

00361
29
205

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO
FACULTAD DE CIENCIAS



ESTUDIO DE LA EUTROFICACION DEL EMBALSE
VALLE DE BRAVO, MEXICO



T E S I S

Que para obtener el Grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS
(Biología)

presenta:

VICTOR OLVERA VIASCAN

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

México, D. F.

Enero de 1990



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.

INDICE

PREFACIO	v
RESUMEN	vii
1 INTRODUCCION	1
1.1 Antecedentes	1
1.1.1 Generalidades	1
1.1.2 Antecedentes conceptuales	5
1.1.3 Parámetros de eutroficación	8
1.1.4 Correlaciones paramétricas	10
1.1.5 Correlaciones multiparamétricas	17
1.1.6 Modelos matemáticos	19
1.1.7 Técnicas de manejo y restauración de lagos	25
1.2 Objetivos	28
2 DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO	29
3 METODOLOGIA	35
3.1 Muestreo en Lago	35
3.1.1 Muestreo de agua	35
3.1.2 Perfiles de temperatura y OD	37
3.1.3 Muestreo de clorofila a	37
3.1.4 Muestreo de lodos bentales	37
3.1.5 Muestreo bacteriológico	37
3.2 Muestreo en Tributario	38
3.2.1 Muestreo de agua	38
3.2.2 Medición de gastos	38
3.2.3 Muestreo bacteriológico	38
3.3 Muestreo de Lirio Acuático	38
3.3.1 Cobertura	38
3.3.2 Densidad	39
3.3.3 Análisis químico del lirio	39
3.3.4 Crecimiento	39
3.4 Clasificación Trófica del Embalse	39
4 RESULTADOS	41
4.1 Análisis Físico-Químico del Agua	41
4.2 Perfiles de Temperatura y Oxígeno Disuelto	47
4.3 Análisis de Clorofila a	49

4.4	Análisis de Sedimentos (lodos bentales)	52
4.5	Bacteriología	52
4.6	Lirio Acuático, <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart. y Zucc.) Solms	52
4.7	Clasificación Trófica del Embalse	59
4.7.1	Datos morfológicos e hidrológicos utilizados	59
4.7.2	Balance hidráulico	61
4.7.3	Cargas de nutrimentos en el sistema	63
4.7.4	Balance de P	65
4.7.5	Cálculo de Ks	66
4.7.6	Clasificación trófica	67
4.8	Aproximaciones de Solución	68
5	DISCUSION	71
6	CONCLUSIONES	77
7	LITERATURA CITADA	79
	SIMBOLOGIA	87

1 INTRODUCCION

El incremento en la demanda de agua potable de la ciudad de México originó la elaboración del plan integral de abastecimiento denominado Sistema Cutzamala (SC), el cual aprovecha la infraestructura de presas y vasos reguladores del sistema hidroeléctrico Miguel Alemán construido en 1944. El SC (Fig.1) contempla un suministro de agua de 19 m³/s en tres etapas: la primera proporciona 4 m³/s de las presas Villa Victoria y Chilesdo; la segunda capta 7 m³/s de la presa Valle de Bravo y la tercera abastecerá 8 m³/s de diversas presas (Anónimo, 1933). Para dar un buen suministro es necesario conservar la calidad del agua de los embalses involucrados en el SC; para lo cual es indispensable clasificar tróficamente estos cuerpos de agua con la finalidad de dar medidas de conservación, manejo y en su caso de restauración. De los embalses mencionados el principal es el de Valle de Bravo debido a la importancia de su capacidad de almacenamiento y turística, pesca y presentar problemas de infestación por malezas acuáticas.

1.1 Antecedentes

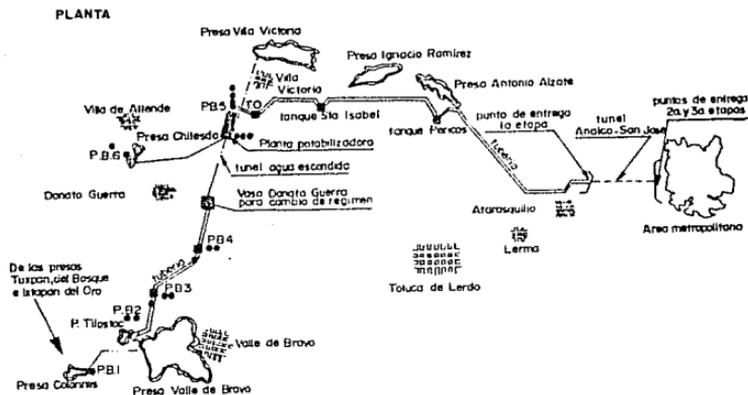
En los últimos años, debido a la política hidráulica de nuestro país, México contaba hasta 1987 con 1500 presas de almacenamiento y derivación (González, 1987), destinadas para la generación de energía eléctrica, riego, abastecer agua potable y control de avenidas; con ello el problema de la cantidad de agua se ha venido solventando. Ahora, corresponde el conservar y aprovechar adecuadamente estos embalses.

1.1.1 Generalidades

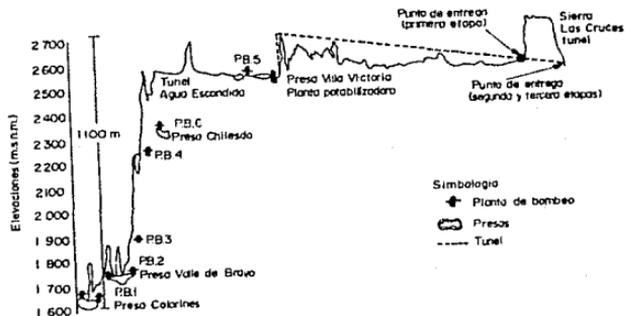
La limnología, ciencia que estudia " las relaciones funcionales y la productividad de las comunidades bióticas de las aguas dulces en relación a los parámetros físicos, químicos y bióticos ambientales" (Wetzel, 1975), tiene entre sus aplicaciones prácticas más importantes el detectar y predecir la fertilización y proponer soluciones. Además de la contaminación y fertilización o eutroficación, la acumulación de sedimentos en el fondo de los embalses, lo cual reduce su capacidad, resulta en la acumulación de nutrientes solubles y sedimentos insolubles debido a las descargas de aguas residuales producto de las actividades humanas, y a una deficiente conservación y uso de los suelos en la cuenca del embalse. También la composición del agua o los materiales sólidos que contiene, tienen implicaciones sanitarias por la presencia de gérmenes patógenos y concentración de sustancias tóxicas que generalmente resultan de la actividad humana.

Otros problemas a resolver por la limnología aplicada son: el aprovechamiento integral de los embalses, ampliando sus usos para pesca, recreo y turismo, entre otros, dar medidas de conservación

FIGURA I.- SISTEMA CUTZAMALA*



PERFIL



*Según Vázquez y Aguirre, 1986 pag.45.

y corrección, así como el regular la calidad del agua deseada seleccionando la profundidad de extracción en cada embalse o con un funcionamiento adecuado cuando varios embalses se encuentran comunicados.

De acuerdo con Margulef et al. (1976), un embalse se diferencia de un lago en su edad, flujo de agua más intenso, variable e irregular, definiéndolo como el híbrido de río y lago ya que como en los ríos predomina hacia su cola el transporte horizontal, mientras que como ocurre en los lagos, se manifiesta junto a la cortina la estratificación dada por la gravedad y la luz.

El embalsamiento de agua provoca que el lugar donde se lleva acabo la producción biológica principal cambie de la superficie del suelo o de los sedimentos -como sucede en ríos- a las aguas libres -como sucede en lagos- ; incrementándose la productividad del plancton en detrimento del bentos. Así las aguas se tornan verdosas, no importando esto si el agua se destina para riego o generación de energía eléctrica, usos que se ven afectados por la erosión de las laderas y azolve. No obstante si importa cuando se destina al abastecimiento de ciudades, teniendo que considerar además las alteraciones por el aporte de nutrimentos a los embalses, procedentes de su cuenca.

La palabra eutrofia viene del adjetivo alemán "eutrophe" y se refiere en general a la "riqueza de nutrimentos".

Los términos oligotrófico y eutrófico fueron introducidos originalmente por Weber en 1907 para describir las condiciones relativas a los nutrimentos en los pantanos de turba; y Nauman en 1919 (ambos autores citados por Mason, 1984) aplicó los términos a la limnología, clasificando los lagos como de aguas oligotróficas si ésta es clara en verano y eutróficas en caso contrario debido a la presencia de algas y destacó al fósforo y al nitrógeno como los principales factores determinantes de tales estados tróficos.

Thienemann en 1925 (citado por Wetzel, 1975) observó que las larvas de dípteros acuáticos, principalmente *Tanytarsus*, eran características de los lagos profundos e improductivos, en los que el agua hipolimnética perdía poco de su contenido en oxígeno durante la estratificación estival y que los lagos eutróficos eran menos profundos, ricos en plancton y que el agua hipolimnética, pobre en oxígeno, estaba dominada por animales como *Chironomus*, capaces de tolerar concentraciones muy bajas de oxígeno.

Estudios limnológicos posteriores se enfocaron hacia la evaluación de las características de los distintos tipos de lagos lo que originó el desarrollo de una terminología extensa y en ocasiones confusa ya que, algunos lagos se diferenciaban de acuerdo a sus especies indicadoras y otros lo hacían en función de los parámetros físicos y químicos.

Actualmente el término eutroficación se emplea por los limnólogos para describir la secuencia compleja de cambios en los ecosistemas acuáticos causados por un incremento en la tasa de suministro de nutrientes vegetales al agua. La respuesta inmediata del ecosistema es un aumento de la fotosíntesis y una abundancia de vegetales. Esto da lugar a: incremento de la productividad en todos los niveles de la cadena alimentaria, hasta los peces inclusive; cambios sucesivos en los tipos de organismos que habitan estos ecosistemas; y una reducción de los niveles de oxígeno disuelto en las aguas profundas (Valley, 1978).

A partir de las primeras clasificaciones de los lagos, dadas por los pioneros de la limnología, en oligotróficos (pobres en nutrientes) y eutróficos (ricos en nutrientes), se ha encontrado que estos dos tipos de lagos son parte de un eje de variación continua el cual incluye los estados de mayor a menor carga de nutrientes: hipereutrófico, eutrófico, mesotrófico, oligotrófico y ultraoligotrófico. El uso de esta clasificación aumentó al comprobar que la introducción de elementos nutritivos (fósforo y nitrógeno principalmente) o de materia orgánica a un cuerpo de agua, podía determinar su evolución de una condición oligotrófica a mesotrófica (intermedia) o eutrófica y por consiguiente, un descenso en la calidad del agua limitando e incluso evitando sus usos.

La eutroficación es la respuesta a este enriquecimiento con nutrientes, pudiendo resultar por condiciones naturales o ser originada por el hombre, esta última ocurre a un ritmo acelerado pudiéndose presentar en pocas décadas o pocos años y es una de las principales contaminaciones en el mundo.

A nivel mundial, la calidad de las aguas continentales, ha preocupado progresivamente debido a la contaminación creciente de las aguas naturales; aunado a esto, la fertilización o eutroficación de los embalses incrementa su producción en materia orgánica deteriorando la calidad. Además, la demanda de agua para uso doméstico crece paulatinamente teniendo que destinar nuevas reservas para este uso, lo cual provoca una extensión del problema.

A principios de los años 60 muchos lagos cambiaron rápidamente su estado trófico debido a la adición de nutrientes originados de actividades humanas (aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas). Esta forma acelerada de eutroficación es causada esencialmente por tres elementos interrelacionados y encadenados a los amplios cambios demográficos (Vollenweider, 1981):

- a) Incremento rápido de la población con una fuerte tendencia a la urbanización, incrementándose así mismo las descargas de desechos urbanos directamente a ríos, lagos, embalses y litorales. Un factor adicional es el uso de detergentes conteniendo polifosfatos a partir de la II Guerra Mundial.

- b) Rápida industrialización relacionada al crecimiento poblacional, y por consiguiente aumento de los desechos industriales de todo tipo, incluso aquellos que contienen los nutrimentos esenciales para el crecimiento de algas y plantas vasculares acuáticas (hidrofitas).
- c) Intensificación de la agricultura y cambios en los métodos de producción por medio de monocultivos, incremento en la cantidad de fertilizantes químicos utilizados, concentración de ganado, descarga directa de desechos agrícolas a los ríos, etcétera.

Como resultado se produce una excesiva fertilización de los cuerpos de agua, lo cual trae como consecuencia los siguientes síntomas:

- Crecimiento desmedido de plantas acuáticas (algas e hidrofitas)
- Deterioro de la calidad del agua.
- Abatimiento de la concentración de oxígeno disuelto.
- Reducción de la pesca.
- Obstrucción de canales.
- Excesiva pérdida de agua por evapotranspiración.

Por estas razones el uso de los cuerpos de agua se hace difícil y en ocasiones imposible. Así, los usos del agua más afectados son: recreación, turismo, suministro de agua potable, para la industria y para riego, deportes acuáticos, pesca comercial y navegación, produce corrosión en hidroeléctricas e intoxicación al ganado, que a su vez trae consigo costos ecológicos y económicos.

La eutroficación acelerada provocada por el hombre es reversible por eliminación o reducción del suministro de nutrimentos (descargas de aguas residuales). Sin embargo, en la mayoría de los casos esto no es posible por razones técnicas o económicas. Por esto, es importante comprender las relaciones cualitativas y cuantitativas entre el suministro de nutrimentos y el grado de eutroficación, para ser capaces de desarrollar estrategias de manejo y control de nuestros cuerpos de agua.

1.1.2 Antecedentes conceptuales

Científicamente hablando, la eutroficación es un aspecto especial de la productividad acuática por lo que en este concepto la mayoría de los estudios existentes sobre eutroficación corresponden con este punto de vista. Según Rawson, (1939 en: Cole, 1979) la productividad en el agua se da por la expresión de características fisiográficas externas de un sistema en un sentido holístico, así como por la dinámica física, química y biológica interna del cuerpo de agua en cuestión. De acuerdo a esto las propiedades tróficas de un cuerpo de agua son el resultado de la interacción secuencial de factores geográficos, geoquímicos, climáticos, hidrológicos y muchos otros.

Aplicando estos conceptos a estudios de eutroficación en lagos y embalses, Vollenweider y Kerekes (1981), proponen un esquema (Fig. 2) de "procedimiento cuasi deductivo derivado de las relaciones causa efecto que determinan cualquier situación limnológica específica observada, proveniente de las características de la cuenca, por progresión de las propiedades generales del sistema a las condiciones específicas del cuerpo de agua considerado". Así, las propiedades específicas del complejo físico-geoquímico (nivel 1) controlan las propiedades hidrológicas, geológicas cualitativas y características del agua (nivel 2), las que a su vez determinan el nivel limnológico de productividad (nivel 3).

El complejo suelo-vegetación, que en condiciones naturales es la única fuente de nutrimentos, se ha visto afectado por el hombre en su desarrollo de uso del suelo, urbanización e industrialización, aumentando en dimensiones este compartimiento, en términos de disponibilidad potencial de nutrimentos y transferencia de los mismos de la cuenca al cuerpo de agua receptor.

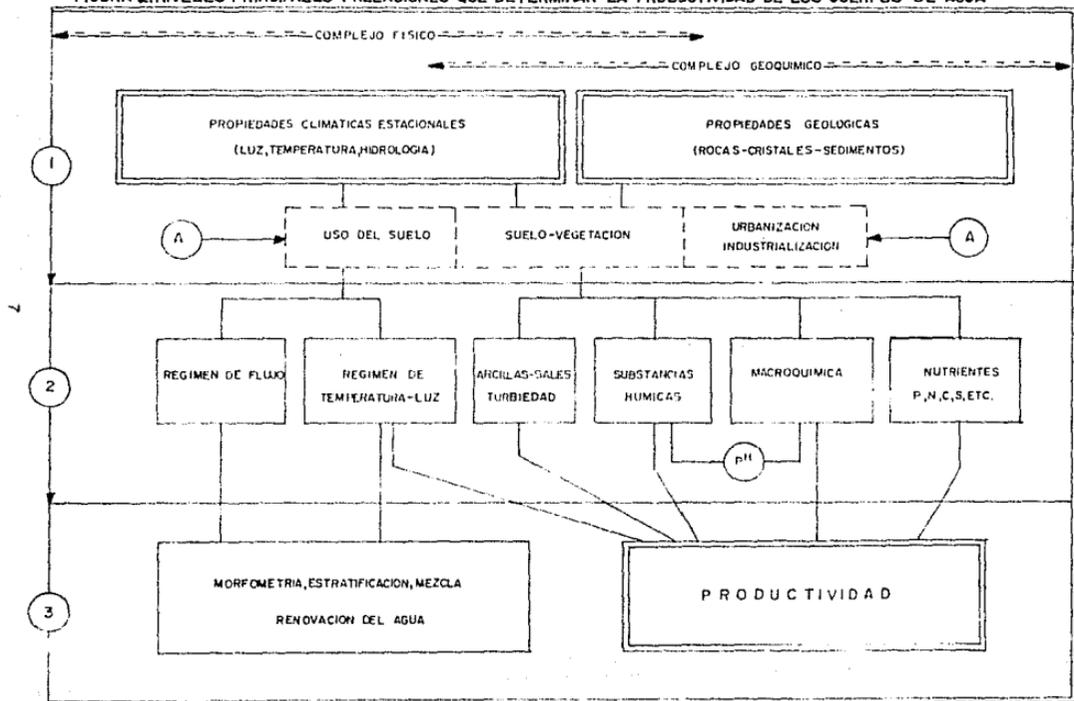
El aporte directo de nutrimentos por escurrimientos de su cuenca a un cuerpo de agua se conoce como "fuente difusa", la que se expresa en "coeficientes de exportación" (cantidad de nutrimentos liberada por unidad de superficie y tiempo). Los valores específicos de éstos varían considerablemente dependiendo de las condiciones generales del primer nivel, con valores para fósforo (P) de 5 kg/km²-año a 500 kg/km²-año y para nitrógeno (N) de 50 kg/km²-año a 3 000 kg/km²-año.

El aporte de nutrimentos por fuentes localizadas como ríos y descargas de aguas residuales se conocen como "fuentes puntuales" las que generalmente son cuantificadas en términos de "carga de nutrimentos", aunque también pueden expresarse como coeficientes de exportación. El concepto de "carga de nutrimentos" significa la intensidad de suministro de P y N a un cuerpo de agua, su forma de expresión es materia de discusión actualmente, pudiéndose cuantificar como cantidad total absoluta, carga específica por unidad de superficie o volumen en un tiempo-espacio dado o concentración de entrada promedio.

La suma de los aportes de nutrimentos por fuentes difusas y puntuales se le conoce como "carga externa"

La relación carga - estado trófico, no puede entenderse adecuadamente sin considerar sus dos componentes principales y las correspondientes vías que sigue una carga de nutrimentos. Un componente que entra al ciclo interno del lago vía autotrófica, el cual está inmediatamente disponible a los productores primarios y el segundo componente, el que entra vía heterotrófica y que puede llegar a ser utilizado.

FIGURA 2. NIVELES PRINCIPALES Y RELACIONES QUE DETERMINAN LA PRODUCTIVIDAD DE LOS CUERPOS DE AGUA*



(1) PROPIEDADES DE LA CUENCA (2) PROPIEDADES DEL AGUA (3) PROPIEDADES LIMNOLOGICAS *Segun Willemstad y Kerkes, 1981
 2. FACTORES ANTROPOGENICOS

Lo anterior Vollenweider y Kerekes, (op. cit.) lo explican con base en la Figura 3, mencionando que este aspecto lleva a la cuestión de saber cuál es la porción que está o no disponible biológicamente, presentándose problemas para su cuantificación. Sin embargo, lo importante en su contexto es la idea básica de que la bioproducción y la maquinaria reciclante en lagos y embalses, es alimentada y dirigida por la carga externa, manteniéndose a sí misma en un ciclo repetido de estado estable ("steady state") sucesivo hasta que un cambio en la carga externa se presente; si esto sucede, traerá como consecuencia una alteración de las respuestas internas y de la velocidad de la maquinaria, lo que aumenta o disminuye el intercambio entre los compartimientos, produciendo el cambio correspondiente de tamaño de cada compartimiento.

Establecidos estos conceptos, el problema a resolver es la cuantificación de las relaciones postuladas, lo que implica la necesidad de establecer y elucidar la función de los parámetros que gobiernan en primer término, las relaciones entre la carga externa y la reacción del cuerpo de agua; y desde un punto de vista de aplicación deberán expresarse cuantitativamente para dar las bases científicas de la eutroficación y así desarrollar criterios de manejo del sistema y en particular estimar la reducción requerida en el suministro de nutrimentos, para que un lago o embalse, en términos de normas de calidad del agua, se diga que está sobrefertilizado.

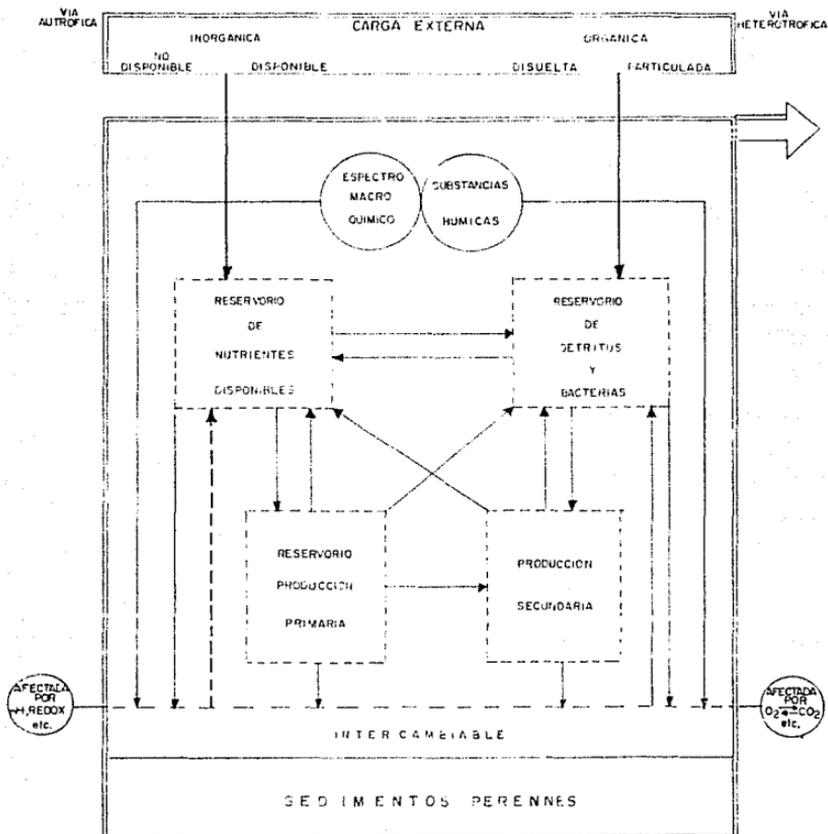
1.1.3 Parámetros de eutroficación

Debido a los problemas causados por la eutroficación acelerada, en relación a los usos del agua y cambios ecológicos en lagos y embalses, se ha visto la necesidad de conocer y seleccionar los parámetros involucrados en este proceso para establecer criterios de evaluación. De una revisión cronológica de la literatura técnico-científica sobre el tema se han establecido los principales parámetros utilizados (ver tabla de nomenclaturas utilizadas), los cuales al interrelacionarse han servido para la elaboración de índices y modelos para evaluar la eutroficación de cuerpos de agua en diferentes países, coincidiendo con el modelo conceptual arriba mencionado.

Las variables en cuestión son las siguientes:

- Comunidades de plancton, hidrofitas, bentos y peces, considerando los principales grupos dominantes, densidad de organismos e índices de diversidad.
- Productividad primaria, biomasa fitoplanctónica expresada como concentración de clorofila a (Cl-a) y profundidad de visión del disco de Secchi (DS).
- Concentración de oxígeno disuelto (OD), a través de perfiles de OD y déficit de oxígeno disuelto hipolimnético (DODH).

FIGURA 3. RELACIONES ENTRE LOS PRINCIPALES COMPARTIMIENTOS INTERNOS DEL LAGO Y VIAS DE LOS COMPONENTES DE CARGAS INTERNAS Y EXTERNAS*



* Según Valenweider y Keraker, 1961

- Concentración de P por medio de su expresión como carga de fósforo (LP) y balances de masa de este nutriente. Generalmente el fósforo se refiere como fósforo total (P-tot.) o fósforo inorgánico soluble u ortofosfatos (P-orto) (Wetzel, 1975) y ocasionalmente lo refieren de acuerdo a su reactividad con el molibdato, facilidad de hidrólisis y tamaño de la partícula como P soluble o P particulado y ambos como reactivos y no reactivos.
- Concentración de N expresándola como carga de nitrógeno (LN) y balances de masa. Generalmente se dividen en: N de nitritos (NO₂), N de nitratos (NO₃), N amoniacal (NH₃), N orgánico (Norg.), N Kjeldahl (NK, (NH₃+Norg.)) y N inorgánico (NO₂+NO₃).
- Morfología e hidrología del embalse: superficie (S), volumen total (V), volumen del epilimnio (Ve), volumen del hipolimnio (Vh), profundidad máxima (Zm), profundidad media (z), tiempo de retención hidráulica (Tw), tasa de sedimentación (Ks), gasto de agua de entrada por tributarios (Qi), gasto de salida por efluente (Qe), precipitación pluvial (Pp) y evaporación (Ev).
- Características de la cuenca: clima, área (A), usos del suelo (% de área agrícola, urbana e industrial) y tipo de vegetación.

Los intentos para establecer el estado trófico de un sistema (oligo-meso-eutro) van desde la medición de unos cuantos de los parámetros mencionados, pasando por la búsqueda de correlaciones paramétricas y multiparamétricas (Índices de Estado Trófico (IET)), hasta la elaboración de modelos empíricos y modelos complejos, estos últimos incluyen la cuantificación de constantes de interacción de una gran cantidad de variables. Cuando el número de variables utilizadas se reducen dan origen a modelos simplificados.

1.1.4 Correlaciones paramétricas

Los principales grupos y especies dominantes en el plancton son utilizadas por Rawson, (1958) para clasificar tróficamente a los Grandes Lagos y un lago del oeste de Canadá, encontrando algunas discrepancias debidas a la falta de información taxonómica detallada de especies indicadoras oligotróficas y al hecho de que la oligotrofia de estos lagos es esencialmente morfológica más que edáfica. Dentro del fitoplancton propone a *Asterionella formosa*, *Melosira islandica*, dos especies de *Tabellaria* y a *Stephanodiscus niagarae* como especies oligo; a *Staurastrum* sp., *Melosira granulata*, *Fragilaria crotonensis*, *Ceratium hirundinella* y dos especies de *Pediastrum* como meso y a *Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* y dos especies de *Microcystis* como eutróficas. Para el zooplancton appoia el uso de cladóceros y rotíferos: para lagos oligo *Bosmina obtusirostris* y *Diantomus gracilis* y para lagos eutróficos a

Daphnia cuculata, *Keratella quadrata* y *Asplanchna priodonta*. Además discute la utilidad de cocientes fitoplanctónicos y el problema de número de especies contra especies dominantes.

De las especies fitoplanctónicas más relacionadas con la eutroficación de lagos se encuentran el grupo de las cianofitas (algas verde-azules), entre las que destaca *Anabaena* y *Oscillatoria*, reportadas para el lago Washington (Edmonson, et al. 1958); embalse Wahnback en Alemania Federal (Bernhardt y Casen, 1981) y lago Mjøsa en Noruega (Forsberg, 1981). Frecuentemente la aparición de cianofitas es por medio de "blooms" (florecimientos) algales (Okada y Aiba, 1986), los que se asocian a ciertas especies de *Daphnia*; así mismo se ha observado que *Bosmina coregoni longispina* desaparece cuando un lago es enriquecido, reemplazándose por *Bosmina longirostris*. La composición del zooplankton dominante no necesariamente refleja enriquecimiento.

En cuerpos de agua de climas subtropicales y tropicales, el crecimiento excesivo de plantas vasculares acuáticas es una respuesta del ecosistema al incremento en la entrada de nutrientes, a tal grado que en ocasiones son los principales productores primarios de un lago o embalse en sustitución del fitoplancton.

Entre las especies que representan lo anterior se encuentran *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Typha* sp. e *Hydrilla verticillata*. En sistemas naturales no alterados la diversidad de hidrofitas es elevada y la composición de especies varía de acuerdo a las características fisiográficas propias del cuerpo de agua (Sculthorpe, 1967).

La fauna del bentos padece un súbito descenso al pasar de un río a un lago, mientras que en éste se presenta una mayor diversidad en zonas litorales con vegetación macrofítica y desaparece en ocasiones por completo en las zonas profundas de aguas embalsadas (Isom, 1971), siendo los grupos más abundantes los oligoquetos y quironómidos (Aggus, 1971). Los cambios de sustrato en la zona litoral de varios microhábitats a una superficie lodosa uniforme en el fondo, denotan cambios bentónicos por incremento y descenso de la producción fitoplanctónica superficial y cambio de material de un rico en oxígeno a un ambiente en ocasiones anóxico; ello produce cambios en factores químicos, alimentarios y de hábitat, lo que causa la desaparición y aparición de grupos bentónicos.

En aguas poco profundas del lago eutrófico Esrom en Dinamarca Jonasson, (1970), encontró un total de 10 810 organismos bentónicos por m², representados por 33 grupos y especies (en sustrato suave *Oligochaeta*, *Asellus*, *Caenis*, *Psidium*, *Chironomidae* y en sustrato duro *Dreissena*) y en la zona profunda de sustrato suave (lodo bental), a 20 m de profundidad, encontró 20 441 individuos por m² representados por únicamente 4 especies (número de individuos por 1/50 m²) *Chironomus*

antracinus (179); *Ilyodrilus hammoniensis* (125); *Psidium casertanum* (65) y *Corethra flavicans* (35), todas ellas con adaptaciones respiratorias a bajas concentraciones de oxígeno. Este factor es sin duda uno de los más efectivos en determinar la densidad de animales de un lago y las diferencias entre lagos de varios grados de eutroficación.

La comunidad de peces también presenta cambios de diversidad en el espacio y en el tiempo por causa de la eutroficación, encontrándose que la producción potencial de peces se incrementa cuando sucede lo mismo con los niveles de nutrientes en un embalse, obteniéndose una producción máxima bajo condiciones eutróficas. El aumento de nutrientes después de este estado, resulta en un descenso de la producción pesquera por incremento de sedimentos y reducción de los niveles de OD. La comunidad típica en estado oligotrófico es la de Salmónidos, en mesotrófico es la de Pércidos y en eutrofia los representantes son los Centrácidos (Ryder, 1981).

Ya que una de las manifestaciones más evidentes de la eutroficación es el enverdecimiento de las aguas de los lagos por incremento del fitoplancton, es en este punto donde se han desarrollado un número mayor de correlaciones paramétricas. Entre las más estudiadas se encuentra la fuerte correlación de la concentración de clorofila a (Cl-a) con la concentración de fósforo (Edmonson et al., op. cit.), o con carga de fósforo (LP) como la encontrada por Aizaki et al., (1986) con un índice de correlación (r^2) de 0.9. En este último caso se observaron fluctuaciones en el valor de la pendiente por cambios estacionales, diferencias en la disponibilidad del N, intensidad de radiación diaria (principales factores que controlan la Cl-a en células algales), tiempo de retención hidráulica (T_w) así como a la posible asociación del P con pigmentos diferentes a la Cl-a; este último factor influye debido a las técnicas analíticas de determinación, por lo que Bergman y Peters (1980) sugieren un método de medición de pigmento articulado por reflejancia en el agua y así poder correlacionarlo con el P.

En este sentido diferentes autores han propuesto valores de Cl-a para clasificar tróficamente un lago (Tabla 1).

La cantidad de luz que incide en un lago o embalse (I_0), determinará la Cl-a, por lo que una de las mediciones más sencillas en limnología, la profundidad de visión del disco de Secchi (DS) o transparencia, es utilizada para conocer la cantidad de luz que llega a una determinada profundidad (I_z), de acuerdo a la ley de Lambert-Bouguer que establece:

$$I_z = I_0 e^{(-Kd \cdot z)}$$

donde: Kd = coeficiente de atenuación de la luz en el agua.

TABLA 1. VALORES ESTABLECIDOS PARA LA CLASIFICACION DE LAGOS.*

	Fósforo total mg/m ³	Clorofila a mg/m ³	Secchi m	% de Sat de O ₂ en Hipolimnio	Referencias
OLIGOTRÓFICO	< 10	< 7	> 3.7	> 80	EPA-NES, 1974
	0.75-6	0.04-0.94	8-64	- -	CARLSON, 1977
	- - -	0.3 -2.5	- - -	- -	SAKAMOTO, 1966
	- - -	< 4	- - -	- -	NAS, 1972.
	- - -	< 4.3	- - -	- -	DOBSON, 1974.
	≤10.0	\bar{X} max. 2.5 : 8.0	\bar{X} min ≥6.0 ≥3.0	- -	VOLLENWEIDER, 1983.
MESOTRÓFICO	10-20	7-12	2-3.7	10-80	EPA-NES, 1974
	12-24	2.6-6.4	2-4	- -	CARLSON, 1977.
	- - -	1-1.5	- - -	- -	SAKAMOTO, 1966
	- - -	4-10	- - -	- -	NAS, 1972
	- - -	4.3-8.8	- - -	- -	DOBSON, 1974
	10-35	\bar{X} max 2.5-8 8.25	\bar{X} min 3.6 1.5-3	- -	VOLLENWEIDER, 1983.
EUTRÓFICO	> 20	> 12	< 2	< 10	EPA-NES, 1974
	48-768	20-1,183	0.062-1	- -	CARLSON, 1977
	- - -	5-140	- - -	- -	SAKAMOTO, 1966
	- - -	> 10	- - -	- -	NAS, 1972
	- - -	> 8.8	- - -	- -	DOBSON, 1974
	≥35-100	\bar{X} max 18-25 25-75	\bar{X} min 1.5-3 0.7-15	- -	VOLLENWEIDER, 1983.

*Elaborada con datos de Salas 1983.

Existe una relación relativamente sencilla entre DS y Kd del agua. La expresión más usada para lagos templados es $Kd = 1.7/DS$.

Margalef *et al.*, (*op. cit.*) encontraron en embalses españoles una relación de $Kd = 2.3/DS$, considerando que a DS se tiene el 10% de I_0 y a dos veces esta profundidad el 1% de esta luz. Esta referencia es útil para la interpretación de mediciones de productividad primaria o para estimar el espesor de la capa fótica.

Si adoptamos la expresión $1.7/DS$ en vez de $2.3/DS$, la profundidad de reducción de la luz a $1/10$ no equivale a DS sino que es 1.35 veces mayor.

Sin embargo, Effler (1985) establece que la DS probablemente no es un indicador real de Kd en muchos sistemas, debido a las grandes variaciones de $Kd \cdot DS$ y al inconveniente de dar una medida que integra de algún modo las variaciones de Kd (absorción y dispersión).

A pesar de sus inconvenientes esta sencilla medición ha sido muy utilizada a tal grado que diversos autores han propuesto valores límite entre un lago oligo, meso y eutrófico con base en la lectura del disco de Secchi (Tabla 1).

Existe otra relación entre DS y la concentración de materia en suspensión, de la que forma parte el fitoplancton, por lo que se han buscado correlaciones de DS con Cl-a, pero resultan alteradas por numerosos factores, de manera que existe gran dispersión de datos (Margalef *et al.*, *op. cit.*).

La importancia de medir la Cl-a radica en que ésta es la responsable directa de la productividad de un lago y por consiguiente del estado trófico, por ello lo más adecuado sería medir productividad primaria del sistema, pero por desgracia se presentan problemas de índole metodológico para medir uniformemente este parámetro y así poder relacionarla con la concentración de nutrientes; caso similar es su posible relación con el déficit de oxígeno en el fondo de los lagos (Vollenweider y Kerekes, *op. cit.*).

Se sabe que el déficit de oxígeno disuelto hipolimnético (DODH) se observa frecuentemente durante la estratificación de verano en lagos y embalses eutróficos. La falta de OD causa liberación de P, N, Mn y Fe de los sedimentos, lo que puede realzar la productividad primaria del agua superficial.

Los principales factores que controlan la concentración de OD en los cuerpos de agua son: la temperatura, la producción de oxígeno por fotosíntesis, consumo de OD por respiración y/o demanda de sedimentos, reaeración en la superficie del agua y transporte vertical de OD por difusión y convección. El término de DODH así como su técnica de medición fue introducido por Hutchinson,

(1975) y subsecuentemente se popularizó. Ejemplos de su aplicación lo representa Edmonson *et al.* (*op. cit.*) en el lago Washington y otros 13 lagos de Norteamérica, para lo cual consideraron valores de 250 mg OD/m³·día como límite superior para oligotrofia y 550 mg OD/m³·día como límite inferior para eutrofia. La correlación de DODH con la concentración de P resultó baja, pero mejoró cuando se usó la (LP) corregida por z y la tasa de flujo (p), corroborándose para el lago Erie.

Takasaki *et al.* (1986), evaluaron la contribución de cada proceso que interviene en el perfil de OD en un lago eutrófico y Stauffer (1987) ilustró como el transporte turbulento de oxígeno al metalimnio influye en el DODH en los lagos Mendota y Delevan, dos lagos eutróficos de Wisconsin con curvas clinogrado de oxígeno.

Entre los nutrientes esenciales que controlan la productividad se encuentran el P, N y C entre otros macronutrientes y micronutrientes, logrando este control de acuerdo a la ley del "mínimo de Liebig". En la mayoría de los ecosistemas acuáticos el P y el N son los nutrientes limitantes por excelencia. Ambos, se encuentran en diferentes formas en las aguas naturales; según Greenberg (1981), el P se presenta como ortofosfatos (forma disponible biológicamente), fosfatos condensados (polifosfatos) y fosfatos en complejos orgánicos; cada uno se puede encontrar en solución, en partículas, en detritus o en los organismos acuáticos. El N se presenta, en orden de estados de oxidación decreciente, como nitratos (NO₃), nitritos (NO₂), amonio (NH₃) y nitrógeno orgánico (Norg.), todos ellos asimilados por algas en diferentes proporciones, aunque algunas cianofitas fijan nitrógeno molecular (N₂) atmosférico.

La proporción de N y P en el fitoplancton (N/P) guarda una relación estequiométrica establecida de 16 partes de N por 1 de P (16:1) en promedio (Bendorf *et al.*, 1981), pudiendo variar de acuerdo a la especie dominante en el sistema, hasta una relación N/P de 10:1. Esta proporcionalidad determina la asimilación de P por las algas, ya que sólo lo podrán utilizar si existe N disponible en esa proporción, quedando en el medio acuático cuando se presenta un exceso de este nutriente.

La forma más común de expresión de la relación N:P es en términos de masa atómica quedando una proporción promedio de 7:1. Cuando esta relación es menor en el agua el factor limitante será N y cuando es mayor el P es el nutriente que limita el crecimiento algal. Hutchinson (*op. cit.*), da una proporción de 9:1 el cual después de una fertilización puede caer hasta 1.9:1, debido a un alto consumo de P por el seston y su subsecuente sedimentación.

Cuando se vierte P a los lagos y embalses por las aguas residuales (4:1), se supera la limitación de P, lo que puede producir un aumento continuo de la fotosíntesis hasta que el siguiente anión llega a ser limitante. Las algas no fijadoras de N₂ desaparecen y las cianofíceas capaces de fijarlo pueden competir con éxito con las otras algas (Wetzel, *op. cit.*).

Margalef et al. (op.cit.) encontraron en embalses de España una proporción de masa de N/P de 9:1 en embalses silíceos y de 45:1 en embalses calizos, atribuyendo el déficit de P en estos últimos a la insolubilización del P en sus tributarios y a la posible oxidación del amonio y otras formas del N que entran en grandes cantidades. Indicaron que en embalses con menos N se debe precisar la importancia de posibles procesos de desnitrificación en el hipolimnio, ya que esto favorece la proliferación de cianofitas, o bien puede deberse a un aporte excepcional de P. En embalses calizos detectaron una variación paralela entre N, sílice y alcalinidad y con el P discordante, explicándolo por la precipitación de compuestos de P en medios alcalinos. En esta última relación no encuentran diferencias en embalses más o menos eutróficos.

En el comportamiento más común de P y N, en embalses con flujo alto (Tw bajo), se detectan pocos cambios que puedan desarrollar plancton y en los de menor renovación (Tw grande), la disminución de su concentración en el epilimnio es mayor en los más eutróficos. Esto se confirma en el estudio de Aizaki et al. (op.cit.) en estanques experimentales a los que adicionaron cargas de N y P en proporción de 7:1, con Tw de 20 días, encontrando una fuerte correlación entre las concentraciones de P de entrada y las del estanque ($r^2=0.98$), siendo estas últimas menores debido a una sedimentación del 30% de P del que entraba. Un descenso en el P y N se presentó cuando la Cl-a aumentó, alcanzando una concentración constante ("steady state") al casi desaparecer los nutrientes disueltos. La correlación de Cl-a con LP ($r=0.90$) la expresaron por la fórmula $Cl-a = 18.1 \cdot P-57$.

El experimento anterior sustenta al Tw y a la LP como los factores más importantes que regulan la productividad fitoplanctónica.

Debido a la importancia del P como factor limitante, la evaluación de la eutroficación se ha basado principalmente en este elemento; por eso, su cuantificación ha motivado el desarrollo de métodos de estimación cada vez más precisos.

Como ejemplos de esto se cuenta con los trabajos de Bergman y Peters (op.cit.), Butkus et al. (1988) y Prepas y Rigler (1982).

En el último trabajo los autores determinaron concentraciones de P dividiendo el P-total en dos fracciones: P particulado disuelto de 250 μm (fracción pequeña) y P particulado mayor de 250 μm (fracción grande) obtenida con una red de arrastre y dirigiendo la muestra con persulfato de potasio. La fracción grande varió de 7.3% a 28% lo que originó una reducción en el promedio de la varianza asociada con la concentración media de P, de 1.0 a 0.024 mg/m³. Esta reducción fue adjudicada a la fracción grande contenida en el zooplancton.

Una amplia recopilación de información existente sobre el P es la realizada por Garman *et al.* (1986).

En condiciones de baja concentración de OD ($< 1.2 \text{ mg/l}$) los sedimentos liberan P y otros nutrimentos al agua. Cuando el OD aumenta se presenta la sedimentación normal de este nutrimento, lo que origina concentraciones mayores de P en los sedimentos que en el agua (Castagnino, 1977).

Resulta entonces de importancia para la eutroficación de un lago, conocer cuantitativamente la tasa de sedimentación (K_s) de este nutrimento y la aportación de P de sedimentos al agua durante etapas anóxicas, por desgracia este último punto ha sido poco estudiado.

Con respecto a K_s es posible calcularla con mediciones de cargas de entrada y salida de nutrimentos en un lago o bien con el uso de elementos marcados (Billon y Rigler, 1974).

La cuantificación de K_s se encuentra con dos problemas. Primero, la validez de los resultados depende de un método confiable de medición en un punto donde los sedimentos se acumulan en particular. Segundo, debido a que los sedimentos se acumulan a diferentes tasas en diferentes puntos de un lago, se deberán tomar muchas muestras para obtener una buena estimación del promedio de sedimentación.

La K_s de un lago depende de una serie de factores: profundidad, vegetación, viento, temperatura y corrientes. Evans y Rigler (1980) midieron la acumulación total de sedimentos y retención de P usando Pb^{210} en el lago Bob, Ontario y encontraron valores de K_s de 61 a $226 \text{ g/m}^2 \cdot \text{año}$ los que se correlacionaron fuertemente con la profundidad de las muestras por medio de la ecuación $K_s = 2.95 z + 25.17$, lo que les permitió calcular la acumulación promedio de sedimentos en 63 a 78 g de materia seca/año en todo el lago. La retención de P la calcularon de la concentración media de P y la acumulación total de sedimentos, dando valores de 143 a $170 \text{ mg P/m}^2 \cdot \text{año}$, siendo similares a un valor calculado previamente por cargas de entrada y salida de fósforo.

1.1.5 Correlaciones multiparamétricas

Como se pudo observar en el inciso anterior, la eutroficación puede ser evaluada con base a una serie de parámetros (Tabla 1). Sin embargo con estos valores no es posible definir de una manera precisa los límites entre un estado trófico y otro, principalmente cuando el uso de un parámetro indica oligotrofia y el uso de otro indica eutrofia al evaluar un mismo lago o embalse. Por tal razón, es conveniente evaluar el estado trófico de un sistema por examen de más de un parámetro. Este razonamiento originó la elaboración de métodos multiparamétricos denominados Índices de Estado Trófico (IET).

Entre los IET más populares se encuentran los propuestos por Carlson (1977) y por Shannon y Brezonik (1972).

El IET de Carlson (op. cit.) usa como clave la biomasa algal expresada como Cl-a, y utiliza el doble de su valor para dividir cada estado trófico a partir de un valor base, para lo cual hace uso de logaritmos base 2 y así representar por enteros los valores de DS, P-total y Cl-a de varios lagos de Minnesota.

El índice para la DS encontrado por Carlson (op. cit.) fue:

$$\text{IET(DS)} = 10 (6 - \log_2 \text{DS})$$

El valor de 6 es el \log_2 de $\text{DS} = 64\text{m}$, que corresponde al siguiente valor del \log_2 de $\text{DS} = 41.6 \text{ m}$ que es la mayor DS encontrada en un lago, reportada por Hutchinson (op. cit.) para el lago Masyuko en Japón, lo que resulta en una escala de 0 a 64. El valor de 10 fue para dar una escala de 0 a 100 y no de 1 a 10.

Por correlaciones similares de P-tot. y Cl-a llegó a los siguientes índices:

$$\text{IET (Ptot.)} = 10 (6 - \log_2 48/\text{P-total})$$

$$\text{IET (Cl-a)} = 10 (6 - 2.04 - 0.68 \log_2 \text{Cl-a})$$

Si $\text{IET} < 40$ el lago se clasifica como oligotrófico y si $\text{IET} > 50$ como eutrófico.

El IET de Shannon y Brezonik (op. cit.) también fue descrito como un híbrido multidimensional de varios indicadores biológicos químicos y físicos y analiza las relaciones entre estado trófico y uso del suelo de la cuenca y características poblacionales (factores de eutroficación) de 55 lagos del norte y centro de Florida, lo que los llevó a formular un IET por un análisis de componentes principales, incorporando siete componentes de estado trófico:

$$\begin{aligned} \text{IET} = & 0.936(1/\text{DS}) + 0.827(\text{conductividad}) + 0.097(\text{Norg.}) + \\ & 0.728(\text{P-total}) + 0.938(\text{PP}) + 0.892(\text{Cl-a}) + \\ & 0.579(1/\text{CR}) + 0.476 \end{aligned}$$

Donde CR = razón catiónica $(\text{Na}+\text{K})/(\text{Ca}+\text{Mg})$

Si los valores de IET son ≥ 10 hipereutrófico; eutrófico si $10 > \text{IET} \geq 7$; mesotrófico si $7 > \text{IET} \geq 3$; oligotrófico si $3 > \text{IET} \geq 2$ y ultraoligotrófico si $\text{IET} < 2$. Además encontraron una correlación positiva entre el estado trófico de los lagos, el uso del suelo y características de la población, siendo los suelos fertilizados y las áreas urbanas los factores que más afectan.

1.1.6 Modelos matemáticos

De las herramientas para evaluar la eutroficación, la aplicación de modelos matemáticos es la más utilizada por su capacidad predictiva.

Los modelos disponibles en la actualidad se pueden dividir en: modelos complejos, modelos simplificados con base en un balance de masas y ecuaciones empíricas. Estas últimas elaboradas por correlaciones paramétricas.

Desde un punto de vista científico la mejor aproximación son los modelos complejos, los cuales si se llevan a un extremo pueden representar con mayor seguridad las interacciones que ocurren en un lago o embalse. Sin embargo, en términos prácticos, la capacidad de representar estas interacciones está limitada debido a que algunas de ellas no han sido aún identificadas y otras no se sabe como medirlas rápidamente, además, la colección masiva de datos requerida, comúnmente no es costeable obtenerla.

Un ejemplo de modelo complejo es el desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) en norteamérica, conocido como EPAECO (Tapp, 1978). Este modelo simula las variaciones temporales y espaciales de la calidad del agua con perfiles biológicos en un ciclo anual como respuesta a condiciones de tributarios, meteorológicas, y funcionamiento del embalse. En total simula 19 variables.

Otro ejemplo lo constituye el desarrollado para el lago Bonney (Porcel y Medina, 1979) que ilustra predicciones anuales y estacionales de cambios en plancton, consumidores, desintegradores concentración de nutrientes y materia orgánica. El modelo consiste de 100 submodelos de los cuales 79 son expresiones algebraicas y 21 son ecuaciones diferenciales.

Los modelos simplificados con base en balance de masas son los más utilizados por su condición intermedia de complejidad, seguridad y costeabilidad. Estos modelos han sido desarrollados a partir del estudio bibliográfico a nivel mundial sobre eutroficación y sus fundamentos científicos en referencia al P y al N como sus factores principales, elaborado por Vollenweider en 1968 y auspiciado por la Organización para la Cooperación Económica y Desarrollo (OECD), Francia, (Vollenweider y Kerekes, *op. cit.*).

Debido a la importancia del modelo de la OECD, desarrollado con datos de un gran número de lagos templados, a continuación se da un breve resumen histórico de su obtención.

En el estudio citado surgió el término de carga de nutrientes y resalta la falta de datos limnológicos para dar guías generalizadas y precisas. Por ello se realizó un simposium sobre eutroficación en grandes lagos y embalses en Uppsala, Suiza el cual fue publicado por la OECD en 1970. Muchas cuestiones

limnológicas permanecieron sin respuesta pero se aceptó el concepto de carga de nutrimentos y carga de tolerancia. En 1973 la OECD elaboró un "Programa de evaluación y control de la eutroficación", reuniendo cuatro grupos de expertos con este fin (detergentes, impacto de fertilizantes y residuos agrícolas, sistemas de tratamiento de agua residual para remoción de P y N y planeación (mediciones y monitoreo)). En ese mismo año la OECD publicó dicho programa en el que dió antecedentes y métodos de muestreo. Este programa continuó con su aplicación en cuatro grandes grupos de lagos, organizados en igual número de proyectos: Alpino con 39 lagos, Nórdico con 15 lagos, Embalses y lagos someros con 32 cuerpos de agua y Norteamérica con 35 lagos de Estados Unidos y Canadá y tres secciones del estuario Potomac. El programa concluyó con cuatro informes de proyectos regionales en 1980 y un informe síntesis de sus resultados en 1981 (Vollenweider y Kerekes, op. cit. y OECD, 1981).

En las conclusiones del programa de la OECD se estableció que:

- i) El P es factor causante de la eutroficación;
- ii) No pudo ser demostrada la función de control del N;
- iii) El P y el N en el lago se relacionan a sus cargas;
- iv) La clorofila a se relaciona funcionalmente a la concentración de P en el lago y a su carga;
- v) Los valores pico de Cl-a exceden del promedio por un factor de 3;
- vi) La productividad primaria se relaciona al P en el lago y a su carga superficial y
- vii) La dependencia de la DODH de la LP se ha establecido parcialmente.

Además se definieron categorías tróficas y un sistema práctico de clasificación fue desarrollado.

El Concepto de un balance de masas sigue la forma:

$$P \cdot V \text{ (kg/año)} = P \cdot Q_i - (K_s + p) \cdot P \cdot V + d(P \cdot V) / dt \quad (1)$$

Donde: P = concentración de P en el lago; V = volumen; Q_i = entrada de agua; K_s = tasa de sedimentación; p = tasa de flujo del agua (tasa de renovación = $1/T_w$) (Vollenweider, 1989).

Esta ecuación puede simplificarse al dividirla en procesos parciales, pero el sistema de ecuaciones diferenciales que resulta se concatena en la ecuación (1) por falta de información en los procesos parciales. Por estas razones en los estudios de la OECD y del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), como se menciona más adelante, se vieron forzados a tomar una ruta simplificada.

Para elaborar un modelo simplificado se pueden tomar dos vías: la primera es seguir la evolución de pocos lagos durante varios años y la segunda es comparar el comportamiento, a través de una sección en el tiempo, de una población grande de lagos. Esta

última es la que se tomó finalmente por OECD para lagos templados y por el CEPIS para lagos cálidos, ya que los datos necesarios para hacer un análisis más profundo por la primer vía nunca estarán disponibles, salvo si se cuenta con un laboratorio bien equipado, los recursos suficientes y una logística adecuada (Vollenweider, op. cit.).

Dadas estas limitaciones, el modelo resultante también presentará sus limitaciones y esto se debe tener en cuenta al hacer uso de sus resultados.

El modelo simplificado a partir de un balance de masas obtenido por la OECD (Vollenweider) fue:

$$P \lambda = \frac{Lp}{z [1/Tw + Ks]} \quad (2)$$

Donde: $P \lambda$ = concentración de P en el lago
 $L(p)$ = carga superficial de P (Lp/S)

Con esta ecuación, es posible predecir la concentración esperada de P en un embalse con base a su Lp y algunos parámetros morfológicos e hidrológicos. Vollenweider y Kerekes (op. cit.) indican que la clasificación trófica se logró por medio de un sistema de distribución probabilística, el cual tiene ventajas sobre un sistema de límites fijos. Así en una gráfica original similar a la que se presenta en la Figura 4, obtuvieron los límites de estado trófico con un 50% de probabilidad en 13 μg P/ m^3 el límite entre oligo y mesotrófico y en 45 mg P/ m^3 para meso y eutrófico. De igual manera dan los límites para Cl-a con valores de oligo < 2.0 mg/m^3 > meso < 18 mg/m^3 > eutrófico.

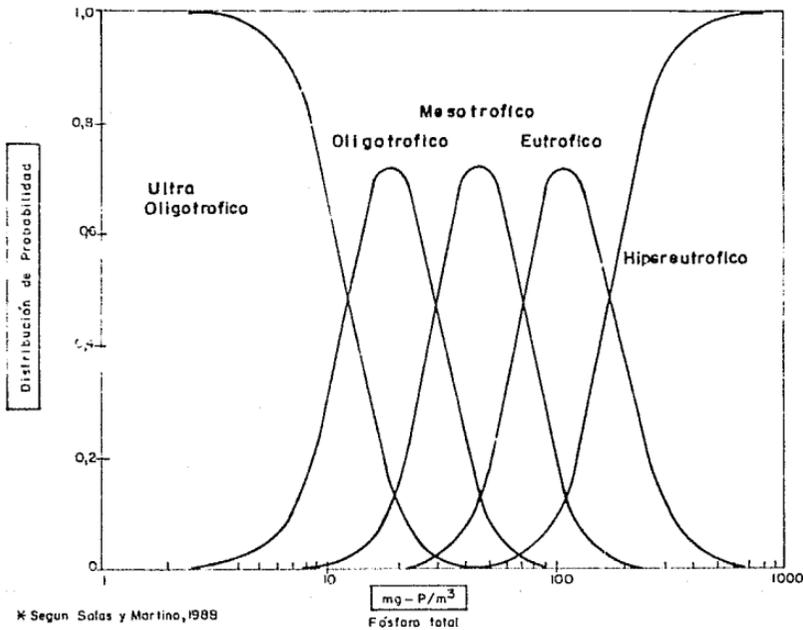
Con la aplicación de este modelo es posible obtener la concentración de P deseada para un lago o embalse, modificando cualquiera de sus componentes, lo que en la práctica puede ser posible para llevar a un cuerpo de agua al nivel trófico deseado.

A partir de entonces el modelo de la OECD ha sido aplicado en un gran número de estudios sobre eutroficación y corroborado en la mayoría de ellos, por lo que resulta ser una herramienta útil en la conservación y restauración de cuerpos de agua.

Ejemplos de esta aplicación los encontramos en los trabajos de Reckhow y Simpson (1980); Ortiz y Peña (1984); Thornton et al. (1986), y Reckhow (1988), en los que se efectuaron adecuaciones del modelo a las condiciones particulares.

Ya que el modelo de la OECD fue desarrollado con lagos templados, su aplicación directa no puede efectuarse en lagos cálidos debido a las diferencias tan notables en los niveles establecidos en la figura 1 entre estos dos tipos de lagos.

Figura 4. Distribución de probabilidad de nivel trófico de lagos calidos tropicales basado en fósforo total*



Por lo anterior, siguiendo las bases teóricas y la logística de la OECD, el CEPIS llevó a cabo un proyecto regional para Latinoamérica y el Caribe para desarrollar metodologías simplificadas y evaluar la eutroficación en lagos cálidos tropicales. En dicho proyecto participaron 15 países con 40 lagos y embalses, lo que generó un total de cuatro informes correspondientes a igual número de encuentros regionales.

En el primer informe de este proyecto Castagnino (1982) expuso los fundamentos teóricos de un balance de masas y puntualizó que el problema para aplicar el modelo desarrollado para lagos templados se centra en obtener la tasa de extinción del P (K_s), ya que ésta involucra la pérdida de nutrimentos por asimilación y mecanismos químicos de transformación, los que se ven seriamente afectados por la temperatura muy superior en los lagos cálidos. Estableció que la K_s es mayor en 2.47 veces en lagos cálidos por un factor combinado de asimilación fitoplanctónica 1.9 veces mayor y sedimentación física 1.3 veces más alta, siempre y cuando ambos efectos sean proporcionales. También consideró una mayor probabilidad de anaerobiosidad en el hipolimnio y una relación diferente entre Cl-a y el contenido de P en el lago. En este informe se propuso un protocolo de investigación con datos mínimos requeridos y una metodología de muestreo.

En el segundo informe, Salas (1983) adoptó para el proyecto la proporción C : N : P : Cl-a en 65 : 9 : 1 : 0.5 e indicó que el valor de Cl-a, expresado en peso seco, puede ser obtenido a partir de concentraciones de Cl-a si se supone un peso seco del 50 % y que el contenido de C no varía o bien a partir de un volumen de fitoplancton considerando que el 20 % de dicho volumen es peso seco de biomasa.

En ese mismo encuentro se establecieron las siguientes diferencias entre un lago templado y uno cálido:

- Temperatura mínima de 10 °C y promedio anual de 15 °C .
- Estaciones anuales limitadas a épocas de lluvias y secas.
- Procesos biológicos acelerados por la alta temperatura.
- Diferente régimen de mezcla y de estratificación.
- Las hidrofitas son características de estos lagos, pudiendo ser más importantes que las algas.
- Ocasionalmente el N es limitante e incluso el C .
- Tasas de evaporación/precipitación, altas.

Estas características influyen en los valores de K_s y T_w a diferencia de los lagos templados donde casi no varían.

En Brasil, trabajando con datos de cinco embalses, García (1986) propone la expresión $K_s = -43.5/T_w$ y la relación de P con Cl-a, con $r^2 = 0.82$ como $\log Cl-a = 0.981 \cdot \log P - 0.698$ y establece cargas críticas de P permisible en $L/P = 0.0275 q (1 + 43.5/T_w)$, donde $q =$ carga superficial hidráulica (z/T_w), además obtiene un coeficiente de exportación de P de $0.21 \text{ g/m}^2\text{-año}$.

Limón (1986), en el tercer encuentro, compara las cargas de P y N calculadas con información hidrológica y de calidad de agua (LP = 276.8 ton/año y LN = 1447.4 ton/año) con las obtenidas con coeficientes de exportación para lagos templados (LP = 362 ton/año y LN = 3 917.4 ton/año) para la presa la Zurda, Jalisco en proyecto de construcción. Encontró que las cargas de P se aproximaron razonablemente y la diferencia de las cargas de N las atribuyó a variaciones en la aportación real de N por el ganado.

Considerando las cargas obtenidas en primer término predijo que el embalse estará limitado por N ya que $LN/LP = 5.23 < 9$, por lo que utilizó cargas equivalentes de fósforo $LP = (LN/9)$ para aplicar las ecuaciones obtenidas por Salas y Limón (1986) lo que dió por resultado valores de $P\lambda = 0.147$ gP/m³ y $P\lambda = 0.151$ gP/m³, siendo similares ambas estimaciones y clasificó al embalse como eutrófico antes de ser construido.

Salas y Martino (1988) en el cuarto informe dan la clasificación trófica de los lagos del proyecto CEPIS: 4 lagos hiperutróficos, 14 eutróficos, 2 mesoeutróficos, 5 mesotróficos, 3 oligomesotróficos, 6 oligotróficos y el resto sin clasificación, con la mayoría de los lagos y embalses limitados por P, al presentar proporciones de P:N mayores de 9:1. Además sugieren la probabilidad de estar limitados por otros factores ya que los niveles de N y P fueron relativamente altos.

Estos mismos autores encuentran la relación empírica de $K_s = 2/4Tw$, y al sustituirla en (2) obtuvieron el siguiente modelo simplificado para evaluar la eutroficación en lagos cálidos:

$$P\lambda = \frac{L(p)}{z/Tw (1+2/4Tw)} \quad (3)$$

Por otro lado, obtuvieron una regresión múltiple totalmente empírica, con un elevado coeficiente de determinación ($r^2 = 0.898$):

$$P\lambda = 0.276 L(p)^{0.889} \cdot (Tw)^{0.655} / (z)^{0.919}$$

que reorganizada por modificación en los valores de los exponentes obtenidos y con un nivel de significancia de 95 % quedó como:

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

De acuerdo a las sugerencia de Vollenweider y Kerekes (Op. cit.), Salas y Martino (Op. cit.), obtienen los límites de clasificación trófica para lagos cálidos, con base a un sistema

de distribución probabilística y comprueban la distribución lognormal de los datos de cada una de las categorías tróficas. Los límites establecidos en un nivel de probabilidad del 50 % fueron (Fig. 4):

Oligotrófico < 30 mg P/m³ > Mesotrófico < 70 mg P/m³ > Eutrófico

La metodología desarrollada para lagos cálidos fue aplicada en México para los lagos de Tequesquitengo, Mor. (Olvera y Díaz, 1986); Chapala, Jal.; Zirahuén, Mich. y la laguna de Cajititlan, (sin publicar) como la aportación de nuestro país al proyecto latinoamericano.

En algunos lagos templados donde se han aplicado medidas correctivas, aún después de controlar los nutrientes, el mejoramiento de la calidad del agua demoró por la significativa contribución de nutrientes de los sedimentos a la columna de agua. Este fenómeno ha sido observado también en lagos cálidos y por lo tanto, los proyectos de control de nutrientes no necesariamente tendrían impactos inmediatos.

Una gran cantidad de modelos se han elaborado para predecir el comportamiento uniparamétrico de diversas variables y algunas de sus correlaciones, ejemplos de ellos se pueden encontrar en Henderson-Sellers (1984) y Ridfield et al. (1986).

1.1.7 Técnicas de manejo y restauración de lagos

En la última década se han desarrollado una gran cantidad de tecnologías y medidas más o menos directas para combatir la eutroficación. Estas pueden ser curativas, preventivas o ambas.

Considerando los objetivos de manejo de la calidad del agua en embalses que incluyen:

- Protección del agua almacenada contra su deterioro.
- Adecuación de la calidad del agua a las normas para los usos planeados y
- Garantizar la adecuada calidad en la planeación de embalses.

Benndorf et al. (op. cit.) agrupan dichas técnicas de acuerdo a dos estrategias:

- a) Reducción de la carga externa de P.
- b) Usando mecanismos ecológicos internos en el embalse.

Como ya se mencionó la toma de decisiones en la reducción de LP pueden derivarse de modelos simplificados apropiados, siendo útiles en embalses con baja o moderada LP. En cuerpos de agua con LP grandes, en muchos casos la reducción del 50 % al 90 % no significa una oligotroficación. Además, se deben tener en cuenta posibles problemas con altas concentraciones de N inorgánico (metahemoglobinemia o nitrosaminas) pudiendo descender por

control en tributarios, desnitrificación bacteriana, introducción de materiales reductores al hipolimnio y eliminación por intercambio iónico. A pesar de esto el control de la LP es la forma más deseable para reducir la eutroficación.

La segunda estrategia es la principal alternativa en embalses multiusos, pero las mediciones para una evaluación de uso general de este tipo están siendo probadas.

La siguiente lista nos aporta las medidas más comunes e intervenciones potenciales.

a) Medidas de reducción de LP fuera del embalse:

1. Tratamiento de aguas residuales (eliminación de P y N).
2. Desvío completo de las aguas residuales, (anillos de canalización).
3. Cuencas de sedimentación primaria (pre-embalses).
4. Precipitación directa de sustancias nutritivas en afluentes.
5. Protección de la cuenca (reforestación, restricción al uso de fertilizantes, restricción al establecimiento industrial y ganadero, irrigación controlada y designar zonas protegida las cuencas de los embalses destinados al abastecimiento de agua potable).

b) Estrategias de control interno en el cuerpo de agua:

1. Disminución de la carga interna de sedimentos (aereación hipolimnética, sellado del fondo del lago, inyección de NO₃, drenaje de sedimentos, agrandamiento del hipolimnio, conservación del OD incrementando profundidad media o por entrada de agua fría).
2. Incremento de la sedimentación de P (precipitación por medio de sales de Fe o de Al).
3. Extracción de P por efluentes (liberación de aguas profundas por compuertas en embalses y tubo Oiszewski en lagos).
4. Disminución de Tw (flujos con agua baja en P).
5. Incremento de la mezcla profunda (destratificación artificial).
6. Incremento de la extinción de luz (introducción de aguas ricas en sustancias húmicas o suspensión de minerales).
7. Manipulación biológica:
 - Incremento del crecimiento zooplanctónico (alimentación artificial del zooplancton durante el invierno).
 - Disminución de la mortalidad zooplanctónica (reducción de peces zooplantófagos por altos niveles de depredación por otros peces, biomanipulación).
 - Cosechado mecánico de biomasa (hidrofitas, algas, peces).
 - Aplicación de sustancias tóxicas (herbicidas, alguicidas, pesticidas).
 - Manipulación directa de la cadena alimentaria y control del ecosistema.

Ejemplos de cada tipo de intervención sencilla o combinada están disponibles en la literatura tecnológica y científica; por ejemplo Henderson-Sellers (*op. cit.*); Riedfield *et al.* (*op. cit.*); Garman *et al.* (*op. cit.*); Dauta *et al.* (1986); Moss *et al.*, (1986); Nurnberg (1987), y Díaz y Olvera (1986).

Los estudios efectuados en Valle de Bravo son escasos, pudiéndose citar el trabajo de López (1971), describiendo el basamento calcáreo de la cuenca donde se construyó la presa, actualmente cubierta por materiales volcánicos; Bueno y Márquez (1975) sobre insectos acuáticos y tres tesis de licenciatura sobre el plancton del embalse: Franco (1981); Elías (1983) y Chávez (1986).

De acuerdo con Deguchi *et al.* (1980), la ictiofauna introducida al embalse está compuesta por trucha arcoiris, charal, pescado blanco, carpa común, carpa israel, kingyo, mojarra agalla azul, mojarra verde y mojarra africana, y clasifican al embalse como oligotrófico de acuerdo a un índice fitoplanctónico.

1.2 Objetivos

Por lo anterior, los objetivos del presente trabajo en el embalse Valle de Bravo, Méx., se dirigirán a :

- 1) Caracterizar en términos físicos, químicos y biológicos la calidad de agua del embalse.
- 2) Conocer la dinámica poblacional de la hidrofita Eichhornia crassipes (Mart. y Zucc.) Solms, lirio acuático, y relacionarla a la eutroficación.
- 3) Clasificar tróficamente el embalse con base en su carga de nutrimentos, con un modelo simplificado y una relación empírica desarrollados para lagos y embalses cálidos.
- 4) Dar alternativas de solución y/o conservación de la calidad del agua en el embalse, para su uso recreativo y de abastecimiento de agua potable.

2 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La presa Valle de Bravo se localiza en el Municipio del mismo nombre en el estado de México (Fig.5), a 19° 21' 30" de latitud norte a 100° 11' 00" de longitud oeste y a una altura de 1 830 msnm; y capta el agua en una cuenca de 546.9 Km² (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH, 1973).

Según el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 1981) la cuenca en general presenta un clima (A) C (w1) (w) templado subhúmedo, con un cociente P/T entre 43.2 y 55.3 y una precipitación invernal menor del 5 % anual.

Fisiográficamente se constituye de lomeríos con mesetas, el suelo dominante es acrisol órtico (suelo ácido de color amarillo con manchas rojas y acumulación de arcillas) y andosol húmico (suelo ácido de color oscuro o negro, rico en materia orgánica pero pobre en nutrientes) de textura media, con lecho rocoso entre 10 y 50 cm de profundidad.

Su geología la constituyen rocas metamórficas con fases sedimentarias calizas cubiertas de basalto.

La vegetación consiste de bosques de pino-encino, representados principalmente por *Pinus oocarpa*, *P. montezumae*, *P. lawsoni*, *Quercus lauriana* y *Q. macrophylla*; *Arbutus xalapensis*, *Mimosa* sp. y *Salvia* sp., vegetación secundaria en selva baja caducifolia, pastizal inducido y agricultura de temporal.

De acuerdo con INEGI (op. cit.), el clima en el embalse y su subcuenca es (A) C w2 (w) (i) g, o sea semicálido subhúmedo, con una precipitación media anual entre 800 y 1 200 mm, evaporación de 2 000 mm y temperatura media anual de 18 °C a 22 °centígrados (Fig.6). En la subcuenca se encuentran asentadas las poblaciones de Valle de Bravo y Avándaro, así como diferentes clubes de yates y embarcaderos.

En la figura 7 se representa la morfología del embalse, su batimetría, sus tributarios (ríos y descargas) y se señala la ubicación de las poblaciones.

Las características morfológicas del embalse están dadas por un volumen de 401 millones de metros cúbicos, una superficie de 1 870 ha y una profundidad máxima (Zm) de 35 metros. La relación de estas tres características se representan, en las curvas hipsográficas de la figura 8.

El embalse pertenece a la cuenca del medio Balsas en la región hidrológica número 13. Los escurrimientos del embalse se vierten en el río Malacatepec que aguas abajo forma el río Cutzamala, el cual es tributario del río Balsas.

FIGURA 5. Localización del embalse Valle de Bravo.

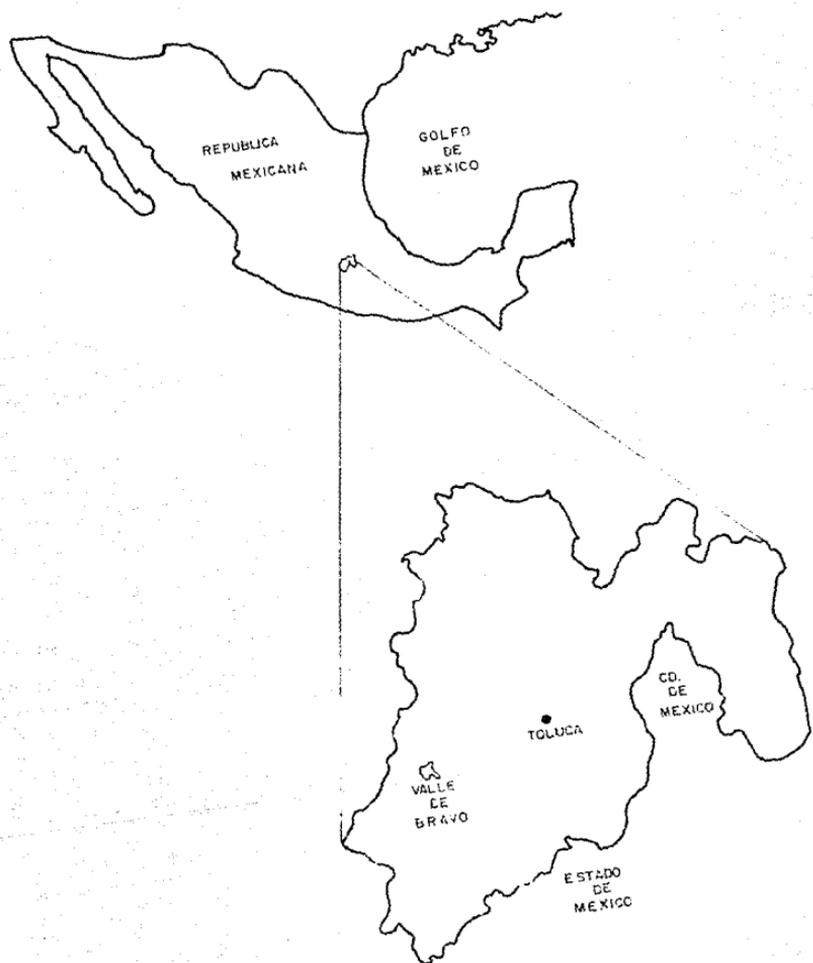
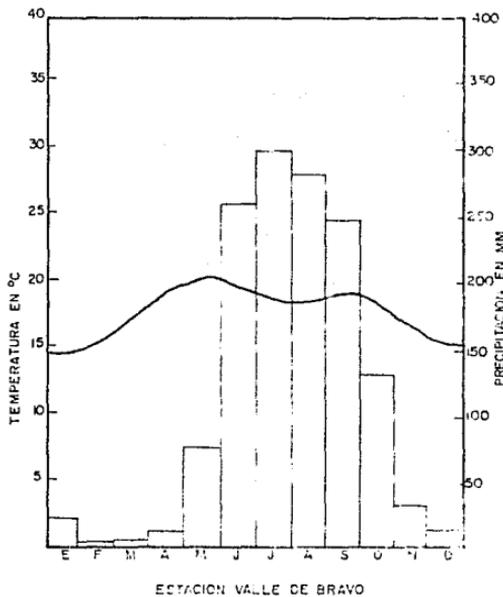


FIG. 6 CLIMOGRAMA DE VALLE DE BRAVO, MEX



* Segun INEGI, 1981

Figura 7. Estaciones de muestreo, presa Valle de Bravo, 1987

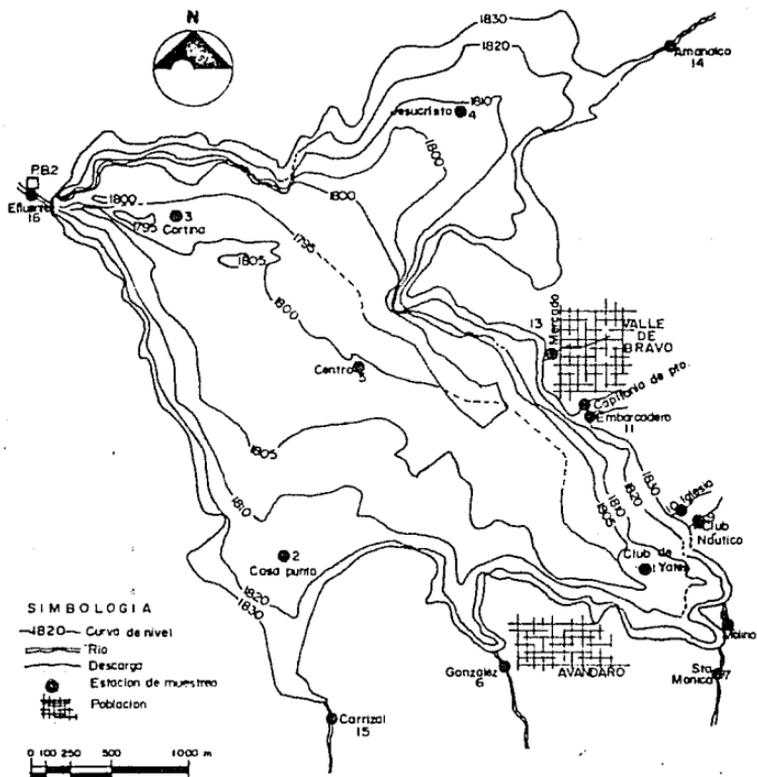
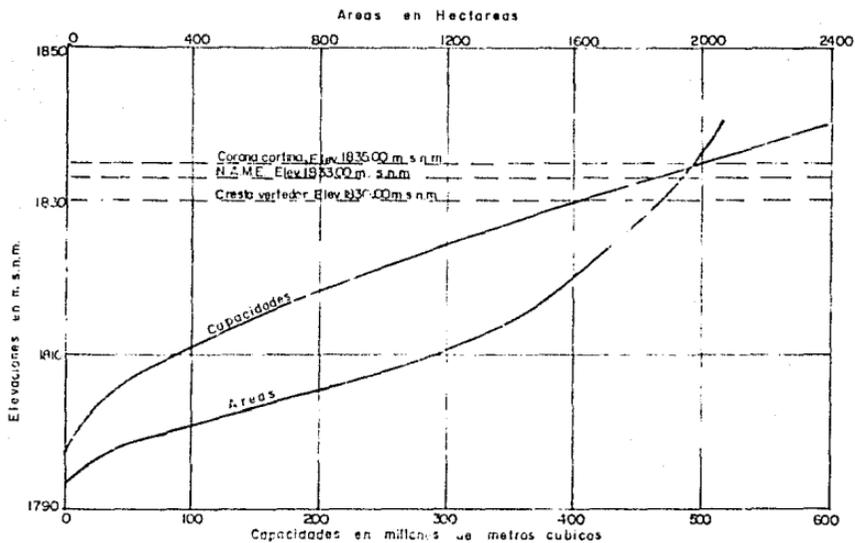


Figura 8. Curvas hipsográficas del embalse Valle de Bravo, Méx.*



* Según S.A.R.H., 1973

La hidrología del embalse consiste en captar el agua de cinco ríos y escurrimientos de su propia cuenca. En cada río se encuentran estaciones hidrométricas para medir sus gastos por medio de vertedores rectangulares operados por la Comisión Federal de Electricidad (CFE).

Los ríos en cuestión, sus aportes promedio anual en millones de metros cúbicos y sus gastos promedio anual (Q) en el periodo de los años 1957 a 1964 fueron (SARH, op. cit.):

Río Amanalco con 158.000 (Q = 5.01 m³/s); río Molino con 83.300 (Q = 2.64 m³/s); río González con 28.800 (Q = 0.913 m³/s); río Carrizal con 14.300 (Q = 0.453 m³/s) y río Santa Mónica con 4.419 (Q = 0.140 m³/s).

Además del abastecimiento de agua para potabilización, el embalse Valle de Bravo es un centro turístico muy importante en el Estado e incluso para el país, siendo vital en la economía de las poblaciones de Valle de Bravo y Avándaro.

Según datos de INEGI (1984) en ambos poblados habitaban cerca de 50 000 personas en 6 500 viviendas de las cuales 3 000 se encontraban conectadas a drenaje público y el resto con fosas sépticas o desague al suelo. Su característica de ser un refugio de fin de semana o vacacional altera en buena medida los cálculos precisos de este tipo.

La navegación, el esquí, la pesca deportiva y comercial de carpa, mojarra y trucha son otros de los usos importantes del embalse.

3 METODOLOGIA

Se establecieron un total de 16 estaciones de muestreo (Fig.7): cinco en el lago, diez en tributarios (cinco en ríos y cinco en descargas) y una en el efluente. Las estaciones en los ríos, se establecieron en los vertederos construidos para la medición de gasto por la CFM. La frecuencia de muestreo fue mensual de febrero a noviembre de 1987 a excepción de julio y septiembre cuando fue quincenal, esto con la finalidad de aumentar la frecuencia de muestreo en época de lluvias.

La metodología de muestreo en lago y tributarios fue la propuesta por Castagnino (1982) la cual se sintetiza en la figura 9.

Las muestras de agua fueron colectadas en recipientes de plástico de tres litros, previamente enjuagados con agua de la misma muestra.

Todas las muestras que se obtuvieron se conservaron en refrigeración a 4°C durante su transporte. Los métodos de análisis de los parámetros determinados fueron los propuestos por Greenberg (op. cit.), al menos que se indique lo contrario.

3.1 Muestreo en Lago

En cada estación de muestreo se determinaron en campo los siguientes parámetros: temperatura del agua, profundidad de disco de Secchi, profundidad total, condiciones del cielo, olor, burbujas y color del agua y se colectaron las muestras.

3.1.1 Muestreo de agua

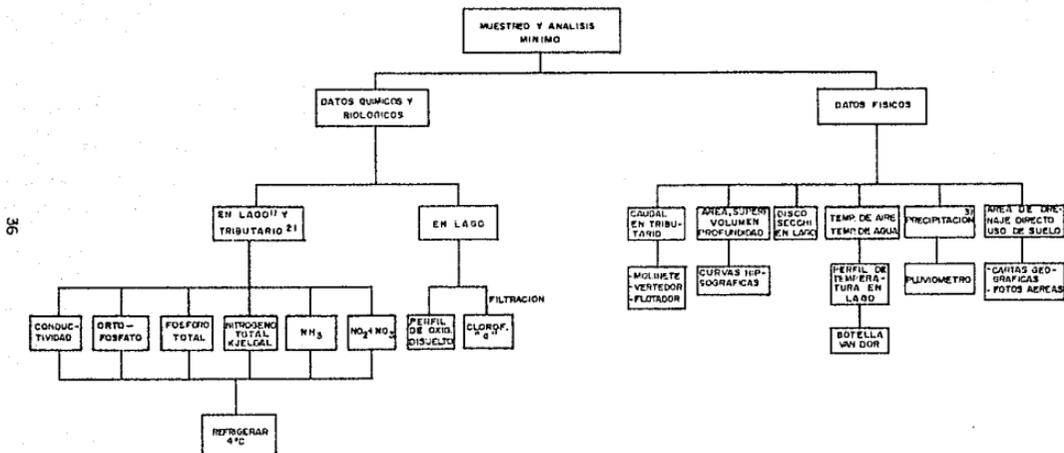
Se obtuvieron dos tipos de muestras de agua para su análisis físico y químico:

Muestra "A" esta muestra se obtuvo al introducir, al doble de la profundidad de la lectura del disco de Secchi, una manguera de dos pulgadas de diámetro, transparente, graduada y con una pesa en uno de sus extremos para facilitar su introducción vertical en el embalse. Con un tapón de hule se tapó el otro extremo de la manguera y se extrajo para vaciar su contenido en un recipiente.

Muestra "B" se obtuvo con una botella Van-Dorn a un metro arriba del fondo.

En ambas muestras se determinaron los siguientes parámetros: pH, turbiedad, color, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), ortofosfatos (P-orto), fósforo total (P-total), nitrógeno orgánico (N-org.), nitrógeno amoniacal

FIGURA 9. METODOLOGIA DE MUESTREO Y ANALISIS MINIMOS PARA ESTUDIOS DE EUTROFICACION

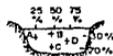


1) TOMAR 2 MUESTRAS

A: METODO DE MANGUERA AL DOBLE DE LA PROFUNDIDAD QD. SECH

B: BOTELLA VAN DOR

2) TOMAR MUESTRA COMPUESTA EN A, B, C, D, TOTAL 5 LITROS



3) SIMULACION DE NITRANTES NECESARIO SI APORTE ES SIGNIFICANTE (NH₄, NO₂-NO₃, ORTO PO₄ Y P TOTAL)

(NH₃), nitritos (NO₂), nitratos (NO₃), sulfatos (SO₄), dureza total, alcalinidad, conductividad, sólidos suspendidos fijos (SSF), y sólidos suspendidos volátiles (SSV).

3.1.2 Perfiles de temperatura y OD

Las muestras para elaborar los perfiles de temperatura y OD fueron obtenidas en las estaciones 1 (Zm=18m), 3 (Zm=22m) y 5 (Zm=24m). Las profundidades muestreadas fueron a 0.5m de la superficie, cada dos metros de profundidad y a 0.5m del fondo.

Las temperaturas se midieron con un termómetro Taylor integrado en una botella Van-Dorn.

Las muestras de OD se colectaron en botellas Winkler de 300 ml con una botella muestreadora del mismo nombre. El OD se fijó en campo para su determinación posterior en el laboratorio.

3.1.3 Muestreo de clorofila a

Para el muestreo de este parámetro se obtuvo una muestra de un litro de agua con el mismo procedimiento seguido para la muestra "A", donde se determinó la concentración de clorofila a de acuerdo al método de Lorenzen (1967).

Este método consiste en concentrar los pigmentos al filtrar 0.5 l de muestra de agua en membranas de 0.45 μ , extraer los pigmentos por macerado del filtro en un tubo de ensayo con acetona al 90 %, centrifugar a 2 500 rpm durante 10 minutos y leer el sobrenadante en spectronic 20 a longitudes de onda de 665 nm y 750 nm, antes y después de acidificar con HCL 1 normal.

La lectura a 750 nm fue para corrección de turbiedad y las lecturas de la muestra acidificada se utilizaron para obtener la concentración de feofitinas y corregir la concentración de clorofila a determinada.

3.1.4 Muestreo de lodos bentales

Durante los meses de marzo a noviembre se obtuvieron muestras de lodos bentales con una draga Petersen, las que se transportaron en bolsas de plástico al laboratorio donde se les determinó la cantidad de materia orgánica por el método de ignición.

3.1.5 Muestreo bacteriológico

En cada estación se obtuvieron muestras de agua en frascos previamente esterilizados, para el análisis de bacterias del nitrógeno y cuenta estándar.

3.2 Muestreo en Tributario

En el muestreo de los ríos, descargas de aguas residuales y efluente, se determinó en campo la temperatura del agua y ambiente y se fijó el OD en botellas Winkler

3.2.1 Muestreo de agua

En cada tributario se colectó una muestra de agua compuesta la cual consistió en llenar un envase de plástico de tres litros con cantidades equivalentes de agua de cada uno de los puntos señalados en la figura 8. A esta muestra se le determinaron los siguientes parámetros físicos y químicos: pH, turbiedad, DBO, DQO, P-orto, P-total, N-org., NH₃, NO₂, NO₃, SO₄, dureza total, alcalinidad conductividad, SSF y SSV.

3.2.2 Medición de gastos

Esta medida se realizó en las descargas de aguas residuales mensualmente de marzo a septiembre de 1987, de acuerdo a los métodos de molinete contrastado, llenado y flotadores, según lo ameritaba el caso. La técnica de medición consiste en obtener la superficie en m² de una sección transversal del afluente y la velocidad de la corriente en m/s, las que al multiplicarse nos dan el Q en M³/s.

3.2.3 Muestreo bacteriológico

Este muestreo sólo se realizó en las cinco descargas que llegan al embalse. El muestreo y análisis fue semejante al mencionado para el lago.

3.3 Muestreo de Lirio Acuático

Los parámetros estimados en este rubro se realizaron durante los meses de febrero a septiembre de acuerdo a la siguiente metodología desarrollada en el IMTA.

3.3.1 Cobertura

La cobertura de lirio acuático se calculó en porcentaje por identificación de puntos cerca de la costa en un mapa de la zona y recorrido en lancha y camioneta alrededor del embalse y así señalar en el mapa el área cubierta por la maleza; el porcentaje se obtuvo de acuerdo a la superficie actual del embalse considerando el nivel del agua al momento de muestreo.

3.3.2 Densidad

La densidad de lirio en kg/m^2 se midió en tres sitios del embalse, para lo cual se extrajo con bieldos por cortado perimetral de la maleza contenida en un marco de madera de 1m^2 , la que se dejó escurrir durante cinco minutos para después ser pesada con un dinamómetro de $50 \pm 1\text{kg}$.

3.3.3 Análisis químico del lirio

Durante los muestreos de febrero a agosto se llevaron al laboratorio muestras de 1 kg de lirio completo y 1 kg de cada una de sus partes (hoja, peciolo y raíz), donde se le determinó peso seco (105°C durante 48 horas), nitrógeno y fósforo por los métodos de amarillo de molibdato y Kjeldahl modificado, respectivamente, según Jackson (1970).

3.3.4 Crecimiento

En corrales metálicos de 1m^2 y 4m^2 , instalados en la cortina del embalse, se midió *in situ* la tasa de crecimiento del lirio. Los corrales contaron a los lados con tanques metálicos herméticamente cerrados de 200 l, como sistema de flotación.

La medida de crecimiento consistió en introducir a los corrales, lirio sano (hojas verde brillante y sin necrosis) y de tamaño uniforme (0.20m de talla y 50 g de peso aproximado), en cantidades equivalentes a 1Kg/m^2 . Esta medida fue considerada como densidad cero o inicial (No). Posteriormente se cuantificaron los cambios de biomasa a los 31 y 62 días, por extracción, escurrido durante 5 minutos y pesado en una báscula de $10 \text{kg} \pm 0.050 \text{kg}$.

Los cálculos de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y capacidad de carga del sistema (K) fueron realizados de acuerdo a Romero et al. (1988).

3.4 Clasificación Trófica del Embalse

Con la finalidad de conocer el estado trófico del embalse, fue necesario obtener y actualizar algunos de sus datos morfológicos e hidrológicos.

Las características morfológicas de la presa se obtuvieron en la carta topográfica Valle de Bravo E14 A46 (INEGI, 1983), por medición con escalímetro de su largo y ancho totales. La profundidad máxima (Zm), volumen (V) y superficie (S) fueron calculadas a partir de las curvas hipsográficas del embalse (Fig. 8).

El mapa batimétrico y los datos del funcionamiento diario del embalse durante 1987, fueron proporcionados por la Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM) en la planta potabilizadora "Los Berros" del Sistema Cutzamala.

La actualización de datos hidrológicos consistió en calcular los gastos de entrada y salida de agua del embalse de la siguiente manera:

Con base a información proporcionada por la CFE (Colorines, Méx.), de la estación climatológica ubicada a un lado de la cortina del embalse, se calcularon los promedios de precipitación pluvial y evaporación para los años de 1985 y 1986, los que se multiplicaron por el área del embalse para obtener la cantidad anual de agua que entra por lluvia y la que sale por evaporación.

Las entradas de agua al embalse por sus cinco principales tributarios, se calcularon con los datos facilitados por la CFE (Colorines, Méx.), que obtuvieron por medición de gasto diario en vertedores fijos (estaciones hidrométricas) durante 1985 y 1986, construidos en cada uno de los ríos.

Cabe recordar que los gastos de agua que entran al embalse por las cinco descargas encontradas, fueron medidos mensualmente de marzo a septiembre de 1987.

El gasto promedio del efluente del embalse, fue calculado a partir de mediciones diarias con un medidor Parshal, de 1985 a 1987, realizadas en "Los Berros" por la CAVM.

Con los datos morfológicos e hidrológicos arriba citados, así como con las concentraciones de nutrientes en tributarios, en el efluente y en el embalse, se obtuvieron los parámetros requeridos por el modelo simplificado (3) y la ecuación empírica (4) desarrollados para lagos cálidos por Salas y Martino (op. cit.), los que se aplicaron en esta investigación para la clasificación trófica del embalse Valle de Bravo.

El modelo y la ecuación en referencia involucran las variables: L_p (carga superficial de P), z (profundidad media) y T_w (tiempo de retención hidráulica). La forma de obtención de cada una de las variables se mencionarán en el Capítulo de resultados correspondiente con la intención de facilitar su manejo.

4 RESULTADOS

4.1 Análisis Físico-Químico del Agua

Los promedios anuales de los resultados del análisis físico-químico del agua para las 16 estaciones de muestreo, son presentados en la Tabla 2.

Se observa que la temperatura ambiente fue mayor que la del agua; esta última presentó diferencias notables entre el lago y los tributarios ya que el embalse promedió en el año 23.0 °C y los tributarios 18.1 °C, lo que le confiere mayor densidad al agua y por lo tanto todas estas entradas de agua se van al fondo del embalse. La temperatura entre descargas de aguas residuales y ríos, presentó una diferencia de aproximadamente 2°C, a excepción del río Amanalco el cual se comporta térmicamente como las descargas, o sea con temperatura mayor.

La temperatura del efluente fue intermedia entre ríos y embalse por su característica de estar entubada. Por ello las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) se reducen (1.6 mg/l) lo que favorece la reducción de elementos como el N (NH₃ de 0.29 mg/l).

La diferencia del OD entre ríos y descargas es hasta de 2.3 mg/l, ya que los valores bajos son característicos en tres de las descargas (Iglesia, Capitanía de Puerto y Mercado). Las diferencias del OD del lago y los ríos con las tres descargas mencionadas es del orden de 3.6 mg/l.

El pH de todas las estaciones se consideró dentro de la neutralidad, el que puede ser característico tanto de aguas residuales domésticas como naturales.

Las transparencias medidas como profundidad de disco de Secchi en el lago en las estaciones 1 y 4 presentaron los valores más bajos de 1.50 m y 1.70 m respectivamente, debido a su cercanía con los dos principales tributarios del embalse lo que les confiere mayor aporte de sólidos y a su baja profundidad, esto se deduce del valor de 2.15 m encontrado en la estación 3 ubicada en la cortina la que se encuentra alejada de los tributarios y presenta la mayor profundidad.

Las partículas suspendidas y la materia orgánica e inorgánica diluida, detectadas por la turbiedad no es mayor a las 50.1 unidades en las 16 estaciones, este valor es menor a las 200 unidades del límite establecido para la protección de la vida acuática (SARH, 1975); pero elevado para las 5 unidades máximo requeridas para agua potable, lo que implica mayores costos de potabilización. En el mes de octubre durante una fuerte avenida se detectaron valores mayores a las 1 500 unidades en el río

Tabla 2. Análisis físico-químico por estación de muestreo en lago y tributarios (promedio anual), Valle de Bravo, Méx., 1987.

Estación	Lago N					Rios			Descargas					Rios			Toma
	1 Club de Yates	2 Casa-puerta	3 Cerrito	4 Jesucristo	5 Centro	6 González	7 San Moisés	8 Molino	9 Club Náutico	10 Iglesia	11 Embarcadero	12 Capitán de puerto	13 Mercado	14 Avenida	15 Central	16 Efuenta	
Temp ambiente °C	20.1	22.2	22.9	23.5	23.4	19.4	20.4	19.1	20.2	21.1	23.3	22.8	21.4	19.2	20.0	21.2	
Temp. del agua °C	20.6	20.8	23.0	23.4	23.4	16.3	16.3	16.3	18.1	19.3	19.1	19.3	20.1	19.0	18.9	20.4	
O.D. mg/l	7.3	6.7	6.2	6.8	7.6	7.6	7.1	7.9	7.1	4.0	6.1	2.3	3.8	7.2	7.7	1.6	
pH	7.1	6.9	7.1	7.0	7.0	7.3	7.3	7.1	7.2	7.0	6.9	7.3	7.0	7.0	7.3	7.0	
Transparencia (Secchi) m	1.50	1.89	2.15	1.70	1.85	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
Turbiedad (U.T.J.)	7.5	10.2	8.7	8.9	9.5	9.8	26.0	11.6	24.1	18.6	27.8	19.3	50.1	23.8	30.7	11	
Color (ptCo)	18	11	23	4.3	3.0	2.8	7.9	2.8	3.1	3.5	3.0	2.1	7.1	4.0	8.5	3.3	
DBO. mg/l	3	1	2	2	2	1	2	1	1	5	7	4	11	6	1	2	
DQO mg/l	13	9	18	14	14	15	16	17	21	41	35	41	96	40	18	13	
P-orto mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.50	0.50	0.68	0.57	1.28	0.03	<0.01	<0.01	
P-total mg/l	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.06	0.01	0.12	1.04	1.38	0.77	2.00	0.30	0.01	<0.01	
N-org mg/l	0.48	0.46	0.46	0.43	0.47	0.22	0.63	0.26	0.68	1.28	2.68	0.805	5.02	1.15	0.68	0.433	
NH ₃ mg/l	0.07	0.12	0.12	0.14	0.19	0.02	0.02	0.01	<0.005	0.162	2.37	1.78	3.14	0.18	<0.05	0.290	
NO ₃ mg/l	0.007	0.004	0.028	0.07	0.016	0.376	0.165	0.218	0.190	0.180	0.298	1.385	0.474	0.583	0.163	0.037	
NO ₂ mg/l	0.006	0.008	0.008	0.008	0.008	0.025	0.027	0.047	0.012	0.103	0.104	0.217	0.077	0.027	0.020	0.013	
SO ₄ mg/l	3	2	2	3	3	2	2	3	3	7	9	9	15	5	5	3	
Dureza total CaCO ₃ mg/l	68	68	66	68	66	50	61	61	80	82	84	95	103	72	57	72	
Alcalinidad mg/l	77	67	68	66	67	47	51	60	75	86	77	88	99	71	46	74	
Conductividad µmhos/cm	133	137	144	141	142	85	86	79	212	240	259	232	280	170	189	190	
SSF mg/l	18	6	10	20	13	17	32	19	109	152	30	63	655	82	44	14	
SSV mg/l	9	5	6	7	7	9	10	11	16	28	22	12	110	12	9	6	

N: Promedio anual de muestras A y B (Superficie y Fondo)

Amanalco y la descarga el mercado, dando una idea de la erosión en la cuenca, estos valores no se incluyeron en los promedios anuales presentados.

La materia orgánica en el sistema de ríos y lago determinada como demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), se encuentra en el límite permisible de ≤ 6.0 mg/l propuesto por Arrignon (1979) para la protección de la vida acuática, no así la Demanda Química de Oxígeno (DQO) que en todas las estaciones fue mayor. La DBO determina la parte carbonosa de la materia orgánica susceptible de ser biodegradada, lo cual indica que en el embalse Valle de Bravo básicamente está constituida por material nitrogenado, lo que se deduce al comparar los valores de estas dos determinaciones y si se considera que la DBO última \approx DQO, entonces en el sistema se presenta una fuerte nitrificación ya que los valores de DQO son hasta 20 veces mayores a los de la DBO.

El análisis de nutrientes muestra que el P disponible (ortofosfatos) es considerable sólo en las descargas (0.67 mg/l promedio) y el río Amanalco (0.03 mg/l). El P total es bajo en el embalse (< 0.01 mg/l) y en algunos ríos, no así en los ríos Amanalco (0.30 mg/l) y Santa Mónica (0.06 mg/l) y en todas las descargas, con un promedio de 1.06 mg/l, representando un alto suministrador de este factor limitante.

El N, como se infiere más adelante, tiene una gran dinámica en el sistema. Este elemento no rebasa los límites establecidos para todas sus formas, excepto el NH_3 que en casi todas las estaciones rebasa los 0.02 mg/l establecidos por la Agencia de Protección Ambiental (EPA, 1972). La comparación relativa entre las concentraciones de las diferentes formas de N, indican una contaminación constante y reciente al embalse y los tributarios, esto se corroboró por las altas concentraciones de Norg. y NH_3 en relación a las de N_{inorg.} ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$). A pesar de ello, la transformación del N a formas más oxidadas (NO_3) en promedio en el lago (0.014 mg/l) y en sus tributarios (0.411 mg/l) indicaron que dicha contaminación va acompañada de una rápida nitrificación, gracias a las condiciones aeróbicas prevalecientes.

Las concentraciones de alcalinidad son ligeramente menores a las durezas encontradas, por lo que se puede establecer que la dureza debida a carbonatos es muy superior a la no carbonatada, impartiendo características al agua de ser suave o poco dura. Las concentraciones de ambos parámetros permiten que el agua pueda ser utilizada para cualquier uso.

La cantidad de sólidos y minerales disueltos cuantificados por la conductividad no representan problema alguno en el sistema.

Con base en el total de los parámetros cuantificados se deduce la mala calidad de agua de las cinco descargas y los ríos Amanalco, Santa Mónica y Carrizal por sus altas concentraciones de materia orgánica y nutrientes. En el embalse cabe resaltar la buena

mineralización de compuestos orgánicos y por ende la buena calidad del agua a excepción en los rubros de color y turbiedad, reflejados en sus bajas transparencias.

El agua del efluente muestra una remoción de contaminación por el embalse de 40 % medida como DQO y una exportación de nitrógeno mayor a la concentración promedio del embalse en forma de nitrógeno amoniacal.

En la Tabla 3 se encuentran los promedios anuales de las características físicas y químicas del agua del embalse en sus cinco estaciones de muestreo, así como sus promedios en la región epilimnética e hipolimnética (superficial y profunda respectivamente). Así mismo en la Figura 10 se representan gráficamente los valores promedios mensuales de las cinco estaciones en el embalse.

La temperatura mayor a 15 °C permite clasificar al embalse como un lago de tipo cálido (23°C).

Su valor de DS de 1.84 ± 0.35 m indicaron la posibilidad de tratarse de un lago eutrófico de acuerdo a Vollenweider (1983) y EPA (1974) en la tabla 1. Los valores más altos (2.70 m) se presentaron en invierno y fueron disminuyendo conforme pasó el año hasta el mes de septiembre cuando llegaron a 0.90 m, para incrementarse en los meses siguientes.

La turbiedad en el embalse permaneció ligeramente abajo de su promedio de 9.2 UTJ (Unidades de Turbiedad Jackson) a principios y finales de año, con valores pico de 16 UTJ en junio y 13 UTJ en la segunda quincena de julio. Los valores de superficie son menores a los profundos.

El promedio de OD de 6.5 ± 0.9 mg/l garantiza la conservación de la vida acuática al ser mayor a 4.0 mg/l establecido por Arrignon, (op.cit.), aunque en el hipolimnio el promedio fue de 3.8 mg/l.

El promedio de los valores de pH de superficie y fondo confieren al embalse características neutras, el pH de superficie se mantuvo con pocas fluctuaciones a lo largo del año en 7.8 pero el profundo varió de 7.8 en febrero, hasta 6.6 en mayo para mantenerse el resto del año cerca de 6.9.

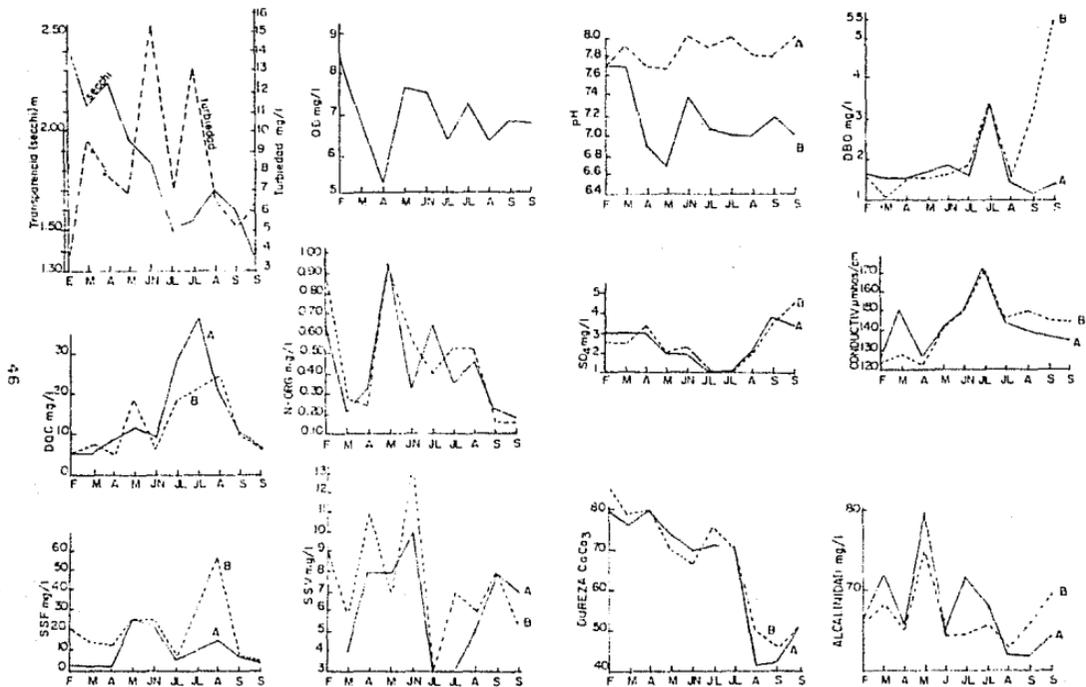
La DBO y la DQO presentaron fluctuaciones similares durante el año, manteniendo un promedio de 2 mg/l y 14 mg/l respectivamente, en los primeros seis meses. Durante el verano se incrementaron hasta 3.5 mg/l y 38 mg/l respectivamente, para descender en el mes de agosto a sus valores promedio y así mantenerse. Estas variaciones se da tanto en superficie como en el fondo, excepto en la DBO que en agosto se incrementó en el fondo hasta 5.5 mg/l lo que se atribuyó a un aumento en la demanda de oxígeno

Tabla 3. Análisis físico-químico de la presa Valle de Bravo, Edo. de México.

PARAMETRO	UNIDADES	LAGO		AMBITO		MUESTRA A		AMBITO		MUESTRA B		AMBITO	
		PROM	DESV STD	PROM	DESV STD	PROM	DESV STD	PROM	DESV STD	PROM	DESV STD	PROM	DESV STD
Temp. ambiente	°C	22.400	± 1.300	16.000	- 26.000	---	---	---	---	---	---	---	---
Temp. del agua	°C	23.000	± 2.000	19.000	- 26.000	22.5	± 1.9	19.000	- 25.000	19.8	---	18.000	- 23.50
Transparencia	m	1.84	± 0.350	0.900	- 2.700	---	---	---	---	---	---	---	---
G.D.	mg/l	6.90	± 0.900	3.000	- 8.900	7.0	± 1.3	3.000	- 9.100	3.8	± 1.6	1.300	- 8.00
pH	---	7.10	± 0.800	6.000	- 8.000	7.8	± 0.8	6.000	- 8.000	6.9	± 0.5	6.500	- 8.00
Turbiedad	ppa/SiO2	9.70	± 3.700	1.500	- 36.000	8.1	± 3.1	1.500	- 38.000	10.30	± 3.7	1.500	- 28.00
Color	Pt Co	26.000	± 35.000	0	- 250.000	9.0	± 6.0	0	- 50.000	42.00	± 35.0	0	- 250.0
DFC	mg/l	2.00	± 1.800	0.000	- 10.000	2.0	± 0.8	0.000	- 10.000	2.00	± 1.4	0.000	- 10.000
DFC	mg/l	14.00	± 11.000	05.000	- 90.000	15.0	± 11.0	05.000	- 90.000	15.00	± 6.0	05.000	- 95.000
F-fondo	mg/l	0.010	---	0.010	---	0.010	---	0.010	---	0.010	---	0.010	---
F-total	mg/l	0.010	---	0.010	- 0.160	0.010	---	0.010	- 0.140	0.010	---	0.010	- 0.160
M-corg	mg/l	0.460	± 0.290	0.060	- 1.960	0.44	± 0.24	0.060	- 1.960	0.44	± 0.29	0.060	- 1.510
M-ND	mg/l	0.130	± 0.040	0.050	- 1.580	0.11	± 0.34	0.050	- 1.430	0.20	± 0.38	0.050	- 1.680
ND3	mg/l	0.014	± 0.007	0.001	- 0.233	0.023	± 0.017	0.001	- 0.117	0.025	± 0.054	0.001	- 0.233
ND1	mg/l	0.062	± 0.001	0.060	- 0.106	0.019	± 0.055	0.001	- 0.106	0.007	± 0.022	0.001	- 0.106
SD4	mg/l	2.000	± 1.000	1.000	- 6.000	2.0	± 1.0	1.000	- 5.000	2.0	± 1.0	1.000	- 6.00
Dureza total	mg/l	67.00	± 15.000	25.000	- 115.000	65.0	± 15.0	25.000	- 107.000	67.00	± 14.0	41.000	- 115.00
Ficcolina de c	mg/l	65.000	± 6.000	45.000	- 91.000	65.0	± 6.0	45.000	- 91.000	67.00	± 4.0	43.000	- 89.00
Conductividad	µmhos/cm	142.00	± 15.000	117.000	- 216.000	142.0	± 14.0	115.000	- 216.000	141.00	± 15.0	117.000	- 204.00
SEF	mg/l	15.00	± 16.000	0	- 101.000	10.0	± 9.0	0	- 44.000	21.00	± 10.0	0	- 101.00
SEf	mg/l	7.00	± 3.000	0	- 25.000	6.0	± 3.0	0	- 14.000	6.00	± 3.0	0	- 25.00

NOTA: Se dan los promedios anuales de las estaciones en el lago
 Muestra A.- superficial
 Muestra B.- fondo

FIG 10 Variaciones mensuales de parámetros físicos y químicos del embalse Valle de Bravo, Méx. 1987



por los sedimentos ya que ésta es la etapa final de la estratificación y es cuando menos oxígeno se presenta en el fondo por procesos de descomposición de materia orgánica.

El fósforo se mantuvo constante a lo largo del año en una concentración de <0.01 mg/l, tanto en superficie como en el fondo lo que es un claro indicio de su papel como factor limitante de la productividad primaria en el sistema.

Las concentraciones promedio de NH_3 y NO_3 fueron mayores en el fondo que en la superficie, las de NO_2 fueron inversas y las del Norg. no variaron. Estos cuatro tipos de nitrógenos presentaron fuertes fluctuaciones a lo largo del año, como lo demuestran sus desviaciones estándar.

El Norg. (0.46 mg/l promedio) presentó una correspondencia en su comportamiento anual con la alcalinidad (66 mg/l promedio) del embalse, lo cual es típico de cuerpos de agua caliza (Margalef, op. cit.), ambos presentaron valores pico en el mes de mayo con concentraciones de 0.95 mg/l y 80 mg/l respectivamente. La alcalinidad tampoco mostró diferencias entre superficie y fondo.

En cuanto a la dureza del agua, esta tuvo un valor máximo de 80 mg/l en febrero, descendiendo a lo largo del año hasta llegar a una concentración de 40 mg/l en el mes de agosto, su promedio fue de 67 mg/l, sin diferencias entre superficie y profundidad.

El resto de los parámetros se mantuvo dentro de sus promedios anuales a lo largo del año y sin presentar diferencias entre superficie y profundidad, excepto los SSF.

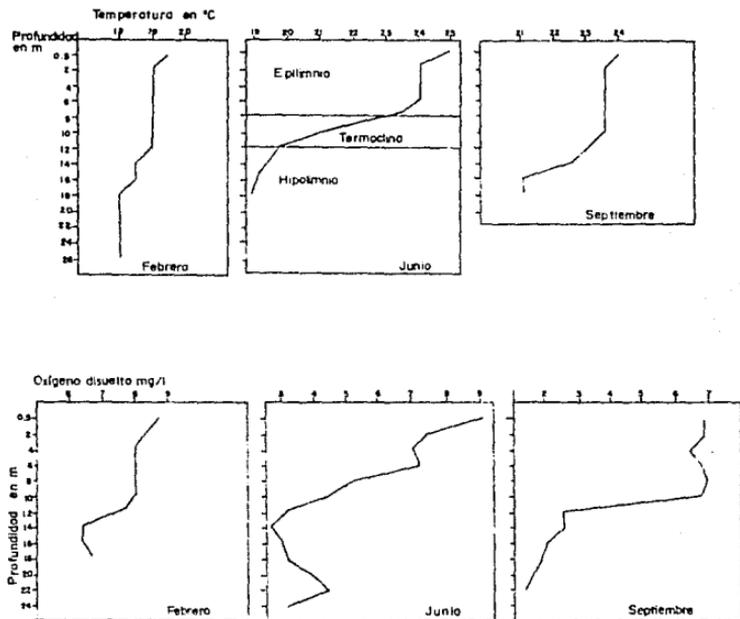
De acuerdo a las muestras A (superficial) y B (profunda) se puede considerar una columna de agua mezclada, detectándose los efectos de una estratificación en el OD, turbiedad, pH, nitrógeno y SSF.

4.2 Perfiles de Temperatura y Oxígeno Disuelto

Los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto fueron obtenidos en las estaciones 1, 3 y 5 en todos los meses de muestreo. En la Figura 11 sólo se ilustran los perfiles correspondientes a la estación 3 para los meses de febrero, junio y septiembre por considerarlos representativos de las condiciones promedio prevalientes en el embalse, encontradas en las tres estaciones y meses de muestreo.

Es evidente en ambos parámetros las épocas de estratificación y mezcla en el embalse, presentando estratificación durante el periodo comprendido de abril a septiembre (6 meses) y la mezcla y homogeneización de sus aguas de noviembre a febrero. En el resto de los meses se cubren etapas de transición en la formación de termoclina y oxiclina y en su ruptura después de la estratificación.

FIGURA 11. Perfiles de temperatura y oxígeno disuelto para la presa Valle de Bravo, Méx., 1987.



Por su régimen de temperatura y OD en los perfiles, se puede clasificar al embalse como un lago cálido monomictico de segundo orden con distribución clinogrado de OD, de acuerdo con Hutchinson, (op. cit.).

El ámbitos de valores dentro de los que fluctuaron las temperaturas de los perfiles fue de 25 °C a 18 °C, mientras que para las concentraciones de OD fue de 9.1 mg/l a 1.9 mg/l; estos valores se presentaron durante la estratificación del embalse, a excepción de la temperatura más baja la que se dio en los meses de mezcla (invierno).

Durante su etapa de estratificación se identifica la formación de termoclina (metalimnio) y oxiclina entre los 8 m y 12 m de profundidad. Esto permite diferenciar al lago en dos regiones principales, el epilimnio de 0 m a 12 m de profundidad y el hipolimnio de 12m hasta el fondo.

Con ayuda de las curvas hipsográficas se calcularon los volúmenes del epilimnio (Ve) y del hipolimnio (Vh), dando por resultado $V_e = 178$ millones de m³ y $V_h = 157$ millones de m³, con un volumen total del embalse (V) de 335 millones de m³. Esta medición fue corroborada aplicando la siguiente ecuación propuesta por Vollenweider (1986):

$$V_e = V \left[1 - \left(1 - \frac{Z_e \delta}{Z_m} \right) \right] \quad (5)$$

Donde: Z_e = profundidad del epilimnio en m
 Z_m = profundidad máxima en m

$$\delta = \frac{Z_m}{Z_e}$$

$$V = V_e + V_h$$

Es importante hacer notar las bajas concentraciones de OD en el fondo (1.9 mg/l), que si bien de acuerdo con Castagnino, (1977), todavía no causan liberación de nutrimentos de los sedimentos (<1.2 mg/l), si se encontraron muy cerca de hacerlo.

4.3 Análisis de Clorofila a

La biomasa fitoplanctónica del embalse Valle de Bravo expresada en mg/m³ de clorofila a (Cl-a) se muestra en la Tabla 4. La concentración máxima fue de 52.8 mg/m³ medido en el mes de febrero en la estación 2 y la mínima de 10.5 mg/m³ en julio, estación 3. El análisis por estación reveló promedios similares en el embalse. Los promedios mensuales tienen su valor máximo en el mes de febrero con 45.8 mg/m³, y el mínimo en la segunda quincena de julio (13.9 mg/m³); en el resto de los meses sus

Tabla 4. Concentración de clorofila a en mg/m³, Valle de Bravo, 1987.

E S T A C I O N						
M E S	1	2	3	4	5	
	Club. de Yates	Casa-Punta	Cortina	Jesucristo	Centro	PROM
Feb.	43.4	52.8	43.4	51.6	37.8	45.5
Mar.	31.8	22.1	37.4	28.4	24.3	28.8
Abr.	31.8	28.8	26.2	27.7	26.2	28.1
May.	22.8	32.2	38.2	39.3	38.9	34.3
Jun	34.1	22.1	34.4	--	22.5	28.3
Jul.	39.3	17.6	32.2	30.3	33.3	30.5
Jul.	--	12.0	10.5	12.0	21.0	13.9
Sep.	19.1	19.5	23.2	18.7	31.1	22.3
Sep.	52.2	13.1	17.2	26.2	47.2	27.2
PROM	31.0	24.5	29.2	29.3	31.4	ANUAL
						29.2

promedios se mantuvieron cerca del promedio anual de 29.2 mg/m3. De acuerdo a estos resultados el embalse puede tratarse como eutrófico según los límites de la Tabla 1.

Con ecuaciones propuestas por Vollenweider (1986) se calcularon las profundidades de las zonas eufóticas (Zeu) con la concentración promedio de clorofila y su concentración máxima, de acuerdo a la siguiente relación:

$$Zeu = \frac{\ln 100}{Kd} \quad (6)$$

Donde : Kd = $E_w + \theta \cdot (Cl-a)$

Kd = coeficiente de extinción vertical de la luz del embalse, m-1

E_w = coeficiente de extinción vertical de la luz por agua destilada, 0.3 m-1

θ = coeficiente específico de extinción de luz por algas, 0.02 l/mg · m

Cl-a = concentración de clorofila, mg/m3

Sustituyendo el promedio anual de Cl-a (29.2mg/m3) en (6) queda:

$$Kd = 0.3 \text{ m}^{-1} + 0.02 (29.2) \text{ m}^{-1} = 0.88 \text{ m}^{-1}$$

$$Zeu = \frac{\ln 100}{0.88} = 5.23 \text{ m}$$

Y con el valor máximo de Cl-a (52.8mg/m3) en la misma ecuación nos da :

$$Kd = 0.3 \text{ m}^{-1} + 0.02 (52.8) \text{ m}^{-1} = 1.36 \text{ m}^{-1}$$

$$Zeu = \frac{\ln 100}{1.36} = 3.39 \text{ m}$$

La comparación de la profundidad media del epilimnio (12 m) con la zona eufótica, indicó que durante todo el año la luz es un factor limitante ya que en el epilimnio sólo fotosintetiza el 44 % (5.23m/12m) en promedio, llegando a reducirse hasta en un 28 % (3.39/12). De lo anterior se confirmó el exceso en sólidos suspendidos que al estar incluido el fitoplancton, éste resultó ser autolimitante.

Resulta de interés comparar los coeficientes de extinción así obtenidos, con los utilizados comúnmente para lagos templados (Kd = 1.7/DS) y el propuesto por Margalef (op. cit.) (Kd = 2.3/DS).

Al utilizar los valores de DS promedio, máximo y mínimo respectivamente; los cocientes mencionados quedaron:

$$Kd = 1.7/1.84m = 0.92m^{-1}$$

$$Kd = 1.7/2.70m = 0.61m^{-1}$$

$$Kd = 1.7/0.90m = 1.89m^{-1}$$

$$Kd = 2.3/1.84m = 1.25m^{-1}$$

$$Kd = 2.3/2.70m = 0.85m^{-1}$$

$$Kd = 2.3/0.90m = 2.56m^{-1}$$

Si se considera que los Kd de Vollenweider fueron calculados con únicamente la Cl-a y agua destilada y los de Margalef incluyen todos los factores de transparencia, se puede deducir que la Cl-a en todos los casos interviene en la extinción de la luz en proporción con otros factores del 50 % al 90 % del total.

4.4 Análisis de Sedimentos (lodos bentales)

Las variaciones del porcentaje de materia orgánica en los sedimentos del embalse Valle de Bravo se encuentran en la Tabla 5, en donde por estación de muestreo se aprecian los valores más elevados (82.2 %) para la estación 1 y (60.1 %) en la estación 5.

Los promedios mensuales indicaron una acumulación de materia orgánica durante el mes de febrero de 90.4%, permaneciendo el resto del año dentro del valor promedio anual de 53.4 %, a finales de año descendió el porcentaje hasta 11.7 % en el mes de septiembre.

De acuerdo a estos resultados el porcentaje de materia orgánica que se acumula en sedimentos es elevado, si se considera que el valor dado por Margalef (1983) de 14 % para embalses del mundo.

4.5 Bacteriología

La dinámica del nitrógeno en el embalse, mencionada en los resultados físicos y químicos, es corroborada con el análisis de bacterias del nitrógeno (Tabla 6). Las bacterias fijadoras de N mantuvieron valores semejantes en tributarios y embalse pero en el efluente casi se duplicaron. La mineralización del Norg. se vió favorecida por las cuentas altas de bacterias amonificantes y la desnitrificación se llevó a cabo en el orden de miles.

Por otro lado la eficiencia de remoción bacteriológica del embalse, contabilizada como cuenta estándar en unidades formadoras de colonias (UFC)/100 ml. fue baja e incluso acumuló bacterias, ya que el efluente exporto hasta 20 veces más bacterias que la suma de las descargas.

4.6 Lirio Acuático, *Wichhornia crassipes*, (Mart. Zucc) Solms.

En la Tabla 7 se presentan los cambios de biomasa del lirio acuático en el embalse durante el periodo de estudio.

La cobertura máxima correspondió al mes de marzo con 25 % del área total del embalse cubierta por lirio y la mínima con 2 % en la segunda quincena de julio. Durante el año las coberturas son

TABLA 5. % DE MATERIA ORGANICA EN SEDIMENTOS, VALLE DE BRAVO, MEX. 1987

ESTACION	M	A	M	J	J	J	S	S	N	\bar{x}
1 CLUB DE YATES	162.3	72.3	88.7	103.3	102.1	97.1	21.3	7.0	21.1	82.2
2 CASA PUNTA	59.2	43.7	35.0	36.6	31.7	36.5	25.7	7.6	9.4	34.5
3 CORTINA	68.3	45.7	45.5	56.9	54.7	63.2	16.8	11.6	16.8	45.3
4 JESUCRISTO	72.2	48.8	50.7	60.7	57.2	61.1	15.9	17.1	17.1	48.0
5 CENTRO	95.0	51.1	61.7	57.3	69.6	69.6	16.7	—	18.5	60.14
\bar{x} =	91.4	52.3	56.3	67.0	63.1	65.5	19.3	11.7	16.6	53.4 Anual

TABLA 6. BACTERIAS DEL NITROGENO Y CUENTA ESTANDAR EN LA PRESA VALLE DE BRAVO, MEXICO

BACTERIAS * ESTACION	FIJADORAS DE NITROGE- NO UFC/Kg/ml	AMONIFICAN- TES N.N.P./100ml	PROTEOLITICAS N.M.P./100ml	ENTERIFICAN- TES N.M.P./100ml	CUENTA ESTANDAR UFC./100ml
1 CLUB DE YATES	350	5.7X10 ⁶	2,437	26.6X10 ³	86 X10 ³
2 CASA PUNTA	493	6.0X10 ⁶	964	3.0 X10 ³	6.9 X10 ³
3 CORTINA	350	4.0X10 ⁶	2,472	24.0X10 ³	10.2X10 ³
4 JESUCRISTO	653	1.0X10 ⁶	435	23.0X10 ³	14.4X10 ³
5 CENTRO	397	0.44X10 ⁶	805	23.1X10 ³	12.0X10 ³
9 CLUB NAUTICO	705	153.5 X10 ⁶	7150	7370X10 ³	13.8X10 ³
10 IGLESIA	748	3.7X10 ⁶	945	55.6X10 ³	24.3X10 ³
11 EMBARCADE- RO	521	2.75X10 ⁶	1,578	136.4X10 ³	17.3 X10 ³
12 CAPITANA DE PUERTO	506	3.24X10 ⁶	9,800	946.0X10 ³	14.0X10 ³
13 MERCADO	526	2.8X10 ⁶	1,456	190X10 ⁶	9.4X10 ³
16 EFLUENTE	1098	15.0X10 ⁶	909	2.77X10 ⁶	19.6X10 ³

* Promedio anual

Tabla 7 . Biomasa del lirio acuático en la presa Valle de Bravo, 1987.

M E S	DENSIDAD Kg/m ² (peso húmedo)	COBERTURA (%)	SUPERFICIE DEL EMBALSE (Ha)	BIOMASA Total de lirio (ton)
FEB	17	20	1 770	59 500
MAR	22	25	1 740	121 800
ABR	38	10	1 720	65 360
MAY	45	5	1 690	38 025
JUN	40	5	1 650	33 600
JUL	59	5	1 680	49 560
JUL	67	2	1 680	22 512
AGO	39	5	1 710	33 345
SEP	28	5	1 730	24 220
SEP	21	15	1 740	54 810
PROM.				50 271

mayores en época de secas y menores en lluvias, siguiendo el comportamiento del nivel del agua y de acuerdo con las superficies totales del embalse. Esto quiere decir que a mayor superficie del embalse, el lirio presentó una mayor cobertura y a menor superficie menor cobertura. Esta correspondencia de cobertura-superficie del agua, se debe a que todo el lirio marginal queda enraizado o atrapado en la orilla al descender el nivel del agua, reduciendo la cobertura del lirio y por lo tanto la biomasa total del mismo.

La densidad del lirio acuático en la presa fluctuó entre 17 Kg/m² y 67 Kg/m² (febrero y julio respectivamente). La densidad resultó de comportamiento inverso a la superficie del embalse y por lo tanto también a su cobertura, siendo coherente este dato, ya que la densidad aumentó por compactación. Esto pudiendo provocar malas interpretaciones, ya que la mayor densidad de lirio correspondió a la biomasa menor en el mes de julio.

La biomasa mayor total de lirio en el embalse fue de 121 800 ton en el mes de marzo, la que corresponde a la cobertura mayor.

El promedio de biomasa de lirio fue de 50 271 ton, encontrándose casi en su totalidad distribuida al norte del embalse durante la mayor parte del año.

La influencia de los vientos dominantes de NW en la dispersión y distribución del lirio provocó que al inicio del día se acumulara en el área de la cortina. En el transcurso del día viajaba en dirección al río Amanalco y se acumulaba en esta zona. Durante la noche regresaba de nueva cuenta a la cortina.

El análisis químico del lirio presentó los siguientes promedios anuales (Tabla 8): humedad 94.9 %; fósforo en peso seco 0.086 % y nitrógeno en peso seco 1.479 %, estos resultados corresponden al análisis de plantas completas.

Alternativamente se analizaron partes de la planta (pecíolo, hoja y raíz) por separado, y se encontró una similitud con los resultados del análisis de plantas completas; la correlación de estos datos dieron un valor de $r^2=0.8$ (Fig. 12).

La tasa de crecimiento (r) del lirio en el embalse, medida *in situ* en los corrales metálicos, resultó con un valor de 0.052 día⁻¹, medida con datos de los meses de octubre, noviembre y diciembre (otoño). La capacidad de carga del sistema (K) se estimó en 2.287 Kg/m², de acuerdo con los siguientes cálculos y las ecuaciones propuestas por Romero *et al.* (op. cit.):

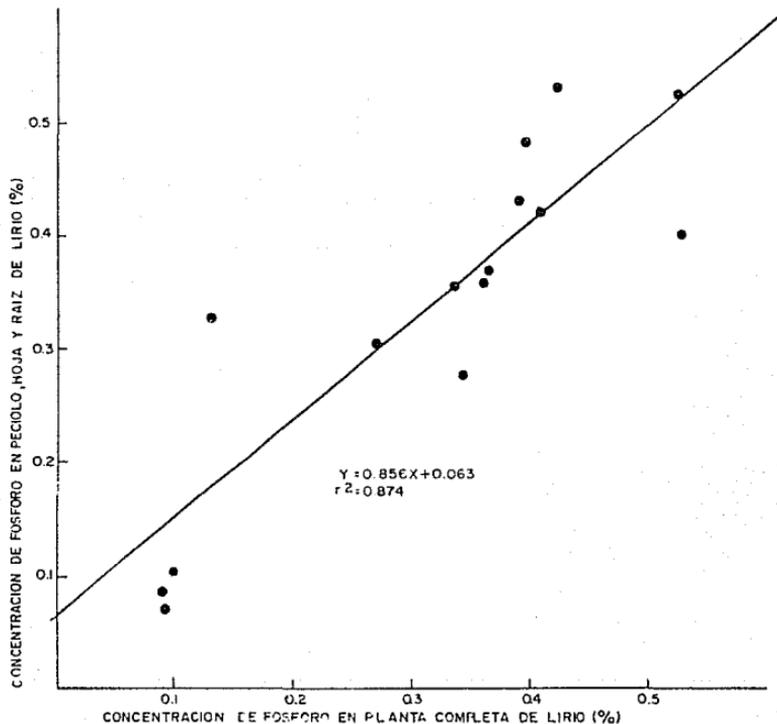
Fecha	Tiempo (días)	Densidad (N, en Kg/m ²)*
8-oct-87	0 (t ₀)	1.000 (N ₀)
9-nov-87	31 (t ₁)	1.819 (N ₁)
10-dic-87	62 (t ₂)	2.175 (N ₂)

* promedio de cuatro mediciones

**TABLA 8. ANALISIS BROMATOLOGICO DEL LIRIO ACUATICO
EN VALLE DE BRAVO, MEX, 1987**

MES	% Humedad	% P (Peso seco)	% N (Peso seco)
FEB	94.9	0.143	1.620
MAR	94.9	0.135	1.391
ABR	94.9	0.091	1.470
MAY	94.8	0.063	1.421
JUN	—	0.055	1.957
JUL	—	0.080	1.099
JUL	—	0.061	1.519
AGO	95.0	0.061	1.358
Promedio Anual	94.9	0.086	1.479

Gráfica No. 12 - Análisis de correlación entre la concentración de fósforo del promedio: peciolo, hoja, raíz en plantas de lirio vs. la concentración de fósforo en planta completa de lirio acuático



Las ecuaciones referidas son:

$$K = \frac{2 N_0 N_1 N_2 - N_1^2 (N_0 + N_2)}{N_0 N_2 - N_1^2} \quad r = \frac{1}{t_1} \frac{\ln N_1 (K - N_0)}{N_0 (K - N_1)}$$

De acuerdo a la r obtenida el lirio acuático en el embalse se duplicó $(\ln 2/r)$ cada 13 días.

4.7 Clasificación Trófica del Embalse

4.7.1 Datos morfológicos e hidrológicos utilizados

Como se mencionó en la metodología algunos datos morfológicos e hidrológicos tuvieron que ser calculados o medidos, antes de realizar la clasificación trófica del embalse; a continuación se dan los resultados de estas estimaciones.

En la carta topográfica de Valle de Bravo E14 A46 de INEGI (1983), se obtuvo un largo máximo del embalse de 7.3 Km y un ancho máximo de 6.3 Km.

En las curvas hipsográficas del embalse (Fig.8) y con apoyo en el mapa batimétrico (Fig.7) y funcionamiento del embalse durante 1987, se estimaron los siguientes datos :

Volumen del embalse	(V) =	335 millones de m ³
Superficie del embalse	(S) =	1 750 ha (17.3 millones de m ²)
Profundidad máxima	(Zm) =	35 m

En la Tabla 9 aparecen los datos climatológicos de la estación Valle de Bravo (ubicada en la cortina) de los años 1985 y 1986, los que sirvieron para obtener la entrada de agua al embalse por precipitación directa y la salida de agua por evaporación.

El promedio de precipitación pluvial al embalse fue de 840 mm, el que al ser expresado en metros (0.840 m) y multiplicarse por la superficie del embalse (S = 17.3 millones de m²) da un volumen de agua aportado al embalse por precipitación de 14.5 millones de m³.

Siguiriendo el mismo procedimiento para la evaporación del embalse (1.72m), se obtuvo que la salida de agua por este concepto fue de 29.8 millones de m³.

Tabla 5 Datos climatológicos de la estación Valle de Bravo (1965-1966.)

1965

MES	TEMPERATURA °C			LUVIAS mm		EVAPORACION mm		No DE DIAS NUBLADOS	No DE DIAS DESPEJADOS	VIENTO DOMINANTE
	MAX.	MIN.	FRON.	FRON.	TOTAL	FRON.	TOTAL			
ENE	21.5	8.0	16.7	.0	.0	4.01	154.42	5	19	NE
FEB	21.0	7.0	17.9	.0	.0	5.54	155.05	7	19	NW
MAR	30.0	10.0	23.6	.0	.0	6.74	116.54	7	21	NW
ABR	31.0	11.5	21.7	.0	.0	7.71	221.31	16	10	NW
MAY	31.5	13.0	22.5	.7	21.0	7.19	222.15	12	10	NW
JUN	31.0	14.0	20.3	8.7	251.0	4.86	120.03	26	2	NW
JUL	25.0	13.0	19.0	5.6	172.5	3.33	105.21	25	0	SE
AGO	25.0	13.0	19.0	5.3	163.4	3.59	111.16	23	1	NW
SEP	25.0	13.0	16.9	1.6	113.1	3.66	105.74	20	0	NW
OCT	25.5	11.0	18.9	3.7	115.4	4.01	124.29	22	4	NW
NOV	24.5	8.0	17.7	.7	21.0	3.75	112.63	7	15	NW
DIC	26.0	8.0	17.3	.3	9.3	3.32	102.88	12	12	NW
SUMA			19.2		679.9		1730.65	202	117	NW

1966

MES	TEMPERATURA °C			LUVIAS mm		EVAPORACION mm		No DE DIAS NUBLADOS	No DE DIAS DESPEJADOS	VIENTO DOMINANTE
	MAX.	MIN.	FRON.	FRON.	TOTAL	FRON.	TOTAL			
ENE	26.0	5.0	16.5	.0	.0	4.23	131.75	2	23	NW
FEB	26.0	7.0	17.9	.0	.0	5.52	154.55	1	24	NW
MAR	30.0	7.0	16.9	.0	.0	7.21	223.35	0	31	NW
ABR	33.0	12.0	20.4	.2	4.0	7.83	234.92	4	25	NW
MAY	37.0	13.0	20.4	2.5	76.0	6.33	197.52	17	11	NW
JUN	28.0	14.0	16.4	5.3	164.4	3.62	114.57	25	1	NW
JUL	25.0	12.5	19.2	3.3	162.4	3.06	104.14	17	2	NW
AGO	27.0	13.0	17.3	2.7	92.1	3.07	107.54	24	4	NW
SEP	26.0	13.0	15.6	4.6	145.0	3.52	102.45	4	0	NE
OCT	25.0	10.0	18.1	5.5	172.0	3.33	120.31	6	13	NW
NOV	25.0	9.0	16.7	.3	24.6	3.54	104.51	4	13	NW
DIC	25.5	6.0	15.8	.7	21.0	3.50	105.41	2	13	NW
SUMA			19.2		799.0		1739.27	166	163	NW

† Datos proporcionados por la C.F.A.E.

Los promedios de gastos de agua (Q) de los ríos para el período comprendido de 1985 a 1986, fueron los siguientes:

	Q Medio anual m3/s	Q Máximo anual m3/s	Q Mínimo anual m3/s
Río Amanalco	2.890	20.400	1.625
Río Molino	1.860	17.550	0.570
Río González	0.652	6.720	0.103
Río Carrizal	0.389	3.48	0.014
Río Santa Mónica	0.134	3.15	0.022

Para las descargas, los promedios de los Q medidos de mayo a septiembre de 1987 fueron:

	Q Medio anual m3/s
Mercado	0.258
Club Náutico	0.074
Embarcadero	0.046
Capitanía	0.016
Iglesia	0.004

La extracción de agua por la obra de toma (efluente), ascendió a un Q de 4.944 m3/s, en promedio al año.

4.7.2 Balance hidráulico

Los resultados de carga de P (LP) y carga de N (LN), así como un balance de estos nutrimentos e hidráulico se presentan en la Tabla 10, donde se observa que por tributarios llegan al embalse 197 millones de metros cúbicos de agua (184.3 por ríos y 12.4 por descargas) y salen por el efluente 154 millones, obteniéndose una ganancia de agua de 43 millones.

El aporte por lluvias fue de 14.5 millones de metros cúbicos de agua y la salida por evaporación fue de 29.8 millones, lo que dio una pérdida de 15 millones.

La diferencia entre el volumen ganado y el perdido da en cálculo aproximado de 28 millones de metros cúbicos de agua los que se adjudicaron a infiltraciones y evapotranspiración por el lirio acuático entre otros conceptos.

Tabla 10.-Cargas de Py N por tributarios a la presa Valle de Bravo, Méx, 1987, y balanza hídrica y de nutrientes

Tributarios (Ríos)	Q m ³ /s	Q 10 ⁶ m ³ /año	P-Total mg/l	Carga de P Ton/año	N-Total mg/l	Carga de N Ton/año
Amanaco	2.890	89.89	0.293	26.518 (57%)	1.800	161.840 (38%)
Malino	1.860	57.853	0.014	0.810 (2%)	0.518	29.968 (10.8%)
Sio Mónica	0.134	4.152	0.064	0.266 (0.69%)	0.742	3.080 (1.0%)
Gonzalez	0.652	20.280	0.011	0.220 (0.5%)	0.487	9.876 (3.6%)
Carrizal	0.389	12.084	0.010	0.121 (0.3%)		9.379 (3.4%)
Total		184.260		27.935 (60%)	214.143	172% (172%)

Efluente	Q m ³ /s	Q 10 ⁶ m ³ /año	P-Total mg/l	Carga de P Ton/año	N-Total mg/l	Carga de N Ton/año
	4.944	153.773	0.01	1.538	0.551	84.683

Tributarios (Descargas)	Q m ³ /s	Q 10 ⁶ m ³ /año	P-Total mg/l	Carga de P Ton/año	N-Total mg/l	Carga de N Ton/año
Mercado	0.258	8.020	1.998	16.032 (34%)	8.733	54.003 (19.5%)
Embarcadero	0.046	1.444	1.379	1.991 (4.3%)	3.963	5.722 (21%)
Capitán de puerto	0.016	0.502	0.771	0.387 (0.8%)	2.781	1.398 (0.5%)
Club Náutica	0.074	2.297	0.121	0.277 (0.6%)	0.818	1.874 (0.7%)
Iglesia	0.004	0.133	1.041	0.138 (0.3%)	2.144	0.285 (0.1%)
Total		12.396		18.826 (40%)	63.260	63.260 (23%)

Q = gasto promedio de 1985 - 1986

Balanza Hídrica de la presa Valle de Bravo, Méx, 1987 (en 10⁶m³/año)

Concepto	Entradas	Concepto	Salidas
Tributarios ¹⁾	196.6%	Toma ¹⁾	153.773
LLuvias ²⁾	14.500	Evaporación ²⁾	29.800
		Infiltración ³⁾ y otros	27.583
	211.156		211.156

¹⁾En base a los Q promedio para 1987

²⁾En base a promedio de 1985 y 1986

³⁾Calculado por diferencia

Balanza de Py N en la presa Valle de Bravo, Méx, 1987

Concepto	P		N : P
	Ton/año	Ton/año	
L (P)			
Carga por Tributarios	46.781	277.423	6:1
Efluente	1.538	84.683	55:1
Lirio Acuatico	2.205	37.922	17:1
Clorella a	1.100	5.900	5:1
Aseñamientos y arbo			

¹⁾En base a 2,564 Ton (5.1% de peso seco en 50,27 Ton. de biomasa promedio de lirio) por 1.478 % de N y 0.086 % P

4.7.3 Cargas de nutrimentos en el sistema

Carga por tributarios y en efluente

La carga de nutrimentos se obtuvo con la sumatoria de los productos en cada tributario de $(Q_i \times C_i)$ donde (Q_i) es el volumen anual y (C_i) es la concentración de nutrimento promedio anual.

Las LP y LN que entraron al embalse por tributarios fueron de 46.8 ton P/año y 277.4 ton N/año.

Considerando la relación LN/LP indicó la posibilidad de que el embalse estuviera limitado por N ya que:

$$\frac{LN}{LP} = \frac{277.4}{46.8} = 6 < 9$$

Las cargas de nutrimentos al embalse por ríos equivalen al 60 % del total de P y al 77 % del total de N, las diferencias correspondieron a las aportaciones de las aguas residuales (descargas).

Se encontró que las principales fuentes de contaminación estuvieron representadas por el río Amanalco, con el 57 % de aportación de P y 58 % de N, y la descarga Mercado con 34 % de P y 19.5 % de N, lo que significó un aporte en conjunto de 91 % de P y 77.5 % de N al embalse.

El resto de los tributarios, a excepción del río Molino con 10.8 % de N y la descarga Embarcadero con 4.3 % de P, resultaron con aportaciones ≤ 2 % de P y ≤ 3.4 % de N.

La carga o masa promedio anual de P y de N que sale del embalse por el efluente se calculó con el producto $(Q_e \times C_e)$ donde (Q_e) es el volumen anual y (C_e) es la concentración de nutrimento.

Resultando que por el efluente se exportaron un total de < 1.5 ton de P y 84.7 ton de N durante el año.

Carga en el embalse

La concentración promedio anual de P en el embalse fue de < 10 mg/m³ y la del N total fue de 612 mg/m³ (tabla 3), las cuales se multiplicaron por su volumen (335 millones de m³) para obtener la carga o masa promedio de P y N en el embalse presentes durante el año, (MPE) y (MNE) respectivamente. Los resultados fueron MPE = < 3.4 ton y MNE = 205.0 toneladas.

Carga en lirio acuático

Para obtener la carga o masa promedio anual de P contenida en el lirio acuático (MPL) y la de N (MNL), se consideró un peso seco de 5.1 % (tabla 8) y la biomasa promedio anual de lirio en el embalse de 50 271 toneladas (tabla 7). Por lo tanto el 5.1 % de esta biomasa es de 2 564 toneladas que multiplicadas por el contenido de P (0.086 %) y por el de N (1.479 %) en lirio resultó en una MPL = 2.2 ton y una MNL = 37.9 ton anuales.

Carga en fitoplancton

De acuerdo con Salas (op. cit.) la concentración de clorofila a expresada en mg/m³ corresponde aproximadamente a 0.5 de biomasa fitoplanctónica expresada en peso seco, la que guarda una relación de 1:0.5 con el P (P:Cl-a).

La concentración promedio anual de Cl-a en el embalse fue de 29.2 mg/m³ la que equivale a una biomasa de 14.6 mg/m³ en peso seco y por lo tanto a la misma concentración de P en fitoplancton

Si se considera un volumen del epilimnio (Ve) de 178 millones de m³ y que en el 44 % de este volumen se presenta la fotosíntesis (véase 4.2 y 4.3) resultará que sólo en 78.3 millones de m³ se encuentra la biomasa fitoplanctónica.

Con la información anterior se calculó la carga o masa promedio anual de P contenida en fitoplancton (MPF) con el producto de su biomasa por el Ve donde fotosintetiza, que resulta en MPF = 1.1 toneladas.

La carga o masa de N en fitoplancton (MNF) fue calculada con base a una relación 9:1 de N:P, la que resulta en MNF = 9.9 toneladas.

En resumen los resultados de las cargas o masas de P y N por tributarios, en el embalse, en el efluente, en lirio acuático y en fitoplancton expresadas en toneladas son:

	P	N	N:P
Tributarios	46.5	377.4	8:1
Efluente	< 1.5	84.7	55:1
Embalse	< 3.4	205.0	61:1
Lirio acuático	2.2	37.9	17:1
Clorofila a	1.1	9.9	9:1

4.7.4 Balance de P

Un balance de P se obtiene de acuerdo a la siguiente relación (Vollenweider, 1966):

Ingreso por tributarios + Contenido inicial = Contenido final + Egresos por el efluente + Pérdida a sedimentos

De donde se deducen las pérdidas de P a los sedimentos (Ps).

En el caso particular del embalse Valle de Bravo no fue posible el cálculo directo del balance de P, ya que los valores de los contenidos inicial y final en el embalse y los egresos por efluente no se conocieron con precisión por presentar durante todo el año concentraciones < 10 mg/m³, lo que indicó que el P actuó como el elemento limitante en el sistema.

La alternativa seguida en esta investigación consistió en calcular el balance del nitrógeno para deducir por diferencia la cantidad de N que se perdió a sedimento (Ns) y de acuerdo a una proporción de N:P de 9:1 encontrar la carga de P equivalente.

El balance de N se dedujo con base en la relación antes mencionada la que incluyó las siguientes variables:

$$LN + (MNE)_i + (MNL)_i + (MNF)_i = (Q_{ex}C_e) + (MNE)_f + (MNL)_f + (MNF)_f + N_s$$

Donde los subíndices (i) y (f) denotan que se tratará de los valores obtenidos al inicio y al final del año (primero y último muestreo).

Los valores de las variables involucradas en el balance de N se calcularon de igual manera que las mencionadas en el inciso 4.7.3 dando por resultado lo siguiente:

La LN que entra al embalse por los tributarios fue de 277.4 ton y la salida de N por el efluente fue de $(Q_{ex}C_e) = 84.7$ ton, lo que indicó que en el embalse se quedan 192.7 ton de nitrógeno.

Al inicio del año en el embalse la concentración total de N presentó un valor de 520 mg/m³ y al final del año de 370 mg/m³. Estos valores al multiplicarlos por el V del embalse dieron una $(MNE)_i = 174.2$ ton y una $(MNE)_f = 123.9$ ton de N respectivamente. La diferencia entre estas dos masas implicó una pérdida de N a sedimentos de 50.3 toneladas en el transcurso del año.

De igual manera las masa de N contenidas en el lirio acuático al inicio y fin de año fueron de 49.2 ton y 21.4 ton respectivamente. Por la característica de esta planta de

acumular nutrimentos (Haller y Sutton, 1973) estos valores fueron divididos entre 1.9 que corresponde a la proporción P:N encontrada de 17:1 en este estudio, resultando valores de (MNL)i = 25.9 ton de N en lirio al inicio de año y (MNL)f = 11.3 ton de N al final del año. La diferencia de masas indicó una pérdida de N a sedimentos durante al año del orden de las 14.6 toneladas.

En el caso del fitoplancton la masa de N que acumuló al inicio del año fue de (MNF)i = 16.0 ton y al final de (MNF)f = 9.6 ton, lo que implicó una pérdida a sedimentos de 6.4 toneladas.

El balance de N en el sistema quedó entonces por sustitución de valores de la siguiente forma:

$$277.4 = 84.7 - 50.3 - 14.4 - 6.4 + N_s$$

Los signos negativos indican una pérdida de N a sedimentos por cada uno sus conceptos.

$$N_s = 192.7 + 71.1$$

$N_s = 263.8$ ton/año de N que se pierden a sedimentos

El signo positivo indica una sedimentación de este nutrimento y no una aportación de los sedimentos al lago, por lo tanto no está en equilibrio dinámico, sino que está experimentando acumulación de nutrimentos.

Por deducción la pérdida de P a sedimentos equivalente al N es :

$$P_s = \frac{263.8}{9} = 29.3 \text{ tonP/año}$$

El signo positivo tiene el significado arriba mencionado.

4.7.5 Cálculo de K_s

El valor de K_s se calculó de:

$$K_s = \frac{N_s (2) + 263.8 (2)}{(MNE)f + (MNE)i} = \frac{123.9 + 174.2}{1.770} \text{ año}^{-1}$$

4.7.6 Clasificación trófica

El modelo propuesto por Salas y Martino, (op. cit.) para evaluar la eutroficación en lagos cálidos y la relación empírica por ellos encontrada son:

$$P\lambda = \frac{L(p)}{Z/Tw (1 + 2 \sqrt{Tw})} \quad (3)$$

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

Donde :

$P\lambda$ = concentración de P en el embalse, mg P/m³
 $L(p)$ = carga superficial de P, mg P/m²-año
 z = profundidad media, m
 Tw = tiempo de retención, años

El tiempo de retención Tw se calculó como:

$$Tw = \frac{V}{Qe} = \frac{335 \text{ millones de m}^3}{153.8 \text{ millones de m}^3/\text{año}} = 2.18 \text{ años}$$

y la profundidad media z como:

$$z = \frac{V}{S} = \frac{335 \text{ millones de m}^3}{17.3 \text{ millones de m}^2} = 19.4 \text{ m}$$

Como se mencionó en el inciso 4.7.3 de acuerdo a las LP y LN de los tributarios la relación P:N fue de 6:1 lo que indicó la probabilidad de que el embalse esté limitada por N, lo cual evidentemente no es cierto ya que la proporción N:P encontrada en el embalse fue de 61:1 lo que confirma que el P es el elemento que limita en el sistema. Por esta razón el cálculo de la $L(p)$ se realizó con base en la carga equivalente de P de la siguiente manera:

$$LP = \frac{LN}{9} = \frac{277.425}{9} = 30.83 \text{ ton P/año}$$

Teniendo en cuenta la superficie del embalse $S = 17.3$ millones de m², la carga superficial $L(p)$ de fósforo fue:

$$L(p) = \frac{LP}{S} = \frac{30.83 \text{ ton P/año}}{17.3 \text{ millones de m}^2} = 1.780 \text{ mg P/m}^2\text{-año}$$

Sustituyendo los valores obtenidos en el modelo (3) la concentración esperada de $P\lambda$ en el embalse fue de :

$$P\lambda = 57 \text{ mg P/m}^3$$

y con la ecuación empírica (4) la P fue de:

$$P\lambda = 51 \text{ mg P/m}^3$$

No difieren los valores entre si por lo que los dos modelos son aceptables.

En la Fig. 13. se reproduce la gráfica de Salas y Martino (op. cit.) para la clasificación trófica de lagos cálidos en donde el embalse Valle de Bravo con:

$$\frac{L(p)}{z} = \frac{1.78 \text{ g P/m}^2\text{-año}}{19.4 \text{ m}} = 0.092 \text{ g P/m}^3 - \text{año y}$$

$$T_w = 2.18 \text{ años}$$

se clasificó como un embalse mesotrófico.

Como se puede observar la $P\lambda$ esperada en el embalse es superior a la observada de $< 10 \text{ mg P/m}^3$. Esto sugiere que el sistema no se encuentra en estado estable, ya que a pesar de detectar concentraciones de P tan bajas la biomasa de fitoplancton, lirio acuático y sedimentos principalmente son una fuente almacenada de P , por lo que el embalse no está en equilibrio dinámico sino acumulando nutrimentos como se había indicado con anterioridad.

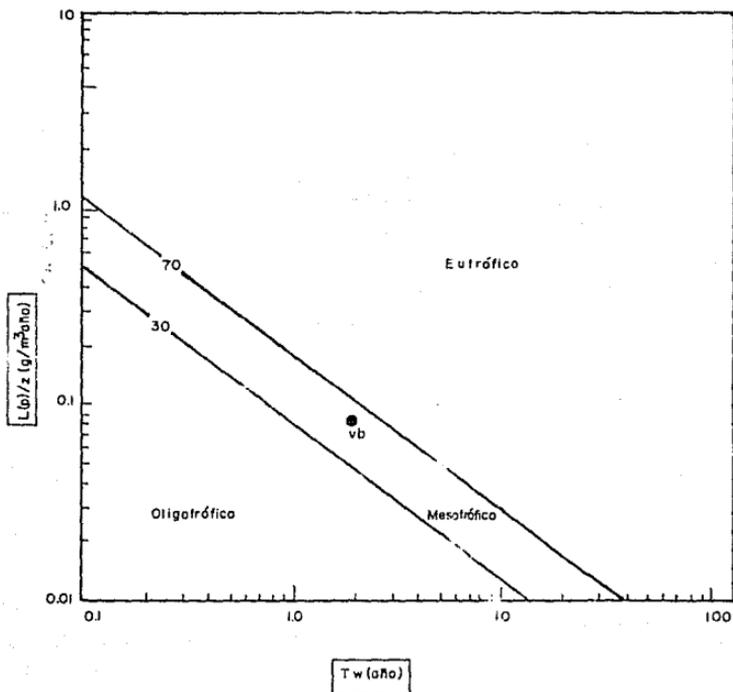
Esto implica un aumento del nivel trófico y deterioro de la calidad del agua si no se toman medidas al respecto.

4.8 Aproximaciones de Solución

Las siguientes aproximaciones de solución fueron calculadas con las ecuaciones (3) y (4) propuestas para lagos cálidos.

Si se supone que se quiera lograr una $P\lambda = 20 \text{ mg P/m}^3$ en el embalse, la carga necesaria para lograrlo sería la siguiente: despejando a $L(p)$ de la ecuación (4) y sustituyendo la P esperada, la $L(p)$ que resulta es de $624.0 \text{ mg P/m}^2\text{-año}$. Para la superficie del embalse sería equivalente a una carga externa de 10.8 ton de P equivalente o sea 16.4 ton P actuales que corresponderían a una reducción del 65 %.

Figura 13. Estimación de la clasificación trófica para el embalse Valle de Bravo, Méx. 1987



En la suposición de que se eliminaran el total de las descargas al embalse, la LP sería de 27.9 ton P/año provenientes de los cinco ríos que lo abastecen, quedando con una reducción del 40 % de la carga actual entonces:

$$\begin{array}{l} \text{LN} \quad 214.1 \\ \text{---} = \text{-----} = 7.6 < 9 \\ \text{LP} \quad 27.9 \end{array}$$

por lo que la carga equivalente resulta:

$$\text{LP} = 214.1/9 = 23.8 \text{ ton P/año}$$

y teniendo en cuenta el área del embalse la $l(p)$ sería de 1380 mg P/m²-año. La concentración esperada de P de acuerdo a (3) sería de 44 mg P/m³ lo que significaría poca reducción en la concentración de P y contaminación del embalse.

Si se considera la eliminación de las descargas el mercado y embarcadero que son las más contaminantes ya que representan el 38.3 % del P que entra al embalse y además se efectuara el control de la contaminación en el río Amanalco el cual aporta 57 % del total de P, se lograría una reducción del 95.3 % del P que entra al embalse. Se esperaría una concentración de P de 2 mg P/m³, lo que significaría una reducción muy considerable y por lo tanto se esperaría un descenso en el nivel trófico del embalse tal vez hasta oligotrófico, lo que sería deseable.

La remoción del lirio acuático del embalse significaría en la reducción del 4.7 % del total del fósforo que entra al embalse.

5 DISCUSION

Como se pudo apreciar la eutroficación resulta ser un problema para el aprovechamiento adecuado de los recursos acuáticos por los cambios ecológicos que ésta ocasiona.

Las poblaciones de Valle de Bravo y Avándaro influyen notablemente en la calidad del agua del embalse por sus descargas de aguas residuales, debido a la falta de alcantarillado para la disposición adecuada de sus desechos líquidos en la mayor parte de la población como lo señala el INEGI (op. cit.).

La presencia y abundancia de suelos ácidos en la cuenca del embalse no afectan la calidad del agua gracias a su capacidad buffer, característica conferida por estar situada en suelos calizos (López, op. cit.) y verificada por su dureza y alcalinidad. Por otra parte el aporte de sólidos provenientes de los ríos que llegan al cuerpo de agua indican una fuerte erosión de las subcuencas de cada uno de ellos, principalmente del río Amanalco.

De acuerdo a criterios establecidos por Arrignon (1979), la SARH (1975) y la EPA (1972) se estableció la mala calidad del agua de las descargas de aguas residuales y algunos ríos así como las variaciones de calidad en el embalse a lo largo del año lo que sugiere según dichos criterios, que el embalse no es propicio para actividades recreativas de contacto primario durante los meses de invierno.

Para su uso en el abastecimiento de agua potable se encuentran los inconvenientes de la turbiedad y color elevados, que junto con las altas densidades de fitoplancton, deducidas por la Cl-a, y la presencia de lirio acuático entorpecen la potabilización del agua y elevan sus costos.

Durante la época de estratificación en el embalse (abril - septiembre) resulta conveniente la extracción de agua superficial (0 - 12 m) para su potabilización ya que el color, la turbiedad y los nitrógenos presentan concentraciones bajas de estos parámetros en el epilimnio y altas en el hipolimnio. Con la variación de la profundidad de extracción según la época del año se puede regular la calidad del agua deseada (Margalef et al., 1976).

A pesar de no realizarse un análisis sistemático de las comunidades del fitoplancton en el embalse, se encontró por análisis de muestras obtenidas mensualmente con una red de arrastre de 0.76µ de abertura, que las especies más abundantes y frecuentes en el agua fueron *Pediastrum* sp., *Exogilaxia crotonensis* y *Staurastrum* sp., especies que Rawson (1958) propone como indicadoras de mesotrofia en un cuerpo de agua.

Chavez (1986) encontró en el embalse que *E. crotonensis* era la especie más abundante en época de secas con 61 500 células/100 ml

que llegó a representar hasta el 86.3 % del fitoplancton total, clasificándolo como mesotrófico. No informó de la presencia de Pediastrum, especie que en el año de 1987 se presentó en una escala cualitativa como muy abundante.

Considerando que Margalef (1983) ubica a Pediastrum sp. como especie de aguas eutróficas y que Deguchi et al. (1979) clasificaron al embalse como oligotrófico con base a un índice de diatomeas, se deduce el cambio del embalse de oligotrófico en 1979 a meso-eutrófico en 1987 de acuerdo a la sucesión de comunidades fitoplanctónicas. Estos datos son reforzados por el incremento de la alcalinidad denotado en los años correspondientes de los estudios citados.

La estratificación del embalse está dada por diferencias de temperaturas entre el epilimnio (25 °C) y el hipolimnio (19 °C) y por lo tanto por sus diferentes densidades de agua. Durante el invierno la temperatura del embalse se homogenizó a 18 , 19 °C. Este régimen térmico del agua del embalse fue importante para establecer su relación con la entrada de los tributarios.

La temperatura promedio de los ríos fue de 16.5 °C y en las descargas y río Amanalco fue de 19.2 °C. Estas temperaturas presentaron diferencias con las determinadas para el embalse, lo que permite deducir de acuerdo a Wunderlich (1971), que durante la estratificación los aportes de todos los tributarios penetran al embalse y lo recorren por la zona profunda del hipolimnio, lo que significa una sedimentación rápida de sus componentes y la no afectación directa en aguas epilimnéticas.

En los meses de mezcla (invierno), la temperatura descendió y se uniformizó en el embalse, por lo que el agua de las descargas y del río Amanalco que penetraron con temperaturas similares a las del embalse se distribuyeron en la columna de agua y la de los ríos con temperaturas inferiores continuaron penetrando por el fondo.

Lo anterior puede explicar las bajas concentraciones de P ($< 0.01 \text{ mg/l}$) encontradas durante todo el año en el embalse así como los valores tan altos, con respecto al promedio anual, en febrero (época de mezcla) para algunas de sus estaciones, en Cl-a (52.8 mg/m³), materia orgánica en sedimentos (163.2 %), P en lirio acuático (0.1413 %), Norg. (0.82 mg/l), NH₃ (1.05 mg/l), NO₃ (0.890 mg/l), NO₂ (0.127 mg/l), dureza (80 mg/l) y pH en muestra B (7.7).

Otra posible causa de la falta de fósforo en el embalse, pudo ser su rápida asimilación por parte del fitoplancton y principalmente del lirio acuático por su característica de absorber cuatro veces más fósforo que otras plantas (Haller y Sutton, 1973.). Se considerara que esta suposición se corroboró al encontrar que la relación N:P en fitoplancton (9:1) y en lirio (17:1) fueron menores a la del embalse (61:1) por un incremento en el contenido de P en fitoplancton y en el lirio (ver 4.7.3).

Durante la estratificación la acumulación de la biomasa producida al inicio del año trajo consigo una serie de cambios en el embalse: el pH del fondo descendió notablemente, se incrementó la demanda química y biológica de oxígeno, principalmente por parte de los sedimentos, la conductividad, alcalinidad, turbiedad y color aumentaron y la profundidad de visión del disco de Secchi disminuyó; todo esto debido a procesos de acumulación y descomposición de la materia orgánica y al régimen térmico e hidrológico señalado.

También a causa de este régimen del sistema no se produce una anoxia en el hipolimnio ya que los ríos "inyectaron" considerables concentraciones de oxígeno disueltos en el fondo (7.4 mg/l) funcionando como fuente de este elemento durante la estratificación del embalse, período en donde la demanda de este gas se incrementó, a pesar de esto se originaron las concentraciones más bajas (1.9 mg/l) durante esta época.

Este proceso de oxigenación por introducción de agua fría en el fondo de un cuerpo de agua, Bencorr et al. (1981) lo menciona como una medida de restauración de lagos, la que en el embalse Valle de Bravo se da por condiciones naturales ya que las características de las subcuencas de sus ríos son de clima templado mientras que las características de la subcuenca del embalse son de clima semicálido (ver Capítulo 2).

Los síntomas de incremento en el crecimiento vegetal, deterioro de la calidad del agua y abatimiento de OD, entre otros (Vollenweider, 1981) indican claramente que la eutroficación se está llevando a cabo en el embalse, tal como se señaló al comparar los valores de Cl-a, y DS con límites establecidos para clasificación trófica (Tabla 1). La concentración de P en el embalse de acuerdo a estos mismos límites lo clasifican como oligotrófico lo que se contrapone a los resultados anteriores. Con ello se confirma la dificultad de interpretar resultados y principalmente clasificar un lago o embalse con base a límites uniparamétricos.

Desafortunadamente no fue posible correlacionar Cl-a con las concentraciones de P o con las LP del embalse, tal como Aizaki et al (1986) efectuaron con datos de estanques experimentales, debido a los valores de P < 10 mg/m³. En ese mismo estudio se encontró que el P difería de la LP por una sedimentación del 30 % ; en el caso de Valle de Bravo se presentaron sedimentaciones hasta del 95 % del P que entró por tributarios ya que éstos lo hacen directamente por el fondo del embalse como se explicó con anterioridad.

En el balance hidráulico se obtuvo por diferencia una pérdida de agua de 23 millones de m³ al año. Considerando que se trata de un embalse donde se esperan pérdidas menores de agua por infiltración, solo resta la evapotranspiración del lirio como única salida posible. De acuerdo a diferentes autores (Olvera,

1988) la evapotranspiración de lirio puede ir en relación a la evaporación en proporción de 1.5:1 hasta 8:1, esto justificaría la pérdida de agua por este concepto, ya que la proporción de 28 millones de m³ al año con la evaporación del embalse de 30 millones de m³ resultaría de 0.9:1 lo que significa pérdidas similares de agua por ambos conceptos lo cual es aceptable.

Los balances de P tradicionalmente se efectúan considerando cuatro aspectos de un cuerpos de agua (Vollenweider, 1986): carga por tributarios, carga en el embalse, exportación por efluente y pérdida a sedimentos. En el balance aquí presentado (inciso 4.7.4) se incluyó el P contenido en lirio acuático y el contenido en el fitoplancton.

La inclusión del lirio acuático se fundamentó en su importancia como gran removedor y almacenador de nutrimentos (Cornwell *et al.*, 1977) a grado tal que se ha intentado utilizar como elemento para el tratamiento de aguas residuales. Por lo tanto era de esperarse una cantidad considerable de nutrimentos en su biomasa, tal como lo demostraron los resultados presentados.

Por otro lado la iniciativa de incluir el P contenido en fitoplancton surgió del trabajo realizado por Prepas y Rigler (1982) en donde evaluaron el contenido de P en zooplancton separado del contenido en el agua, encontrando ciertas subestimaciones de este nutrimento en muestras de agua sin esta separación. Tal razonamiento fue aplicado en el presente trabajo al fitoplancton expresado como clorofila a y asumiendo una relación P:Cl-a de 1:0.5. Naturalmente esta consideración tiene que ser sustentada por trabajos experimentales, a pesar de haber encontrado que la suma de P en lirio y en fitoplancton fue semejante al P en el embalse.

La aplicación de un modelo y una ecuación empírica obtenida para lagos cálidos por Salas y Martino (1988) dió como resultado que el embalse Valle de Bravo se encuentre mesotrófico, clasificación diferente a la estimada por límites uniparamétricos.

El modelo para lagos cálidos presenta ciertas limitaciones en su aplicación, debido a las condiciones específicas de cada cuerpo de agua. En este caso particular, el utilizar las cargas equivalentes de P en relación al N pueden ser una de ellas, por la imposibilidad de utilizar valores de P menores al nivel de detección de la técnica analítica utilizada. Otras limitaciones pueden ser el no incluir el P de hidrofitas y tal vez de fitoplancton en el balance de fósforo. También el régimen térmico e hidrológico del embalse representan limitaciones en la capacidad de predicción del modelo.

A pesar de lo anterior la clasificación mesotrófica del embalse obtenida con el modelo corresponde a las características generales del cuerpo de agua.

La importancia del modelo además de clasificar en términos cuantitativos tróficamente un embalse o lago, permite aplicar la metodología sistemática con la que es posible interpretar la gran cantidad de parámetros que involucra la eutroficación, y así tener las bases científicas para estar en la capacidad de dar aproximaciones de solución a un problema, o bien dar medidas de conservación y manejo, e incluso predecir la calidad del agua esperada de un embalse en proyecto (Limón, 1986) la que puede ser determinante para la construcción de la obra.

Con las ecuaciones (3) y (4) utilizadas en la evaluación trófica del embalse se obtuvieron resultados semejantes, lo que indicó que tanto el modelo de Vollenweider con su adecuación de la K_s para lagos y embalses cálidos, como la ecuación empírica desarrollada a partir de correlaciones paramétricas en el proyecto CEPIS, representan herramientas similares para la clasificación trófica de cuerpos de agua.

Esta herramienta permitió elaborar aproximaciones de solución a la problemática trófica en el embalse Valle de Bravo. Una de estas aproximaciones elimina como alternativa el desviar el total de las descargas de aguas residuales del embalse; solución que podría aparentar a priori ser la manera lógica de resolver el problema de carga de nutrimentos ya que sólo significaría poca reducción en la PA del embalse y por consiguiente en su estado trófico.

La aproximación que involucra eliminar las dos descargas más contaminantes y el control de la contaminación del río Amanalco significaría en una reducción de las cargas que llevarían al embalse hasta la oligotrofia. El principal problema para llevar a cabo esta solución es el control de descargas agrícolas e industriales en la subcuenca del río o bien la dificultad de remoción de nutrimentos por tratamiento de sus aguas antes de llegar al embalse.

Esta última alternativa tendrá que llevarse a cabo en un tiempo próximo ya que como lo indicó esta investigación el embalse se encuentra acumulando nutrimentos y por lo tanto no está en equilibrio dinámico lo que implica una reducción paulatina del oxígeno hipolimnético hasta llegar a la anoxia, condición que favorece la liberación de nutrimentos de los sedimentos y aumento del estado trófico del embalse con las consecuencias que la eutroficación acarrea.

La mejor solución al problema de la eutroficación en el embalse y en general de la contaminación del agua es la protección de la cuenca por medio de reforestación, restricción al uso de fertilizantes, restricción al establecimiento industrial y ganadero, irrigación controlada y principalmente como es el caso de Valle de Bravo, designar zonas protegidas las cuencas de los embalses destinados al abastecimiento de agua potable.

Las aproximaciones de solución dadas en este trabajo suponen de una inversión económica que seguramente será redituable por lo valores estéticos, de uso y ecológicos que se lograrían. En este punto se entra al problema de estimación de costos, rubro el que, por desgracia en términos generales, los investigadores evitan por muchas razones, entre ellas por la falta de respuestas a preguntas como por ejemplo ¿Cuánto cuesta 1 m³ de agua limpia en condiciones naturales?

6 CONCLUSIONES

El embalse Valle de Bravo presenta influencia antropogénica por el vertido de aguas residuales y deforestación de su cuenca.

De acuerdo a criterios cualitativos en 1979 (Deguchi et. al, 1980) y cuantitativos de 1987, el embalse ha progresado en su nivel trófico de un estado oligitrófico a uno mesotrófico en el lapso de 8 años.

La calidad del agua en el embalse cambia durante el año y es inadecuada durante la época de invierno para su uso recreativo de contacto primario.

Para el abastecimiento de agua potable, la calidad del agua del embalse se puede regular durante la época de estratificación variando la profundidad de extracción.

El embalse se clasifica como un cuerpo de agua cálido monomictico de segundo orden, con oxígeno clonado.

Debido a la entrada de las aguas frías de sus tributarios, se presenta mineralización de compuestos orgánicos y no se detecta anoxia en el hipolimnio del embalse.

El P en el embalse se encuentra acumulado en fitoplancton, lirio acuático, sedimentos y en el agua en concentraciones menores a 10 mg/m³.

La época de mayor producción en el embalse se realiza en invierno, experimentando acumulación de materia orgánica el resto del año.

La inclusión de P contenido en hidrofítas es indispensable para efectuar el balance de este nutrimento en un embalse cálido.

La inclusión del contenido de P en fitoplancton para un balance de masas, requiere mayor investigación experimental, a pesar de que la relación P:Cl-a (1:0.5) se encontró adecuada.

La evapotranspiración de agua por lirio acuático con respecto a la evaporación es de 0.9:1.

Por el incremento en el crecimiento vegetal, deterioro de la calidad del agua y abatimiento de OD en el hipolimnio se deduce que la eutroficación se está llevando a cabo en el embalse.

El embalse Valle de Bravo de acuerdo a un modelo y ecuación empírica para lagos cálidos, fue clasificado como mesotrófico, con una concentración de P esperada entre 51 y 57 mg P/m³.

La concentración de P esperada en el embalse no coincidió con la observada (<10 mg P/m³) debido al régimen térmico e hidrológico del cuerpo de agua.

El modelo presenta limitaciones en su aplicación cuando se utilizan cargas equivalentes de P o se encuentran características térmicas e hidráulicas como las de Valle de Bravo.

El embalse no se encuentra en estado estable ("steady state"), sino acumulando nutrimentos lo que implica un incremento del estado trófico año tras año.

Las principales cargas de P al embalse son aportadas por el río Amanalco (57%) y la descarga el Mercado (34%)

Eliminando el total de las descargas solo se lograría una leve mejoría en el estado trófico del embalse, permaneciendo como mesotrófico.

Se calcula que la mejor solución al avance de la eutroficación en el embalse es la eliminación de la descarga el Mercado y el control de la contaminación en la cuenca del río Amanalco, así como el control de la erosión por reforestación de cuencas.

7 LITERATURA CITADA

- Aggus, L.R., 1971, "Summer benthos in newly flooded areas of filling 1965-1966", Reservoir Fisheries and Limnology, Special publication, núm. 8, American Fisheries Society, Washington, D.C., pp. 139-152.
- Aizaki, M., A. Otsuki and T. Kawai, 1986, "Relationships between nutrient loading and phytoplankton standing crop in outdoor experimental pounds with continuous flow systems", Wat. Res., vol. 20, núm. 7, pp. 859-863, Great Britain.
- Anónimo, 1983, "El Proyecto de Cutzamala de México, entra a la segunda fase", Revista Agua, vol. 2, núm. 5, pp. 11-13.
- Arrington, J., 1979, Ecología y Piscicultura de aguas dulces, Mundi-Prensa, Madrid, 365 pp.
- Bendorf, J., D. Uhlman and K. Pütz, 1981, "Strategies for water quality management in reservoirs in the German Democratic Republic", Water Quality Bulletin, vol. 6, núm. 3, pp. 68-73, Canada Center for Inland Waters.
- Bergmann, M., and R. H. Peters, 1980, "A simple reflectance method for the measurement of particulate pigment in lake water and its applications to phosphorus-chlorophyll-eston relationships", Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 37, pp. 111-114.
- Bernhardt, H. and J. Clasen, 1981, "Oligotrophication of the Wahnbach reservoir", Water Quality Bulletin, vol. 6, núm. 3, pp. 74-78, Canada Center for Inland Waters.
- Lueno, S. J. y C. Márquez, 1975, "Algunos insectos acuáticos de la presa Valle de Bravo", Enc. Mex. Hist. Nat., vol. 36, núm. 1-4, México, pp. 351-363.
- Butkus, S. R., E. B. Welch, R. Horner and D. E., Spyridakis, 1986, "Lake response modeling using biologically available phosphorus", Water Pollution Control Federation, vol. 9, pp. 1665-1669.
- Carlson, R. E., 1977, "A trophic state index for lakes", Limnol. and Oceanogr., vol. 22, núm. 2, pp. 361-369.
- Castagnino, W. A., 1977, Polución de Aguas Modelos y Control, CEPIS-OMS, Lima, Perú.
- , 1982, Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales, Informe Técnico OMS/OPS/CEPIS Lima, Perú, 27 p.

- Cole, G. A., 1979, Textbook of Limnology. C. V. Mosby, Missouri.
- Cornwell, D.A., Soltek, J., Jr., Patrinely, C.D., Furman, T. de S., Kim, J.I., 1977, "Nutrient removal by water hyacinths", J. Water Pollution Control Federation, enero pp.57-65.
- Chávez, A. M. M., 1986, Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Edo. de México, Tesis de Biólogo, Fac. de Ciencias, UNAM.
- Dauta, A., C. Mur y D. Dalger, 1986, "Limnologie du lac des Escoumes (Pyrénées-Orientales): possibilité de restauration par souritage de l'hipolimnion", Sciences de l'eau, vol. 5, pp.321-328
- Deguchi, J., A., Nakazawa y C. Gutiérrez, 1980, "Studies on Interspecific relation of fishes in the dam Valle de Bravo, México. I on the environment", Bull. Coll. Agr. and Vet. Med. Univ., vol. 37, pp. 154-259.
- Diaz, G. y V. Olvera, 1980, "Control biológico de la Hydrilla por el pez Amur", Rev. Ing. Hidráulica en Mex., vol. 1, núm. 4, pp.40-46.
- Dillon, P. J., 1975, "The application of the phosphorus - loading concept to eutrophication research", Scientific Series, núm. 46, Canada Center for Inland Waters, Burlington, Ontario, pp. 1-14.
- , y F. H. Rigler, 1974, "A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water", J. Fish. Res. Board Can., vol. 31, pp.1771-1778.
- Edmonson, W. T., G. C. Anderson, y D. R. Peterson, 1958, "Artificial eutrophication of lake Washington", Limnol. and Oceanogr., vol. 1, No. 1, pp. 47-43.
- Effler, S. W., 1985, "Attenuation versus transparency", J. Environmental Engineering, vol. 111, No. 4, pp. 448-459.
- Elias, G. M., 1983, "Contribución al conocimiento de los cladóceros del Edo. de México, con algunas notas ecológicas". Tesis de Biólogo, ENEP. Iztacala. UNAM, México.
- Environment Protection Agency, (EPA) 1972, Water Quality Criteria, E.P.A. (Ed.), Washington, D.C.
- Evans, R. D., y F. H. Rigler, 1980, "Measurement of whole lake sediment accumulation and phosphorus retention using lead-210 dating", Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 37, pp. 817-822.

- Franco, L.J., 1981, Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Edo. de Mex. Tesis de Biólogo. ENEP. Ictacala, UNAM, México.
- Forsberg, C., 1961, "Strategies and measures to protect waters from eutrophication in Scandinavia". Water Quality Bulletin, vol. 6, núm. 3, pp. 65-67, Canada Center for Inland Waters.
- García, E., 1986, Contribución de la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental (CETESB) al tercer encuentro, Memorias del tercer encuentro del proyecto de eutrofización en lagos cálidos, Guadajuara, Jal., Méx., 25 al 29 de noviembre de 1985, Versión Preliminar, OPS/ONS/CEPIS/CPNH/SARH, México.
- Garman, D. G., G. B. Good and L. N. Hinsman, 1986, Phosphorus: A Summary of Information Regarding Lake Waters Quality, IEPA/WPC/86-010, EPA, Water Pollution Control Division, Illinois.
- González, V.F., 1987, Datos de entrevista. en: Rev. Ingeniería Civil No. 244, Agosto, p. 18, México.
- Greenberg, A.E. (Ed.), 1981, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, ANWA, and WPCF Washington, D.C, 15 a. ed., pp 350, 409.
- Haller, W. T. y Soutton, D.L., 1973, "Effect of pH and high phosphorus concentration on growth of water hyacinth". Hyacinth Control Journal, vol. II, pp. 59-61.
- Henderson-Sellers, B., 1984, Engineering Limnology. Pitman Advances Publishing Program, Great Britain.
- Hutchinson, G. E., 1975, A Treatise on Limnology. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática, 1981, Síntesis Geográfica del Estado de México, (con anexo cartográfico), INEGI (Ed.) SPP, México.
- , 1983, Carta Topográfica, Valle de Bravo, E14 A4C, INEGI (Ed.), SPP, México.
- , 1984, X Censo Nacional de Población y Vivienda 1982, INEGI (Ed.), SPP, México.

- Isom, B. G., 1971, Effects of storage and mainstem reservoir on benthic macroinvertebrates in Tennessee Valley, en: Hall G. d., Ed. 1971, Reservoir Fisheries and Limnology, Special Publication No. 8, American Fisheries Society, Washington, D.C., pp. 172-192.
- Jackson, M. L., 1970, Análisis Químicos de Suelos, Omega, España.
- Jonasson, P. M., 1970, "Bottom fauna and eutrophication", Eutrophication: causes, consequences and correctives, National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Limón, J. G., 1982, "Clasificación trófica", Manual de Limnología, 1a. ed. Dir. Gral. de Usos del Agua y Prev. de la Cont., SARH, Jalisco.
- , 1986, Utilidad del modelo en la planeación de embalses futuros, el caso de la presa la Zurda, México, Memorias del tercer encuentro del proyecto de eutroficación en lagos cálidos, Guadalajara, Jal., Méx., 25 al 29 de noviembre de 1985, Versión Preliminar, OPS/OMS/CEPIS/CPNH/SARH, México.
- López, S. A., 1971, "El relieve kárstico de Valle de Bravo, Edo. de México", Bolet. Inst. Geog. México, vol. 4, pp. 88-93.
- Lorenzen, C. J., 1967, "Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations", Limnol. and Oceanog., vol. 12, pp. 343-346.
- Margalef, R., D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, N. Prat, A. Guiset, J. Toja y M. Estrada, 1976, Limnología de los Embalses Españoles, Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona, Dirección General de Obras Hidráulicas, Ministerio de Obras Públicas, Madrid, España.
- Margalef, R., 1983, Limnología, Omega, España.
- Mason, F.C., 1984, Biología de la Contaminación del Agua Dulce, Alhambra, Madrid, España.
- Musil, C. F. y C. M. Breen, 1977, "The influence of site and position in the plant community on the nutrient distribution in and content of *Eichornia crassipes* (Mart. Solms)", Hydrobiologia, vol. 53, núm. 1, pp. 67-72.
- Moss, B., H. Balls, K. Irvine y J. Stansfield, 1986, "Restoration of two lowland lakes by isolation from nutrient-rich water sources with and without removal of sediment", Journal Applied Ecology, vol. 23, pp. 391-414.

- Nürnberg, G. K., 1987, "Hipolimnetic withdrawal as lake restoration technique", Journal of Environment Engineering, vol. 113, No. 5, pp. 1006-1017.
- Okada, M., y S. Aiba, 1986, "Simulation of water-bloom in a eutrophic lake-IV: modeling the vertical migration in a population of *Microcystis aeruginosa*", Wat. Res., vol. 20, núm. 4, pp. 485-490, Great Britain.
- Olvera, V., 1988, Biología y ecología del lirio acuático, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, Memorias Seminario-Taller. Control y Aprovechamiento del Lirio Acuático, del 18 al 20 de enero de 1988, Cuernavaca, Mor., INTA/SARH, México.
- y G. Díaz, 1986, Diagnóstico del estado trófico del lago de Tequesquitongo, Mor. Informe Técnico, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Investigación, Subcoordinación de Calidad del Agua (CIECCA), SARH, México.
- Organización de Cooperación Económica y Desarrollo, 1981, Informe de la Secretaría de la OECD, París, Francia, Water Quality Bulletin, vol. 6, No. 4, pp. 152-154, Canada Center for Inland Waters.
- Ortiz, C. J. L., y R. Peña M., 1984, "Applicability of the OECD eutrophication models to Spanish reservoirs", Verh. Internat. Verein. Limnol., vol. 22, pp. 1521-1535, Stuttgart.
- Porcel, D. B. y J. A. Medine, 1979, "Eutrophication", J. Water Pollution Control Federation, vol. 6, pp. 1456-1319, Washington.
- Prepas, E. E., y F. H. Rigler, 1982, "Improvements in quantifying the phosphorus concentration in lake water", Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 39, pp. 822-829.
- Rawson, D.S., 1952, "Algal indicators of trophic lake types", Limnology and Oceanography, vol. 1, No. 1, pp. 18-25.
- Reckhow, K.H., 1988, "Empirical models for trophic state in southeastern U.S. lakes and reservoirs", Water Resources Bulletin, vol. 24, No. 4, pp. 723-734, American Water Resources Association.
- and J.T. Simpson, 1980, "A procedure using modeling and error analysis for the prediction of lake phosphorus concentration from land use information", Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 37, pp. 1439-1448.

- Redfield, G., J.F. Taggart y L.M. Moore, 1966, "Lake and reservoir management volume II. Proc. 5th Anny. Conf. Int. Symp. N. Am. Lake Manage. Suc., Nov. 13-16, 1985, Geneve, Wis. N. Am. Lake Manage. Suc., Washington, D.C.
- Romero, L.F., E. Gutiérrez y G. Díaz, 1988, "Control del lirio acuático", Rev. Ingeniería Ambiental, vol. 1, No 1, pp. 25-30, Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México.
- Ryder, R.A., 1981, "Eutrophication effects on fisheries-the horns of a dilemma", Water Quality Bulletin, vol. 6, núm. 3, pp. 84-88, Canada Center for Inland Waters.
- Sakamoto, M., 1966, "Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth", Arch. Hydrobiol., vol. 62, pp. 1-28.
- Salas, H. J., 1983, Resumén del segundo encuentro del proyecto de eutroficación en lagos cálidos, Informe Técnico, Brasilia, Brasil. OPS/CEPIS.
- , y J. G. Limón, 1986, Memorias del tercer encuentro del proyecto regional, desarrollo 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., 1986, Memorias del cuarto encuentro del proyecto regional, desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. San Juan de Puerto Rico 7-11 Diciembre de 1987, OPS/CEPIS/JCA.
- Stauffer, R.E., 1987, "Effects of oxygen transport on areal hypolimnetic oxygen deficit", Water Resources Research, vol. 23, No. 10, pp. 1887-1892.
- SARH, 1973, "Región Hidrológica No. 18", Boletín hidrológico núm. 49, Dirección de Hidrología, Tomos I, II, III, IV y V, México.
- , 1975, Legislación Relativa al Agua y su Contaminación, Subsecretaría de Planeación, Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica, México.
- Shannon, E. E. y Brezonik, P. L., 1972, "Eutrophication analysis, a multivariate approach", J. Sanitary Engineering Division ASCE, vol. 98, No SA1, pp. 57-67.
- Sotelo, V. M., 1978, Interpretación y evaluación de los análisis físico-químicos realizados en lagunas de estabilización, Tesis de Química, UIA, México.

- Takasaki, M., A. Sato, M. Okada, y R. Sudo, 1986, "A study on dissolved oxygen balance in a eutrophic lake", Wat. Supply, vol. 4, pp. 167-175.
- Tapp, J.S., 1978, "Eutrophication analysis with simple and complex models", J. Water Pollution Control Federation. Vol. 50, núm. 3, pp. 484-492.
- Thornton, J.A., K.L. Cochrane, A.C. Jarvis, T. Zohary, R.D. Roberts and F.M. Chutter, "An evaluation of management aspects of a hypertrophic African impoundment", Wat. Res., vol. 20, No. 4, pp. 413-419, Great Britain.
- Vallentyne, J.R., 1978, Introducción a la Limnología, Ediciones Omega, Barcelona, España.
- Vázquez, T. G. y T. S. Aguirre, 1986, "Análisis de fenómenos transitorios en el acueducto Cutzamala", Rev. Ingeniería Hidráulica en México, vol. 2, núm. 2, pp. 44-51.
- Vollenweider, R.A., 1981, "Eutrophication-A global problem", Water Quality Bulletin, vol. 6, núm. 3, pp. 58-62, Canada Center for Inland Waters.
- , 1983, Notas en el segundo encuentro del proyecto de eutroficación en lagos cálidos, Brasilia, Brasil. OPS/CEPIS.
- , 1986, "Ejemplo de manejo de información lacustre", Memorias del tercer encuentro del proyecto regional, desarrollo 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.
- , 1989, Carta a Dr. Oscar San Román, Proyecto Control de Eutroficación y Malezas Acuáticas, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Comisión Nacional del Agua, SARH, México.
- , y J.J. Kerekes, 1981, "Background and summary results of the OECD cooperative program on eutrophication", Restoration of Lakes and Inland Waters, EPA 440/5-81-010, Washington, D.C..
- Welch, B.E., y A. Michael, 1979, "Oxygen deficit-phosphorus loading relation in lakes", J. Water Pollution Control Federation, December, pp. 2623-2628.
- Wetzel, R. G., 1975, Limnology, W. B. Saunders Co., Philadelphia.

Wunderlich, W.O., 1971. The dynamics of density-stratified reservoirs, in: Hall G.E., Ed. 1971, Reservoir Fisheries and Limnology, Special Publication No. 8, American Fisheries Society, Washington, D.C., pp. 219-231.

SIMBOLOGIA

SIMBOLO	SIGNIFICADO	UNIDADES
A	Area superficial de la cuenca del embalse	Km ²
Cl-a	Concentración de clorofila a	mg/m ³
DO _{DH}	Déficit de oxígeno disuelto hipolimnético	mg/m ³ -día
DS	Profundidad de visión del disco de Secchi	m
I ₀	Radiación solar superficial	Cal/cm ² min
I _z	Radiación de luz solar a la profundidad z	Cal/cm ² min
K	Capacidad de carga del medio	Kg/m ²
K _d	Coefficiente de extinción de la luz	1/m
K _s	Tasa de sedimentación	años ⁻¹
LN	Carga de nitrógeno al embalse	Ton/año
LP	Carga de fósforo al embalse	Ton/año
L(n)	Carga superficial de N (LN/S)	gN/m ² -año
L(p)	Carga superficial de P (LP/S)	gP/m ² -año
N	Nitrógeno	mg/l
NH ₃	Nitrógeno amoniacal	mg/l
N _{ing.}	Nitrógeno inorgánico (NO ₂ + NO ₃)	mg/l
NK	Nitrógeno total Kjeldahl (N _{org} + NH ₃)	mg/l
N _{org.}	Nitrógeno orgánico	mg/l
NO ₂	Nitritos	mg/l
NO ₃	Nitratos	mg/l
n	Número de datos	
P	Fósforo	mg/l
P	Concentración promedio de P calculada	mg P/l
P-orto	Ortofosfatos	mg/l
PP	Productividad primaria	
p	Tasa de flujo (renovación de agua 1/TW)	1/año
Q _e	Gasto de agua del efluente	m ³ /s
Q _i	Gasto de agua de tributarios	m ³ /s
q	Carga superficial hidráulica	m/año
r	Tasa intrínseca de crecimiento poblacional	años ⁻¹
r ²	Coefficiente de correlación	
S	Area superficial del embalse	m ²
s	Segundos	
T _w	Tiempo de retención hidráulica	años
t	Tiempo	
V	Volumen total del embalse	m ³
V _e	Volumen epilimnético	m ³
V _h	Volumen hipolimnético	m ³
Z	Profundidad media del embalse	m
Z _e	Profundidad del epilimnio	m
Z _{eu}	Profundidad de la zona eufótica	m
Z _m	Profundidad máxima	m
z	Zm/Z _e	
éw	Coefficiente de extinción de la luz en agua destilada (0.3)	m ⁻¹
ó	Coefficiente de extinción de la luz en el agua por algas (0.02)	1/mg·m