	3.44	2.75	2.06	1.08
4.0		5.65	5.08	4.52	3.95	3.39	2.82	2.26	1.69	1.13
3.0		4.85	4.09	3.64	3.18	2.73	2.27	1.82	1.36	0.91
2.0		3.36	3.02	2.68	2.35	2.01	1.68	1.34	1.00	0.67
1.5		2.70	2.43	2.16	1.89	1.62	1.35	1.08	0.81	0.54
1.25		2.36	2.12	1.88	1.65	1.41	1.18	0.94	0.70	0.47
1.0		1.99	1.78	1.59	1.39	1.19	0.99	0.79	0.59	0.39

5.0 DISCUSION

Es importante mencionar que el proceso de eutroficación abate la calidad del agua limitando o impidiendo el aprovechamiento adecuado de los recursos acuáticos (Vollenweider, 1981a). La mala calidad del agua en el lago Nabor Carrillo esta dada por las aguas residuales del río Churubusco y de la desviación combinada, sometidas a un tratamiento de tipo secundario.

De acuerdo a Ryder et. al. (1974) (En: González, 1990) los factores que determinan la calidad del agua no afectados antropogenicamente son el morfométrico, el climático y el edáfico. Esto reviste gran importancia en el presente estudio, ya que el área de Texcoco donde se localiza el lago Nabor Carrillo presenta suelos alcalino-sódicos que influyen en la calidad del agua. Según Margalef (1987) señala que en aguas muy alcalinas, con exceso de sodio, el calcio precipita y el fósforo puede quedar en solución en grandes concentraciones. Este fósforo se recicla sin experimentar grandes pérdidas y mantiene al lago en condiciones hipereutróficas.

Considerando los criterios establecidos por Arrignon (1979), McNeely (1979) la SARH (1975) y la EPA (1975) se registró la mala calidad del agua del lago en todas las estaciones de muestreo, según dichos criterios el lago no es propicio para actividades agrícolas, piscícolas, industriales y recreativas.

Para el uso del agua en estas actividades se encontró con el impedimento de transparencia, detergentes, fósforo,

nitratos, nitritos, turbiedad y las altas densidades de fitoplancton.

Es probable que la disminución de transparencia del disco de Secchi está determinada por la densidad planctónica, el aporte de materia orgánica, contenida en las aguas residuales provenientes de la planta de tratamiento, al permanecer la mayoría de estos materiales en suspensión enturbiaron el agua y atenuaron la penetración de la luz solar en las capas de agua más profundas del lago.

En cuanto a los detergentes ciertos autores citados por la SARH, (1980), opinan que la parte residual que ha resistido la biodegradación es más nociva para los peces que el agente activo de superficie no degradable.

Los fosfatos al igual que los nitratos, en altas concentraciones actúan como fertilizantes (Margalef, 1987), en el agua del lago se produce mucho fitoplancton y la concentración de oxígeno supera los valores de saturación, parte del oxígeno escapa a la atmósfera pero no puede retornar de la atmósfera porque la elevada concentración cerca de la superficie lo impide. Este oxígeno hará falta para oxidar totalmente la materia orgánica que tiende a sedimentarse en el lago.

El principal efecto que puede provocar el nitrógeno amoniacal con un pH alto en los peces es que se sofocan, porque reduce la capacidad de transportar oxígeno en la sangre (McNeely, 1979). Los factores morfológicos del lago y los movimientos horizontales del agua, provocan que los lodos bentales sean arrastrados hacia la superficie produciendo la resuspensión de materia orgánica en descomposición, que abate el nivel de oxígeno disuelto que junto con el comportamiento de

los sulfatos producen mortalidad en la fauna acuática, este fenómeno se ve ocasionalmente en lagos artificiales (Cole, 1979).

Ahora bien, considerando los criterios antes mencionados por varios autores para la calidad del agua, se estableció la mala calidad de esta así como las variaciones de calidad en el lago a lo largo del año. En general los parámetros físicos y químicos sobrepasaron los límites permisibles y estuvieron estrechamente relacionados con el período de lluvias en el lago que de acuerdo con Chávez (1986) comprende los meses de mayo a octubre. El lago presentó una mayor concentración de los parámetros cuantificados en el mes de junio posiblemente a que en este mes se interrumpió la entrada del agua lo cual provocó que se cortara el gasto de salida a partir de julio aunado a la alta evaporación que se registró en el mes de junio, contribuyendo a la alta concentración de los parámetros estudiados, se consideró no apto para los usos que se le han pensado destinar al lago Nabor Carrillo.

Cabe mencionar que la morfología del lago donde la poca profundidad y su gran extensión parece indicar que este sistema funciona como una laguna de estabilización o de oxidación, la materia orgánica soluble contenida en el agua constituye el alimento primario de bacterias saprófitas aeróbicas, siendo metabolizada por estas y parcialmente oxidada, convirtiéndose en CO₂ y sales minerales. La presencia de concentraciones relativamente elevadas de estas últimas confiere al agua condiciones altamente eutróficas que permiten la aparición de una densa población de algas (Cole, *op. cit.*). El incremento en el crecimiento de estas algas provocan un deterioro en la calidad del agua abatiendo el OD en las capas profundas como se observó en el lago, esto indica claramente que se está

llevando a cabo un proceso de eutroficación. La que representa un obstáculo para el aprovechamiento íntegro del agua (Vollenweider, 1981 a).

No obstante el nitrógeno en este lago es el factor que limita la productividad biológica, por su metabolismo acelerado en lagos cálidos y las concentraciones extremadamente altas de fósforo por medio del afluente, el nitrógeno ha pasado a ser el nutriente más escaso (Schindler, 1977).

Dallinger y Kautzky (1985) mencionan que en sistemas acuáticos cercanos a ciudades con una elevada densidad industrial (como es el caso del lago Nabor Carrillo), la presencia de nutrientes se debe además de las descargas con nutrientes, a que existe una gran cantidad de polvos atmosféricos que incluyan a estos elementos, que bajo corrientes de viento son precipitados al agua, para elevar el grado de contaminación.

El índice de Carlson (1977), ha sido propuesto como un parámetro simple para la clasificación trófica del lago y su aplicación de los valores de transparencia de disco de Secchi, concentración de fósforo total y de clorofila a indican claramente que la eutroficación se está llevando a cabo en el lago tal como se señaló en los resultados anteriores al comparar los valores de estos índices con los límites establecidos para la clasificación trófica (Tabla 1). Así mismo, la intensificación de la productividad primaria y la eutroficación del lago (Bernhardt, 1981). No obstante Carlson indica que se tiene que tomar en cuenta consideraciones pragmáticas en que se pueden calcular valores equivocados en casos como el uso de disco de Secchi en lagos de alto color o del fósforo total en lagos no limitados por este nutriente.

Cabe mencionar que el método de Lorenzen para medir la concentración de Clorofila α , elimina una fuente importante de error que es la presencia de fecfitina α . Los valores de clorofila α , aparte de su importancia como índice de estado trófico del lago, también es útil en el conocimiento de la productividad primaria y como índice de biomasa algal.

En el balance hidráulico se observó una pérdida de agua de 22.41 millones de m^3 al año, considerando que el lago se construyó hasta el nivel freático donde se esperan que las infiltraciones sean nulas el aporte fue de 22.41 millones de m^3 al año con una relación de 1:1 por lo que significa que las pérdidas y ganancias del agua son similares. Esto justifica que el nivel promedio anual de agua en el lago se mantiene.

Los balances de fósforo se efectúan según Vollenweider (1986): Carga de P por tributarios, carga de P en el lago exportación de P por el efluente y pérdida de P a sedimentos, más el contenido de P en el fitoplancton este último sugerido por Salas (1983). Donde el contenido de P en el fitoplancton como clorofila α , se consideró la relación P:Cl α de 1:0.5.

La aplicación de la relación empírica desarrollada para evaluar la eutroficación en lagos cálidos, por Salas y Martino (1988) reveló que el lago Nabor Carrillo es altamente eutrófico, clasificación semejante a la obtenida por los límites uniparamétricos, correspondiendo el nivel trófico a las características generales del lago.

Pero es conveniente que las particularidades de cada sistema a estudiar pueden presentar limitaciones en su aplicación. Como se mencionó anteriormente en el lago Nabor Carrillo, por ser un lago artificial la única aportación de

agua aparte de las escasas lluvias es a través de la planta de tratamiento y el volumen de agua es controlado por el hombre, quien regula a su voluntad la salida y la entrada al lago de no existir en ciertas épocas del año cualquiera de ellas, así como la mala calidad que se le suministra (rica en nutrientes) y la dilución del agua sólo se ve afectada por la precipitación y la evaporación. Por consiguiente, se deberían establecer exigencias mínimas para poder utilizar el gasto del afluente para poder determinar el estado trófico del lago para cuando se presente este caso. De acuerdo con Olivera (op. cit.) en el balance de nutrientes no se considera la carga de P y N contenidas en malezas acuáticas como es el lirio acuático y la biomasa algal por lo tanto el modelo es susceptible a complementarse.

El propósito del desarrollo de modelos matemáticos es tener una herramienta útil para la toma de decisiones sobre medidas de conservación y manejo más eficiente de los recursos hidráulicos, para clasificar en términos cuantitativos de eutroficación un embalse o lago. Se destaca que la aplicación de modelos simplificados es la única forma práctica de prever las condiciones de un embalse antes de su construcción, conociéndose los aportes de nutrientes y las características de la localidad (Salas, 1983).

Considerando el modelo simplificado propuesto por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) el lago se clasificó como eutrófico, este modelo permitió cuantificar el grado trófico y elaborar aproximaciones de solución para mejorar la mala calidad del agua, como la disminución de fósforo del afluente y una reducción de tiempo de retención.

Otras medidas de control para mejorar el grado trófico del lago es por medio de una dilución que reduzca la concentración de nutrientes y de algas, para lo cual se ha construido un canal colector que recoge las aguas de los ríos Papalotla, Coxacoaco, Xalapango, Chapingo y San Bernardino, pero para que esta técnica pueda funcionar se requiere un volumen considerable de agua con concentraciones de nutrientes inferiores a las del lago Nabor Carrillo. Así mismo se recomienda un dragado para aumentar la profundidad del lago y reducir el desprendimiento de P de los sedimentos, aumentando el volumen del embalse y disminuir el tiempo de retención actual del lago.

También se podría implementar la Aereación artificial, que además de reducir el déficit de oxígeno disuelto, reduce la redisolución de nutrientes.

Por último las aguas residuales que han sido utilizadas en los diversos procesos industriales no vertirlas a los sistemas de alcantarillado, en ríos, manantiales, presas o fuentes de abastecimiento sin antes haber pasado por un tratamiento para eliminar los contaminantes. También evitar el uso desmedido de plaguicidas y fertilizantes y participar activamente en las acciones sociales para combatir los problemas ambientales de la ciudad.

6.0 CONCLUSIONES

El lago Nabor Carrillo se clasificó como un lago cálido polimictico de tercer orden con varias mezclas de agua al año y de poca profundidad; en verano, la cantidad de OD disminuye hasta llegar a la anoxia en el fondo. No existe la formación de termoclina a lo largo del año.

El afluente es una fuente importante de carga de nutrientes principalmente de fósforo total por detergentes y en menor proporción, nitrógeno total y en forma amoniacal, llegando a ser el N el factor limitante.

Las aguas son alcalinas con un pH elevado una alta concentración de sales debido a las condiciones geológicas, edafológicas, climáticas e hidrológicas de la zona de estudio.

Las concentraciones altas de los parámetros físicos y químicos presentes en el lago, son restrictivas para que solamente algunos organismos tolerantes puedan sobrevivir a estas condiciones.

La calidad del agua que presenta el lago Nabor Carrillo, restringe su utilización para cualquier fin que se le piense destinar en el futuro (agrícola, recreativo, industrial, etc.).

La biomasa fitoplanctonica de 179.17 mg/m^3 de clorofila *a* y la transparencia de disco de Secchi 0.16 m y de acuerdo a los índices de estado trófico el lago se encuentra en un nivel eutrófico.

De acuerdo con Olvera (*op. cit.*) la inclusión del contenido de P en fitoplancton para un balance de masas, requiere investigación experimental, a pesar de que la relación

P:Cl α (1:0.5) se encontró adecuada.

Debido al aumento de la biomasa algal, la mala calidad del agua y abatimiento de OD en el hipolimnio, se deduce que la eutroficación sigue incrementándose en el lago.

El lago Nabor Carrillo de acuerdo a la relación empírica para lagos cálidos, fue clasificado como altamente eutrófico, y no se encuentra en estado estable ("steady state") sino que está acumulando nutrientes y se está llevando a cabo la eutroficación en el lago.

Se calcula que mejorando la calidad del agua de la planta de tratamiento y un mayor gasto del efluente por lo tanto un menor tiempo de retención hidráulico, se lograría una leve mejoría en el estado trófico del lago, permaneciendo como eutrófico.

La aplicación del modelo es indispensable para realizar ciertas medidas de control, que disminuyan el grado de eutroficación en embalses y lagos aunque todavía se le tiene que calibrar para ajustarse a las limitaciones que se puedan presentar en cada cuerpo de agua.

7.0 LITERATURA CITADA

- APHA. AWWA. and WPCF. 1980. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, D.C. 1 134 p.
- Arrignon, J. 1984. *Ecología y piscicultura de aguas dulces*. Mundi-Presa. Madrid. 390 p.
- Bernhardt, H. 1981. "Recent development in the field of eutrophication prevention". *Journal Water and Wastewater Reseach*. vol. 14, núm. 1, pp. 14-26.
- Bravo, I. L. 1987. "Estudio de eutroficación en el lago Nabor Carrillo, Edo. de México". *Informe Técnico*. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación IMTA-SARH. México.
- Carlson, R. E. 1977. "A trophic state index for lakes" *Limnol. Oceanogr.* vol. 22, núm. 2, pp. 361-369.
- Castagnino, W. A. 1985. "Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos cálidos tropicales." *Informe Técnico*. OPS/OMS. Perú. pp. 10-27.
- Castillo, C. M. 1985. "Experiencias sobre la operación de un relleno sanitario en el ex-lago de Texcoco". *Biosfera*. vol. 5, núm. 1 pp. 13-17.

- Chávez, C. y Huerta, A. 1985. "Estudio ecológicos previos a la creación de un refugio de vida silvestre en el ex-lago de Texcoco". *Biósfera*. vol. 5, núm. 1, pp. 18-23.
- Chávez, S. G. 1985. *Elementos de oceanografía*. C.E.C.S.A. México. pp. 13-14.
- Clarcke, J. L. 1972. *Elementos de ecología*. Omega. Barcelona. pp. 21-34.
- Cole, G. A. 1979. "*Textbook of Limnology*". The C.V. Mosby Company. London. pp. 106-131.
- Cullen, P. and Smalls, I. 1981. "Eutrophication in semi - arid - areas - the Australian experience". *Water Quality Bulletin*. vol. 6, núm. 3, pp. 79-83.
- Cruickshank, G. G. 1984. "Proyecto Texcoco. Programa de obras". *Sociedad Mexicana de suelos, A. C. SARH*. México. pp. 1-25.
- Dalliger, R. and Kautzky, H. 1985. "The importance of contaminated food for the uptake of heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) a field study. *Ecology*. vol. 67. pp. 82-89.
- Dean, W. 1974. "Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss in ignition, comparison with other methods". *J. Sedim. Petrol.* vol. 1, núm. 44, pp. 242-248.

- Dillon, P. J. 1975. "The application of the phosphorus-loading concept to eutrophication research." *Scientific Series*. Canada Center for Inland Waters, Burlington, Ontario núm. 46. pp. 1-14.
- Gallegos, M. C. 1988. "Características físico - geográficas y primeros pobladores de la cuenca de México." *Atlas de la ciudad de México*. pp. 33-36.
- García, E. 1963. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 146 pp.
- González, G. L. 1990. "Estudio poblacional de *Girardinichthys viviparus* (Bustamante, 1937) en el lago Nabor Carrillo" Texcoco, Estado de México. (Teleostei: Goodeidae). *Tesis de biología*. UNAM. México.
- Gutiérrez, R. T. 1988. "Evaluación de metales (As y Pb) en la relación agua-pequeño-sedimento del lago Nabor Carrillo Texcoco, Edo. de México". *Tesis de Biólogo*. Universidad del Norte. Tampico, Tamps.
- Granillo, V. S. 1985. "De paisaje lunar a pradera". *Información Científica y tecnológica*. vol. 6, núm. 107. pp. 41-44.
- Hutchinson, G. E. 1957. *A treatise on Limnology*. John Wiley and Sons. Inc. New York. pp. 427-463.

- Ladislao, U. E. 1957. "Tratemos bien el agua". *Información Científica y Tecnológica*. vol. 6, núm. 107, pp 6-12.
- Limón, J. G. 1989 a. "Clasificación trófica". *Manual de Limnología*. Dir. de Usos del Agua y Prev. de la Cont. SARH. Jalisco.
- b "Restauración de lagos". *Manual de Limnología*. Dir. Gral. de Usos del Agua y Prev. de la Cont SARH. Jalisco.
- Lorenzen, C. J. 1967. "Determination of chlorophyll and pheopigmentos: Spectrophotometric equations". *Limnol. Oceanog.* vol. 12, pp. 343-346.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega. España. pp. 100-867.
- 1987, "Los ecosistemas bajo tensión". *ENEP. Iztacala, Memorias del V Simposium Internacional sobre Biología de contaminación*. México. pp. 99-105.
- Mosser, H. F. 1988. "Geología". *Atlas de la ciudad de México*. pp. 23-26.
- Murillo, F. R. 1988. "Comportamiento de la planta de tratamiento de aguas negras". *Sociedad Mexicana de Mecánica de suelos*. SARH. pp. 21-44.
- Olvera, V. V. y Díaz, Z. G. 1986. "Diagnóstico del estado trófico del lago de Tequesquitengo, Morelos". *Informe Técnico*. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación. IMTA-SARH. México.

- Olvera, V. V. 1987. "Estudio de eutroficación en la presa Valle de Bravo, Méx. Informe Técnico. Subcoordinación de Calidad del Agua. Coordinación de Investigación IMTA-SARH. México.
- Ortiz, G. M. 1984. "Construcción de la obra de toma del lago Nabor Carrillo". *Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos. SARH. México.* pp. 35-40.
- Riquelme, E. T. 1979. "Modelo matemático en el control de la calidad del agua en ríos. Aplicación al Zahuapan". *Tesis de Ingeniería Civil. UIA. México.*
- Rodriguez, T. J. 1984. "Construcción del canal colector con arcilla del lago". *Sociedad de Mecánica de Suelos. México.* pp. 35-40.
- Ryder, R. A. 1987. "Eutrophication effects on fisheries: the horns of a dilemma". *Water quality Bulletin.* vol. 6 núm. 3 pp. 84-91.
- Rzedowski, J. 1957. "Algunas asociaciones vegetales de los terrenos del lago de Texcoco". *Boletín de la Sociedad Botánica de México.* vol. 21, pp. 19-33.
- SARH. 1977-1988. *Boletín Climatológico.* Servicio Meteorológico Nacional. México.
- 1971. "Región Hidrológica No. 26". *Boletín Hidrológico.* núm. 45, Tomo II. México.
- 1980. *Investigación del comportamiento de la calidad del*

agua en función de descargas de contaminantes y su efecto en la flora y fauna acuática. E.C.O. Ingeniería. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica. México. núm. 1, 91 p.

Salas, H. J. 1983. "Resumen del segundo encuentro del proyecto de eutroficación en lagos cálidos, Brasilia". Brasil OPS/CEPIS.

----- y Limón J. G. 1986. "Memorias del tercer encuentro del proyecto regional, desarrollado de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales". Guadalajara, Jal. México 25 al 29 de nov. 1985. Versión preliminar para revisión, OPS/CEPIS, SARH/CPNH.

----- y Martino, P. 1980. "Memorias del cuarto encuentro del proyecto regional, desarrollado de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales". San Juan Puerto Rico, 7-11 de diciembre de 1987. OPS/CEPIS/JCA.

Schinler, D. W. 1977. "Natural compensation for deficiencies of nitrogen and carbon by eutrophied lake ecosystems why phosphorus control works". Science. vol 195, pp 260-262.

SARH, 1974. "Plan lago de Texcoco". Aléas. México. vol. XII, núm. 2, 64 p.

SARH, 1974. *Proyecto Texcoco*. Memorias de los trabajos realizados y conclusiones, Nacional Financiera. S.A. México. pp. 1-77.

Tarín, M. V. y Velázquez, L. 1986. "Lavado de suelo en el ex-lago de Texcoco". *Ingeniería Hidráulica en México*. SARH. pp, 30-48.

Valero, J. M. 1985. "Rescate de una ciudad devastada". *Información Científica y Tecnológica*. vol. 6, núm. 107, pp. 17-19.

Velarde, V. y Aguilar, A. 1988. "Características físico-geográficas y primeros pobladores de la cuenca de México". *Atlas de la ciudad de México*. México pp 19-22.

Volenweider, R. A. 1981 a. "Eutrophication a global problem". *Water Quality Bulletin*. vol.6, núm. 3 pp. 59-62.

----- and Kerekes J. 1981 b. "Background and summary results of the OECD Cooperative Program on Eutrophication". *Restoration of Lakes an Inland Waters*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. pp. 25-36.

Wang, M. y Herleman, R. 1982. "Coupling of lake eutrophication Models". *School of Engineering Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts*. pp. 4-10.

William, Y. B. 1981. "Path analysis and factors affecting primary productivity. *Journal of Freshwater*. vol. 1, num. pp. 113-120.