



UNAM

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

“DINAMICA DE LAS POBLACIONES FITOPLANCTÓNICAS
EN VALLE DE BRAVO EN EL PERIODO DE
JULIO DEL 2000 A JULIO DEL 2001”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A :

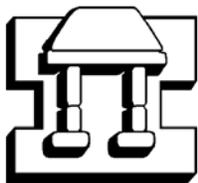
JOSÉ ENRIQUE OJEDA DURÁN

DIRECTOR DE TESIS:

BIOL. MARTHA LETICIA GAYTÁN HERRERA

CODIRECTOR DE TESIS

DR. PEDRO RAMÍREZ GARCÍA



IZTACALA

TLALNEPANTLA, ESTADO DE MÉXICO

2007.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIAS

- ❖ Primeramente quiero dar gracias a DIOS por permitirme, guiarme y orientarme para terminar este trabajo de tesis
- ❖ De igual manera le dedico el presente trabajo, de una manera muy especial y cariñosa a la persona mas importante de mi vida, la cual estoy seguro que le dará mucho gusto desde el lugar donde se encuentre, para usted MADRE ADORADA
- ❖ También quiero agradecer a mi muy amada esposa por sus desvelos, apoyo incondicional y privaciones, a mi gorda querida y mi adorado güicho, por su paciencia, cariño y respeto, para que sirva de motivación en su constante superación de la cual estaré pendiente.
- ❖ Como olvidar a las personas que creyeron que este proyecto se haría realidad. Josefina, Gabi y Silvia por su confianza, cariño y apoyo, que fueron una pieza fundamental en este logro.
- ❖ También a mis cuñados Arturo y Julián por su apoyo incondicional y claro a mis sobrinos: Marcos, Diana y Jorge.
- ❖ A las personas que mas creyeron en mí y que formaron parte en este proyecto a ti tía Emilia y por supuesto a mi papá que trató de acompañarme en mi formación, valoro esa parte aun y cuando no haya sido en su totalidad, a la persona que me mostró su preocupación y dedicación sin condición alguna desde siempre, para ti amigo Celso.
- ❖ Una dedicatoria muy especial a mi asesora que me acompañó, orientó y sufrió para la realización de mi tesis: Profa. Martha Gaytan y obviamente a mi director de tesis que supo esperar y asesorar en todo momento: Prof. Pedro Ramírez.
- ❖ De igual forma quiero agradecer a mis sinodales: Nandini, Esperanza y Guadalupe por sus comentarios y sugerencias para que el proyecto diera forma a esta realidad.
- ❖ Finalmente agradezco a todas aquellas personas que de alguna manera contribuyeron a la realización del mas grande proyecto: mi tesis.

**A TODOS USTEDES AGRADEZCO SU PACIENCIA, APOYO,
COMPRENSION Y DEDICACION EN MI TRAVESIA.**

Índice

1.-Introducción.....	2
2.-Antecedentes.....	4
3.-Objetivos.....	5
3.1.-Objetivo general.....	5
3.2.-Objetivos específicos.....	5
4.-Área de estudio.....	5
5.-Metodología.....	7
6.-Resultados y análisis de resultados.....	8
6.1.-Temperatura.....	8
6.2.-pH.....	9
6.3.-Conductividad.....	10
6.4.-Oxígeno disuelto	11
6.5.-Saturación de oxígeno.....	11
6.6.-Transparencia de Secchi.....	12
6.7.-Demanda Química de Oxígeno	13
6.8.-Nitritos.....	14
6.9.-Nitratos.....	15
6.10.-Nitrógeno amoniacal.....	16
6.11.-Ortofosfatos.....	17
6.12.-Relación N:P.....	18
6.13.-Fitoplancton.....	19
7.-Discusión.....	25
8.-Conclusiones.....	29
9.- Referencias.....	30

RESUMEN

Debido a la importancia que tiene el agua, se ha incrementado la construcción de presas de regulación, bordos, reservorios artificiales o embalses. Inicialmente muchas de estas obras hidrológicas se destinaban a cumplir un solo fin, por lo regular, generar energía eléctrica o proporcionar agua para riego. Recientemente la magnitud y escala de las construcciones hidrológicas han aumentado y se procura que proporcionen beneficios múltiples, entre los que se pueden incluir, la acuicultura, la pesca deportiva, el recreo y el turismo, entre otros. Tal es el caso de la presa Valle de Bravo, creada originalmente para generar energía eléctrica, actualmente abastece de agua potable al municipio de Valle de Bravo y a la parte poniente de la Ciudad de México; por esta razón, es de suma importancia la conservación de la calidad del agua del embalse, que se ha visto afectado por el exceso de nutrientes en los últimos 30 años, provocando crecimiento excesivo de algas (blooms) capaces de secretar poderosas toxinas, que pueden poner en riesgo la supervivencia de la fauna silvestre y causar intoxicaciones en las poblaciones humanas.

La calidad del agua puede ser medida a través de factores fisicoquímicos y factores biológicos, especialmente el fitoplancton. El presente trabajo intentó medir el grado de eutrofización del embalse y por ende la calidad del agua. Para ello se tomaron muestras mensualmente y durante un año de la parte superficial del embalse, dividiendo la presa en 5 estaciones distribuidas estratégicamente; se midió *in situ* la temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto y transparencia; simultáneamente se tomaron muestras de agua para determinar DQO, nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal y ortofosfatos. Finalmente se tomaron muestras para identificación y cuantificación del fitoplancton. Todos los datos obtenidos fueron procesados y analizados mediante el Análisis de Componentes Principales, así como los índices de diversidad de Shannon-Wiener y de Simpson.

El comportamiento en la presa de Valle de Bravo, en lo que se refiere a los parámetros fisicoquímicos, fue uno muy convencional, de acuerdo a lo reportado para cuerpos de agua eutróficos. El factor que mayor variación provocó en la comunidad fitoplanctónica fue el proceso de mezcla-estratificación, pero el aumento de nitrógeno amoniacal, el aumento de temperatura sin lluvia y los grados de mineralización de la materia orgánica son otros factores que se asociaron a los cambios sucesionales en la misma.

Desde noviembre y hasta marzo, cuando aumentó la transparencia y la concentración de oxígeno y disminuyeron los valores de DQO, la calidad del agua mejoró y las condiciones para el florecimiento fitoplanctónico fueron favorables. De abril a julio continuó siendo buena la calidad del agua, probablemente con procesos intermedios de mezcla, que prolongaron la oxigenación de la misma, creando condiciones propicias para el desarrollo algal. Y finalmente de julio a septiembre el agotamiento de nutrientes, el aumento de nitrógeno amoniacal y una probable anoxia en el hipolimnión del embalse propiciaron condiciones adversas para el desarrollo de la mayoría de las algas, aunque no para las cianofíceas, que aprovechan las condiciones para crecer notablemente.

Introducción

El crecimiento exponencial de la población humana y el consecuente incremento en la utilización de las aguas continentales son componentes indispensables de cualquier análisis que se refiera al uso de los recursos acuáticos de una región o país. Las aguas dulces constituyen un recurso que está sujeto al comportamiento del ciclo hidrológico y aún cuando puede incrementarse mediante ciertas estrategias como el reúso, tratamiento y desalinización esto no es suficiente para cubrir la creciente demanda.

Como apunta J.R. Vallentyne (1972) en un sutil análisis de la situación, la inminente crisis ambiental no es solo el resultado del crecimiento de la población, deriva también del desarrollo tecnológico, tanto directa como indirectamente, ya que la tecnología ha impulsado el crecimiento de la población y la urbanización. El factor potencialmente más grave, derivado de los efectos combinados de población, en sentido biológico, y de producción-consumo en sentido tecnológico, es la gran degradación de la calidad del agua (término que va en relación al uso a que se le destine), por lo que el resultado de esto consiste en una considerable disminución de la cantidad disponible para fines diversos (Wetzel, 2001).

Debido a la importancia que tiene el agua, como ya se ha mencionado, se ha incrementado la construcción de presas de regulación, bordos, reservorios artificiales o embalses. Inicialmente muchas de estas obras hidrológicas se destinaban a cumplir un solo fin, por lo regular, generar energía eléctrica o proporcionar agua para riego. Recientemente la magnitud y escala de las construcciones hidrológicas han aumentado y se procura que proporcionen beneficios múltiples, entre los que se pueden incluir, la acuicultura, la pesca deportiva, el recreo y el turismo, entre otros (CNA, 1998).

Actualmente dentro de la limnología se están desarrollando modelos matemáticos que permiten establecer las relaciones entre los procesos físicos, químicos y biológicos que se llevan a cabo en los lagos, lagunas o ríos. De esta manera, se han logrado caracterizar tres principales estados tróficos en los cuerpos de agua dulce: eutrófico, mesotrófico y oligotrófico (Brylinsky y Mann, 1973; Wetzel, 1981). Así, la tendencia general en el estudio de la Limnología es la elaboración de modelos que logren definir un cuerpo de agua en relación a su estado trófico, como en los estudios de Davis (1954), Brylinsky y Mann (1973) y Coveney (1977).

Tal es el caso de la presa Valle de Bravo, localizada en el municipio del mismo nombre, en el Estado de México. Creada originalmente para generar energía eléctrica, actualmente abastece de agua potable al municipio de Valle de Bravo y a la parte poniente de la Ciudad de México, dentro de un plan de abastecimiento integral denominado Sistema Cutzamala, constituido por 7 embalses, de los cuales el de Valle de Bravo es el más importante debido a su capacidad de almacenamiento. Este sistema aporta aproximadamente el 30% de la demanda de agua potable de la Ciudad de México (CNA, 1999).

En la presa se practica la pesca comercial y deportiva de carpa, mojarra y tilapia, así como actividades acuáticas y recreativas; además, por sus cualidades estéticas, el sitio se ha convertido en un importante centro turístico, que significa un recurso vital para la economía de las poblaciones asentadas en la ribera del embalse (Valle de Bravo y Avándaro), lo que

determina la importancia de conservar la calidad del agua tanto de la cuenca como la del cuerpo de agua (Ramírez *et al*; 2000).

La eutrofización se produce por un aporte elevado de nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo, a los sistemas acuáticos. La presencia del exceso de nutrientes se manifiesta por la intensa proliferación de algas y plantas vasculares (hidrófitas), que ocasionan deterioro de los cuerpos de agua y cambios en la estructura de las comunidades de organismos acuáticos (Olvera, 1990,1998). Wetzel (1981) indica que un sistema eutrófico ó en proceso de eutrofización presenta una o dos especies dominantes de cianofitas, acompañadas de otras en menor abundancia; este fenómeno, conocido como “bloom” o florecimiento, presenta riesgos, pues generalmente dichas cianofíceas secretan poderosas toxinas que provocan la muerte de la fauna silvestre (Roset *et al*; 2000).

Una forma de preservar el recurso acuático es retardar o llevar el proceso de la eutrofización a niveles mas cercanos a los naturales (Olvera, 1992).

La eutrofización se asocia frecuentemente con la urbanización, industrialización y agricultura, basadas en la tecnología moderna (Vollenweider y Kerekes, 1981).

La morfometría de las cubetas lacustres determina, de modo importante, los patrones de mezcla y estratificación que se presentan en las mismas, que a su vez actúan directamente sobre las biocenosis que habitan en ellas: la nectónica, que corresponde esencialmente a peces; la bentónica, formada por organismos que viven y se desarrollan en los fondos, y la planctónica, que incluye a los organismos flotantes, que tienen por su pequeño tamaño, un poder de locomoción limitada o nula y cuyo desplazamiento depende en gran medida de las corrientes producidas en el cuerpo de agua. Se divide esta última biocenosis, en dos categorías: fitoplancton y zooplancton (Chávez, 1986; Franco, 1981)

La comunidad fitoplanctónica está constituida por organismos fotosintéticos conocidos como productores primarios y que pertenecen a diversos grupos taxonómicos. Estos grupos, con diferentes necesidades fisiológicas y tolerancia a parámetros físico-químicos, tienen en común la capacidad de transformar los nutrientes disueltos y la energía radiante en materia orgánica. El fitoplancton de las aguas continentales se conforma de los siguientes grupos: cianofitas, clorofitas, crisofitas, criptofitas, dinofitas y euglenofitas.

Inicialmente, en el estudio del plancton, predominaron aproximaciones autoecológicas interesadas por el análisis de la influencia de los factores físicos y químicos del medio sobre los organismos y su sucesión. En consecuencia, la sucesión de especies era generalmente considerada como el resultado de la diferente tolerancia ecológica a varios factores ambientales abióticos, tales como la intensidad de luz, la densidad o viscosidad del agua, la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y los nutrientes entre otros (Hutchinson, 1967).

En décadas más recientes, los ecólogos del plancton han mostrado un interés creciente en el estudio de las interacciones bióticas, la competencia por recursos comunes y la depredación por invertebrados, manifestando su importancia en la regulación de las comunidades acuáticas (Aranda, 2006).

La comunidad planctónica es la que está más estrictamente relacionada con las condiciones físico-químicas del cuerpo de agua, tanto por su condición de organismos sin locomoción propia como por su condición de primeros eslabones de la cadena trófica. Se ha observado que los parámetros ambientales (luz, temperatura, pH, oxígeno y nutrientes) juegan un papel crítico en el desarrollo de las poblaciones planctónicas, ya que al interactuar regulan el crecimiento temporal y la distribución espacial del plancton (Chávez, 1986).

La característica primordial de las comunidades planctónicas es la coexistencia simultánea de numerosas poblaciones en el mismo hábitat lacustre. Cada especie tiene un nicho basado en sus necesidades fisiológicas en relación con las variaciones de los factores del hábitat (Wetzel, 2001).

El plancton tiene gran importancia, ya que de él dependen los primeros estadios de peces y otros organismos heterótrofos que lo utilizan como fuente de alimentación. Indirectamente el hombre también depende de él, al aprovechar a estos últimos organismos. Ecológicamente las poblaciones planctónicas han sido utilizadas por varios autores como indicadores del estado trófico del ambiente acuático y como un reflejo de la calidad del agua (Sládecek *et al*; 1981 y Vilaclara, 2002)

Antecedentes

La capacidad de predecir los cambios en el funcionamiento de los sistemas acuáticos como respuesta a perturbaciones, es el objetivo de la mayoría de los trabajos de Limnología, ciencia que se encarga de estudiar los lagos y otros cuerpos de agua epicontinentales.

Los albores de la Limnología se remontan a 1869, cuando F.A. Forel publicó un trabajo sobre el lago "Le Lemman" en Suiza, el cual sirvió como modelo de estudio de los lagos. Los trabajos de tipo limnológico en México se iniciaron a principios del siglo XX, con Seurant (1900), que estudió la fauna de lagos y lagunas del Valle de México y Zipcy (1901), quien investigó sobre la explotación de lagos y estanques (en Chávez, 1986). Poco después, en los años treinta, empezaron los trabajos limnológicos en el recién creado Instituto de Biología de la UNAM. Ya en los cincuenta, en la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del IPN, se continuó con este tipo de trabajos: Álvarez del Toro (1959) trabajó sobre la ictiofauna de México y Álvarez *et al.* (1961) realizaron investigaciones hidrobiológicas y sobre pesca (en Chávez, 1986).

Algunos de los primeros trabajos relacionados con la presa Valle de Bravo son el de López (1971), quien describió el relieve cárstico de la cuenca donde se estableció el embalse; Bueno y Márquez (1975), describieron los insectos acuáticos de este lugar. Además, existe un estudio de la presa como parte del proyecto de utilización del agua para consumo humano, denominado Sistema Cutzamala, realizado por la Comisión de Aguas del Valle de México en 1979 (en Chávez, 1986).

En 1980 Deguchi *et al.* clasificaron al embalse como oligotrófico, con base en un índice fitoplanctónico. Franco (1981) realizó un estudio del limnoplanton; él reporta la asociación fitoplanctónica *Fragilaria crotonensis-Oscillatoria tenerrima* como la dominante y clasifica al cuerpo de agua como tropical con algunos signos de eutrofia. Elías (1982) encuentra a los cladóceros *Bosmina coregoni* y *Bosmina longirostris* en una colecta efectuada en 1980. Chávez (1986), en un estudio más detallado del plancton, ratifica la dominancia de las dos especies de algas mencionadas por Franco y enfatiza la marcada relación de las características ambientales con la composición de especies del embalse, así mismo, considera que tomando en cuenta el aspecto cuantitativo del plancton, el embalse es mesotrófico, es decir de una productividad intermedia.

Más recientemente, Olvera (1990) determina el incremento de los niveles de fósforo y nitrógeno por los constantes aportes de contaminantes de los afluentes del río Amanalco y el Mercado, lo que ha variado el estado de eutrofización del embalse; el mismo Olvera (1992) clasificó el embalse como eutrófico temporal, por los aportes antes mencionados y ha propuesto ciertas recomendaciones para controlar el proceso de eutrofización en el embalse, en donde incluye la reducción en la entrada al embalse de aguas residuales, control de descargas del río Amanalco y control de la biomasa de lirio acuático.

A pesar de los trabajos ya realizados, se requiere continuar con estudios durante periodos más prolongados, (se habla hasta de 50 años en lagos de Europa; Laurent, 1976), que permitan un buen control y protección en este embalse. También se requieren estudios más detallados sobre taxonomía y distribución espacial y temporal del fitoplancton y otros grupos. Por lo anteriormente expuesto, el embalse de Valle de Bravo requiere un estudio detallado y periódico de la calidad del agua, ya que aporta aproximadamente el 30% de la

demanda de agua potable de la Ciudad de México. El fitoplancton tiene gran relevancia, ya que ha sido utilizado por varios autores como indicador del estado trófico de los ambientes acuáticos, y por lo tanto, como un fiel indicador de la calidad del agua. Además la comunidad fitoplanctónica esta estrictamente relacionada con las condiciones fisicoquímicas del cuerpo de agua (por su condición de primeros eslabones de la cadena trófica); adicionalmente, se han encontrado toxinas en los florecimientos de algas reportados en este sistema (blooms). Por todo esto, en el presente trabajo se establecieron los siguientes objetivos.

Objetivos

Objetivos generales:

- Determinar, con base en la sucesión fitoplactónica, la dinámica de esta comunidad, durante un ciclo anual, en la superficie del cuerpo de agua, en el embalse Valle de Bravo.
- Determinar el estado trófico del mismo, de acuerdo con los grupos y especies algales dominantes.

Objetivos particulares:

- Establecer la relación del fitoplancton con las variables fisicoquímicas consideradas en el estudio.
- Identificar cuales podrían ser las posibles causas de la variación en las comunidades fitoplanctónicas durante un periodo anual.

Área de estudio

El embalse de Valle de Bravo se localiza en el municipio del mismo nombre, en el Estado de México, al oeste de la ciudad de Toluca, a los $19^{\circ}21'30''$ de latitud norte y $100^{\circ}11'00''$ de longitud oeste (Olvera *et al.*; 1998). Capta el agua de una cuenca de 546.9 km^2 , en la cual los principales municipios son: Amanalco, Valle de Bravo y Avándaro. Amanalco, con su cabecera municipal, Amanalco de Becerra, a una altitud de 2,320 msnm, cuenta con 28 localidades y 18,855 habitantes; Valle de Bravo y Avándaro, con cabecera municipal llamada Valle de Bravo, a una altitud de 2,380 msnm, cuenta con 71 localidades (pequeñas rancherías), las cuales suman un total de 47,502 habitantes, según el censo de 1995 realizado por el INEGI (CNA, 1999).

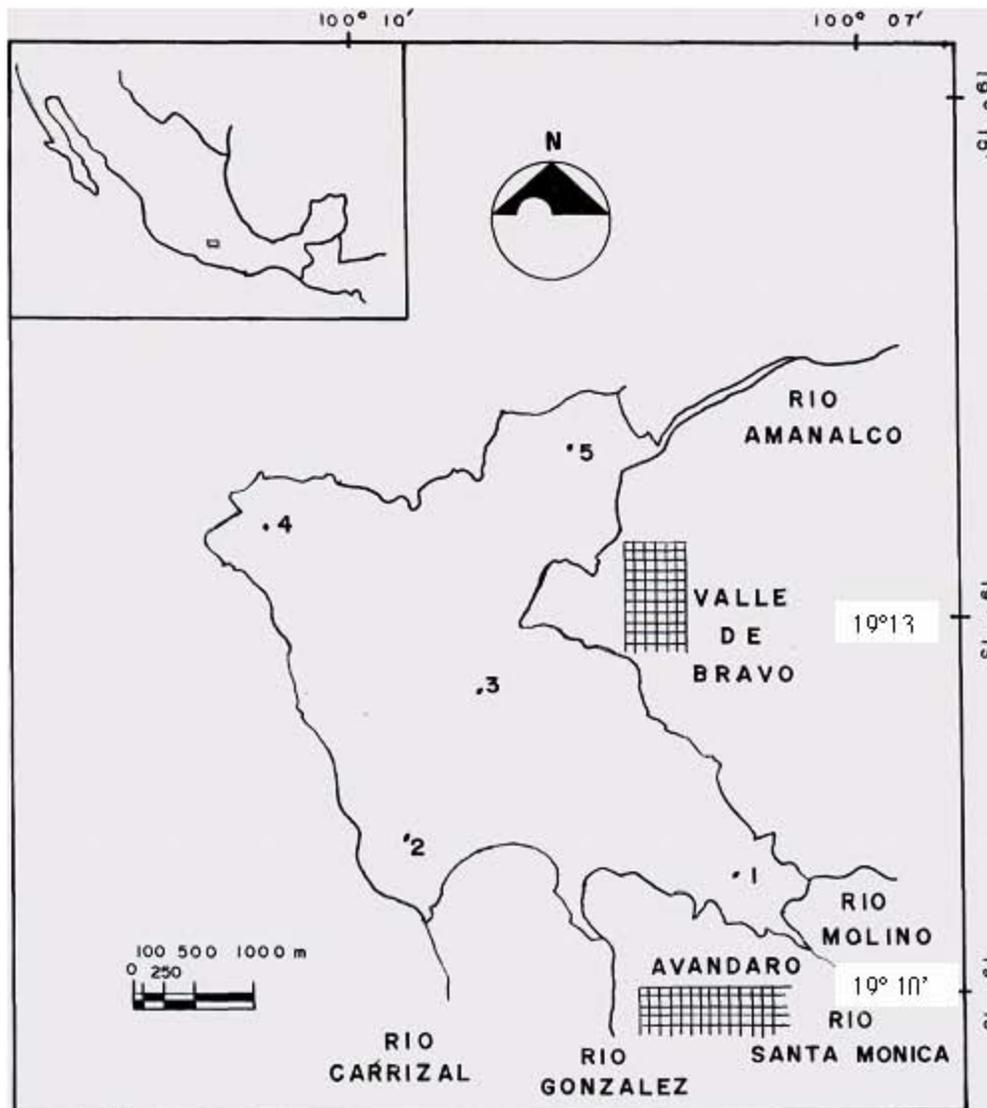


FIGURA 1: Estaciones de muestreo del embalse de Valle de Bravo. Estación 1, Club de Yates; Estación 2, Carrizal; Estación 3, Centro; Estación 4, Cortina; Estación 5, Amanalco.

Con base en el estudio topobatiométrico del embalse realizado para GRAVAMEX en 1993, la presa se localiza a 1,830 msnm, tiene un volumen de 391 millones de m³ y cubre una superficie de 18.55 Km² (1.855 ha.). De acuerdo a su morfología presenta las siguientes características: largo máximo de 7.3 km, ancho máximo de 6.3 km, profundidad máxima de 38.6 m, profundidad media de 21.2 m (CNA, 1999).

Con información de las estaciones climatológicas de Valle de Bravo, San Juan y los datos obtenidos de García (1988), en el embalse se distinguen dos tipos de climas, semicálido subhúmedo y templado subhúmedo (CNA, 1999; Chávez, 1986), con una precipitación media anual entre 800 y 1,200 mm, una evaporación de 2,000 mm y una temperatura media mensual entre 18 y 22 °C. Fisiográficamente, la cuenca del embalse se constituye de lomeríos con mesetas; el suelo dominante es acrisol órtico, andosol húmico de textura media, con un lecho rocoso entre 10 y 50 cm de profundidad. La vegetación consiste en bosques de pino-encino, vegetación secundaria y agricultura de temporal (Olvera, 1990).

Metodología

Se realizaron muestreos mensuales en el nivel superficial (50 cm. de profundidad), durante el período julio de 2000 a julio de 2001, en 5 estaciones de muestreo en el embalse de la presa de Valle de Bravo; las estaciones fueron: Club de Yates, Carrizal, Centro, Cortina y Amanalco (Fig. 1). Las variables físicas y químicas que se midieron *in situ* fueron: temperatura (termómetro de mercurio), conductividad (conductímetro conductronic CL35), pH (potenciómetro conductronic pH 10), oxígeno disuelto (oxímetro YSI 51-b) y transparencia (disco de Secchi). Simultáneamente se tomaron en cada uno de los sitios de muestreo, dos litros de agua, para realizar los análisis fisicoquímicos: DQO (método de oxidación con dicromato de potasio), nitritos (método de diazotización), nitrógeno amoniacal (método de destilación kjendahl), nitratos (método de la brucina) y ortofosfatos (método de cloruro estanoso), de acuerdo a los métodos estandarizados para aguas y aguas de desecho (APHA, 1985).

Se tomaron también 500 ml. de muestra superficial (50 cm) en cada estación, y se fijaron con acetato de lugol para la cuantificación de fitoplanctón. El conteo se realizó con el método de Utermöhl, utilizando cámaras de sedimentación de 10 ml. La revisión de las muestras se hizo con un invertoscopio Carl Zeiss Modelo D, con óptica de contraste de fases y aumentos de 128X y 806X. También se colectaron muestras con una red de fitoplancton con abertura de malla de 47 µm, las cuales se mantuvieron en refrigeración o se fijaron con formol al 4%, y que se utilizaron como apoyo para la identificación de los organismos fitoplanctónicos. Las obras consultadas para este propósito fueron: Desikachary (1959), Huber-Pestalozzi (1962, 1968), Prescott (1962, 1975), Bourrelly (1970 y 1972), West y West (1971), Komárek y Fott (1983), Ortega (1984), Tell y Conforti (1986), Ettl y Gartner (1988), Popovsky y Pfiester (1990), Round *et al.*, (1990), Comas (1996) Komárek y Anagnostidis (1999), y Håkansson, (2002).

Se construyó un diagrama de frecuencias vs. abundancias, graficando en el eje de las “x” el logaritmo en base 10 de la abundancia total de cada especie +1 y en el eje de las “y” el número de veces en que apareció una especie durante el ciclo anual, expresado

como un porcentaje del total de muestras, es decir, su frecuencia. Este diagrama de frecuencias determinó cuales especies fueron las dominantes (especies de alta frecuencia y alta abundancia), las constantes (baja abundancia y alta frecuencia), las temporales (baja frecuencia y alta abundancia) y las raras (baja abundancia y baja frecuencia) (García de León, 1988).

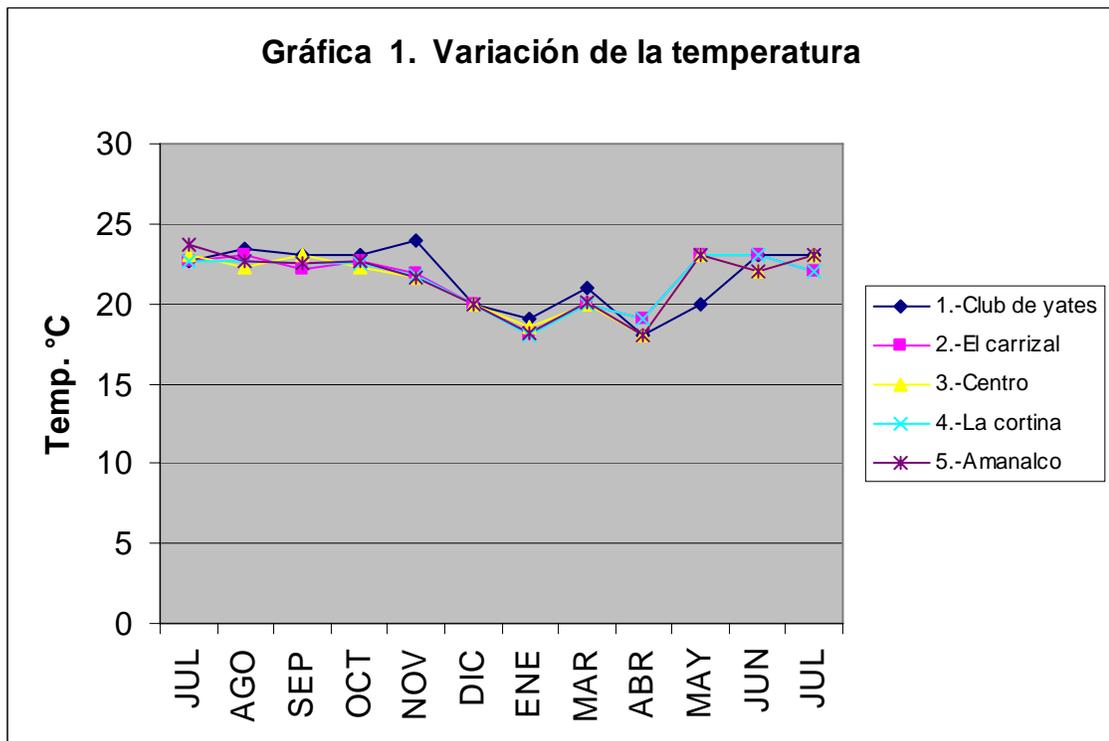
Los datos de las densidades de las especies abundantes, constantes y temporales y los valores de los parámetros fisicoquímicos de cada estación de muestreo se ordenaron en 5 matrices, a las que se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP; Pla, 1986) con la finalidad de indagar cuales variables ambientales explican la mayor variabilidad de las densidades algales. Para este análisis se uso el programa STATISTICA VERSIÓN 5.0 Finalmente se calculó el índice de diversidad anual utilizando las formulas propuestas por Shannon-Wiener y Simpson.

Resultados y Análisis de Resultados

Temperatura del agua

El rango de variación de la temperatura del agua fue de 6°C, con un mínimo de 18°C en la estación 4 (Cortina), en el mes de enero y un máximo de 23.9°C en la estación 2 (Carrizal), en el mes de noviembre. De julio a octubre del 2000 la temperatura se mantuvo alrededor de 23 °C, a partir de noviembre se notó un descenso de la misma, llegando a los 18 °C en enero. Desde el mes de marzo hubo un incremento gradual (con altibajos) hasta alcanzar los 23°C en los meses de mayo, junio y julio (gráfica 1). En general, los valores registrados en las diferentes estaciones fueron muy uniformes en el periodo de estudio, con excepción de la estación Club de Yates, en los meses de noviembre y mayo.

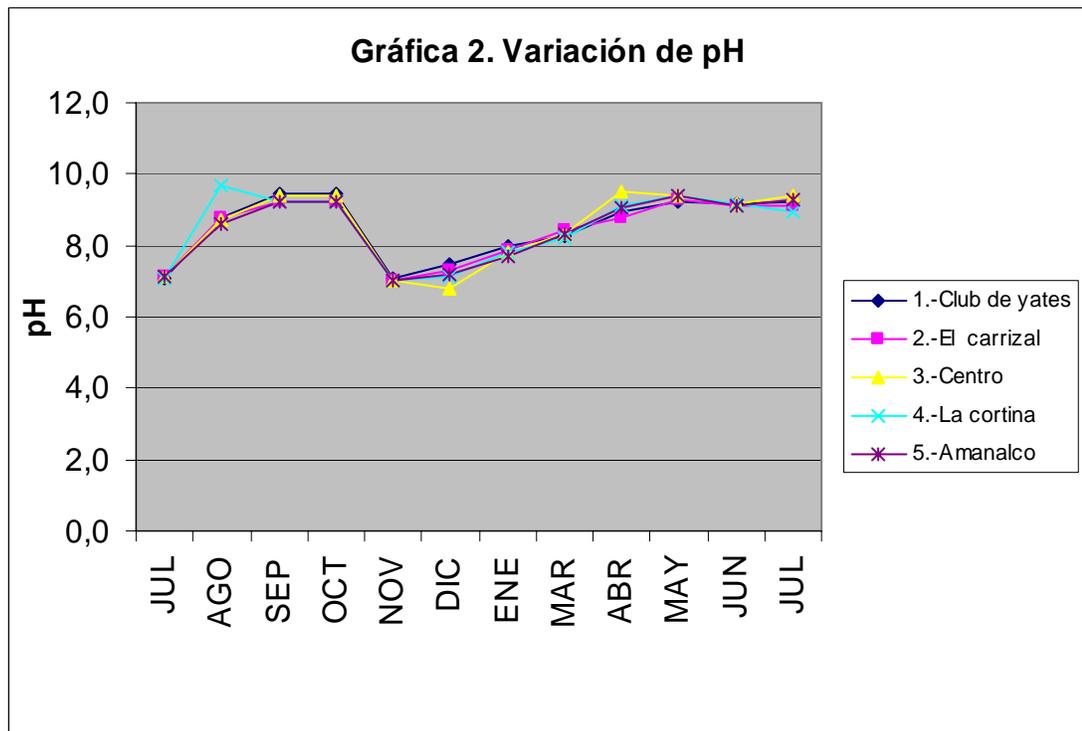
El descenso de la temperatura desde noviembre del 2000 hasta enero del 2001 desencadenó el proceso de mezcla de la columna del agua en ese período, el mismo que ha sido documentado por Olvera (1992). Un descenso de temperatura en el mes de abril posiblemente provocó nuevamente mezcla del agua, hecho que mantuvo una buena calidad de la misma de abril a junio del 2001.



pH

En lo que respecta al pH, su valor mínimo fue de 7.1 en julio del 2000 y el máximo fue de 9.4 en septiembre del mismo año. En general, se presentaron valores cercanos a 9 durante los meses en los que se reporta estratificación (abril a septiembre) y circumneutrales en noviembre y diciembre. En enero y marzo el pH fue alcalino (≈ 8) (gráfica 2).

Con relación a la variación espacial, en las 5 estaciones de muestreo se observó un comportamiento muy homogéneo a lo largo del año (gráfica 2). De acuerdo a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CECA), publicados en el Diario Oficial de la Federación del 13 de diciembre de 1989, los límites permisibles para fuentes de abastecimiento y riego agrícola son de 5-9 unidades; de acuerdo con este criterio, en los meses de septiembre y octubre del 2000 y de abril a julio del 2001, los valores rebasan al límite superior. Considerando los límites establecidos para protección de la vida silvestre (6-9 unidades, EPA 1986) también se rebasa el límite superior durante los meses ya mencionados, por lo que existe riesgo para los organismos que viven en el embalse, al menos en la superficie del mismo, aunque hay evidencia que las poblaciones que viven en estas condiciones, están adaptadas a los cambios de pH que se presentan en el medio (EPA, 1986).

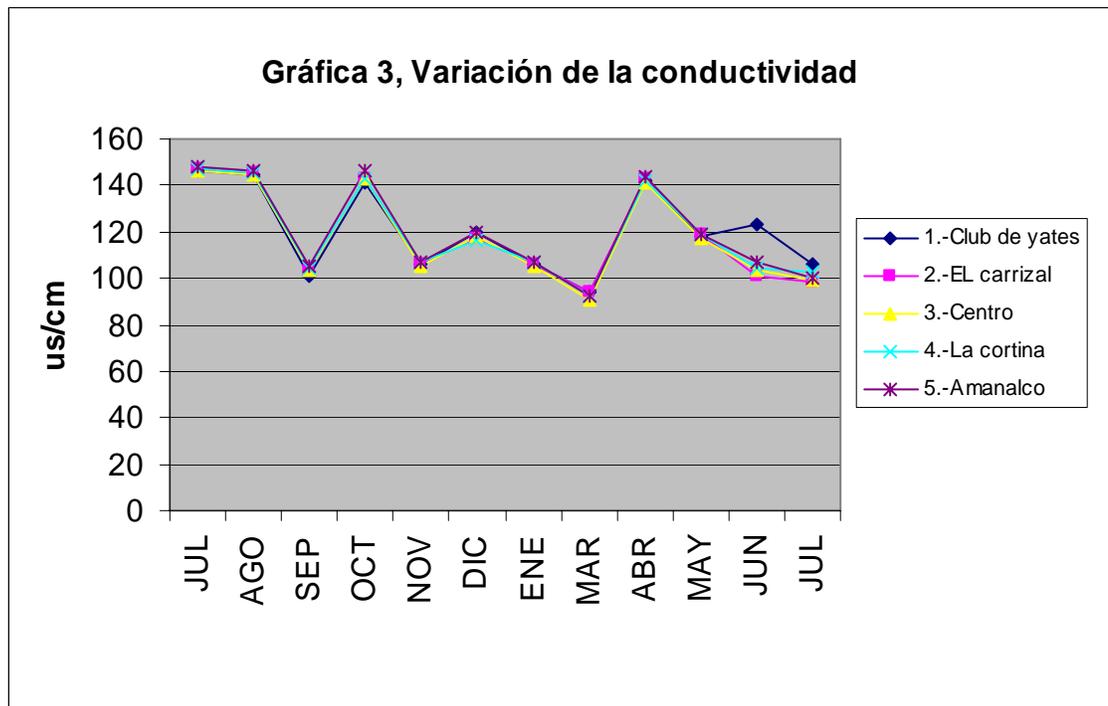


Conductividad

La conductividad (K_{25}) representa del 60 al 70% de las sales disueltas en el agua. En el embalse de Valle de Bravo se presentaron valores bajos, con una variación de $91 \mu\text{S cm}^{-1}$ en marzo, hasta $147 \mu\text{S cm}^{-1}$ en julio del 2000. De acuerdo a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CECA, 1989), no se rebasa el límite máximo permisible de $1,000 \mu\text{S cm}^{-1}$ para uso agrícola. Por los resultados registrados, el agua del embalse se puede utilizar como fuente de abastecimiento, para uso recreativo, uso industrial y es apta para la vida silvestre. Se trata de agua poco mineralizada y dulce pues se encuentra muy por debajo del límite en el cual el agua se considera salobre ($< 5000 \mu\text{S cm}^{-1}$; Wetzel, 1981)

Los valores anuales mas altos se registraron de julio a octubre del 2000 oscilando alrededor de los $145 \mu\text{S cm}^{-1}$. A partir de noviembre hay una tendencia hacia la disminución de la K_{25} hasta alcanzar los valores más bajos en marzo (gráfica 3). En abril, la conductividad sube nuevamente hasta $142 \mu\text{S cm}^{-1}$, mientras que de mayo a julio del 2001 fluctuó alrededor de los $115 \mu\text{S cm}^{-1}$.

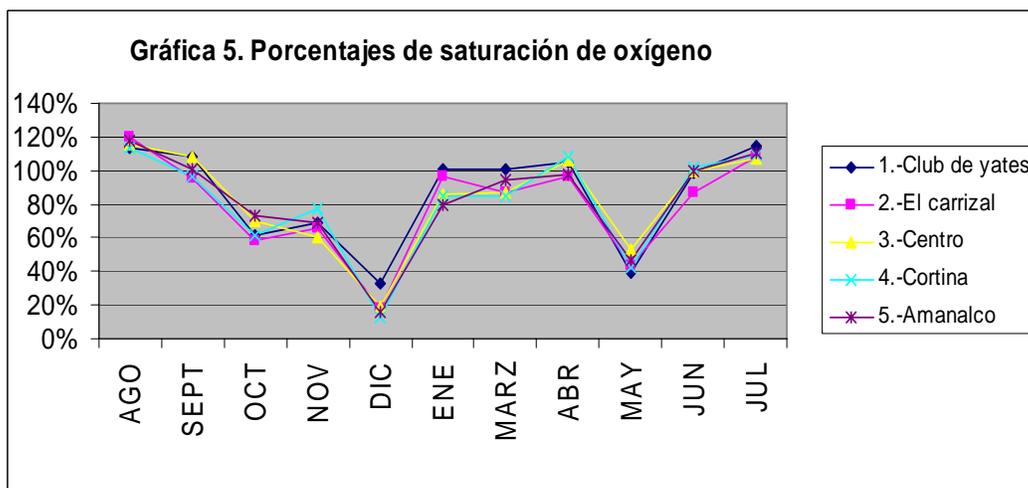
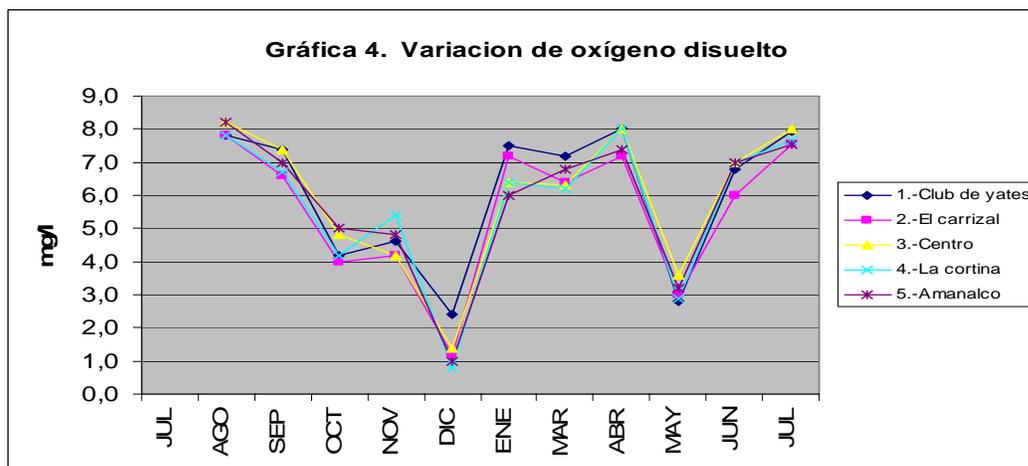
En cuanto a las 5 estaciones de muestreo, su patrón de comportamiento fue muy homogéneo a lo largo del año, mostrando un ligero desfase de la estación 1 en comparación a las otras estaciones, en el mes de junio.



Oxígeno disuelto

El valor mínimo registrado fue de $0.8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ en la estación la Cortina, en enero; el máximo fue de $8.2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ en las estaciones del Centro y Amanalco en agosto del 2000. Las cinco estaciones de muestreo mostraron un comportamiento muy homogéneo con respecto a los valores de oxígeno disuelto (O.D.) (gráfica 4). En agosto el valor promedio fue de $8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ y el porcentaje de Saturación de Oxígeno (% S.O.) de 116%, es decir hubo una sobresaturación (gráfica 5). En el mes de septiembre la concentración promedio fue $7 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ y todavía hubo sobresaturación. En octubre, noviembre y diciembre se observó un descenso de la concentración de oxígeno hasta alcanzar $1.4 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Desde el mes de enero hasta marzo, nuevamente aumenta la concentración de oxígeno, el % S.O. es de 90 y 91%. En abril el oxígeno alcanza valores de $8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ y el % de S.O. continua alto, situación que en general prevalece hasta el mes de julio.

Arrington (en Olvera, 1992) propone el límite de $4.0 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ como mínimo para el desarrollo adecuado de la vida acuática. El embalse cumple con este mínimo en todos los meses a nivel de la superficie, excepto en diciembre y mayo.

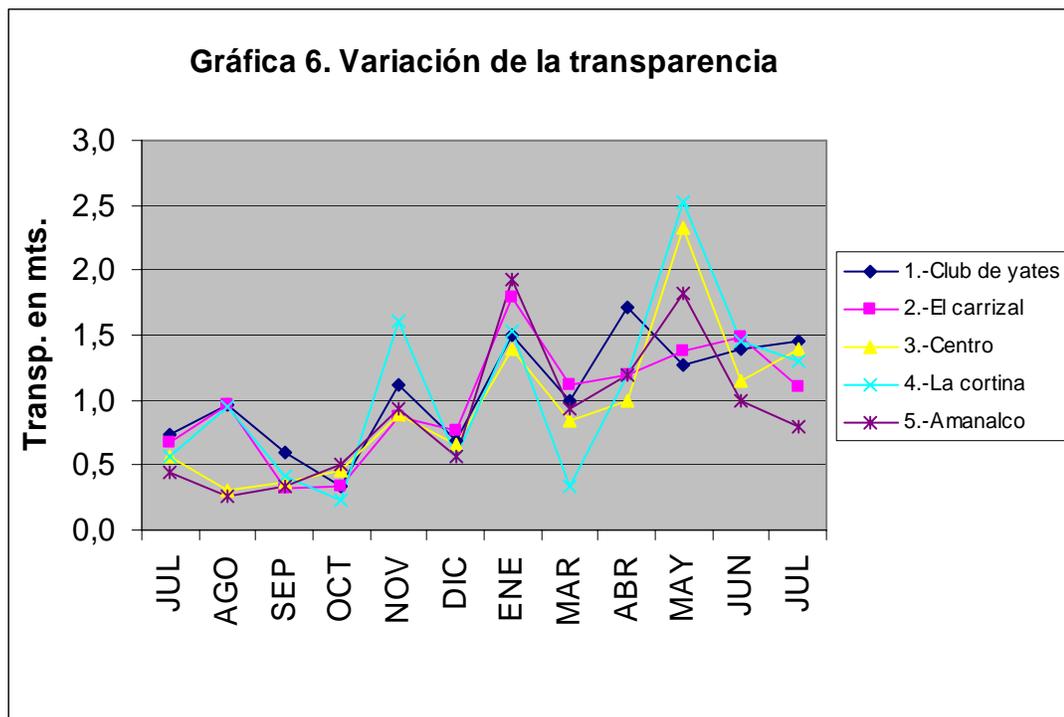


Transparencia de Secchi.

Las estaciones de muestreo no se comportaron tan homogéneamente, como en los parámetros analizados previamente (gráfica 6). En julio del 2000 el promedio mensual de la transparencia fue de 0.6 m y en agosto fue de 0.7 m, aunque en las estaciones Centro y Amanalco disminuyeron los valores con respecto al mes de julio, mientras que en el Club de Yates, la Cortina y el Carrizal la transparencia aumentó. En septiembre y octubre la transparencia disminuye, pero a partir del mes de noviembre se hace progresivamente mayor, hasta alcanzar el nivel más alto en mayo (gráfica 6). Para junio y julio los valores de este parámetro disminuyeron.

El valor mínimo de transparencia registrado fue de 0.2 m, en octubre, el máximo fue de 2.5 m en mayo; valores menores a 5 m son característicos de lagos eutróficos (Vivier, 1978). En términos generales, las menores transparencias ocurrieron al final de la época de estratificación y al inicio del periodo de mezcla.

Se observó que desde el mes de abril, hasta junio del 2001, los datos ya son tan uniformes como en los meses previos: en abril la mejor transparencia la tuvo el Club de Yates, en mayo, la estación Centro y Amanalco, y en junio, el Carrizal y la Cortina.

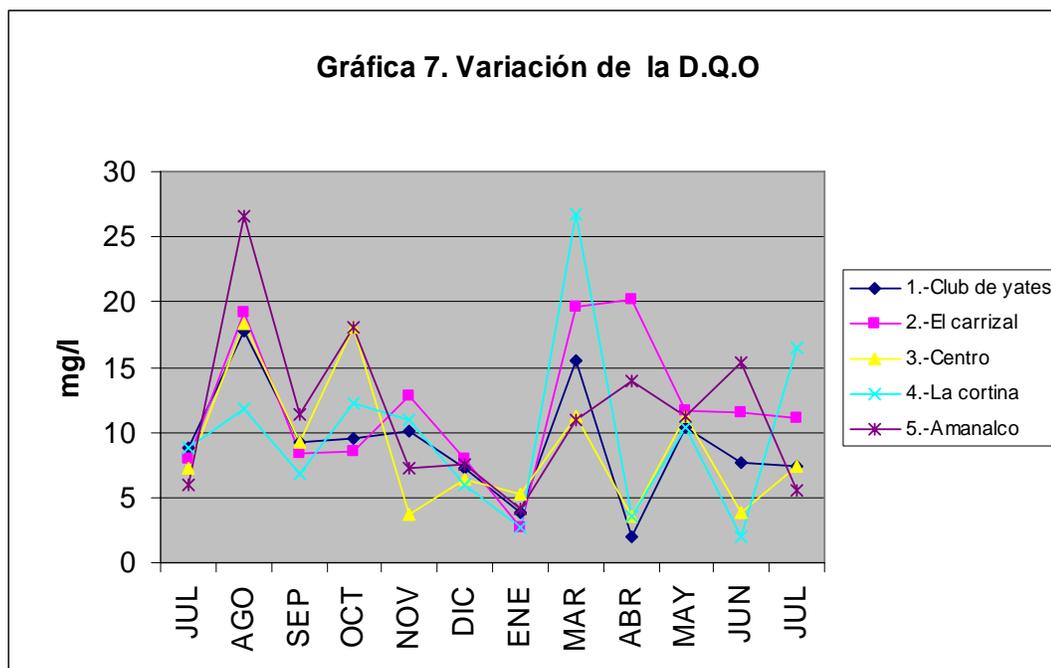


Demanda Química de Oxígeno

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) mide la cantidad de Materia Orgánica acumulada en el sistema.

Los valores de la DQO variaron, de modo general, inversamente con respecto a los valores de transparencia. En julio del 2000 ambos parámetros fueron bajos (gráfica 7); en agosto descende la transparencia en 2 estaciones y los valores de DQO se elevan (19 mg O₂ l⁻¹ promedio mensual). Para septiembre, la DQO presentó 9 mg O₂ l⁻¹ y para octubre se eleva a 13 mg O₂ l⁻¹. En los meses de noviembre a enero la DQO descende gradualmente hasta su valor mas pequeño, 4 mg O₂ l⁻¹ (promedio mensual). En marzo se eleva la DQO en todas las estaciones, el promedio mensual es de 17 mg O₂ l⁻¹; en los siguientes meses el promedio mensual se mantiene entre 8-11 mg O₂ l⁻¹ y en los afluentes el Carrizal y Amanalco hubo mayor carga de M.O. en este último período.

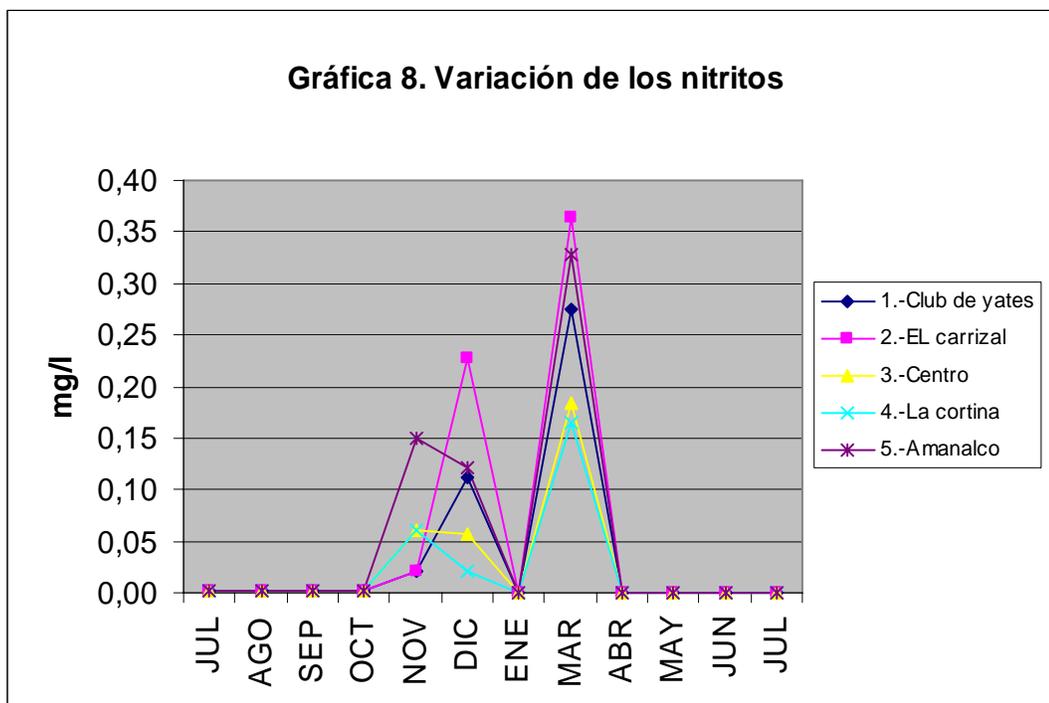
En general, los mayores valores se presentaron en agosto-octubre y marzo-abril. Desde julio del 2000 hasta marzo del 2001 los valores en las cinco estaciones de muestreo fueron más homogéneos que en los meses restantes. Un valor de D.Q.O. superior a 6 mg O₂ l⁻¹ representa un exceso de materia orgánica y no es recomendable para fuente de abastecimiento de agua potable, uso recreativo con contacto primario, riego agrícola pecuario y protección de la vida acuática (CECA, 1986). Sólo en enero y en los meses de abril y junio, en las estaciones del Centro y la Cortina, no se rebasa ese límite. La condición imperante es un exceso de materia orgánica (M.O.) en el embalse.



Nitritos

No se detectaron nitritos en los meses de julio a octubre del 2000; en noviembre estuvieron presentes (0.06 mg l^{-1}) y se incrementan hasta 0.11 mg l^{-1} en diciembre y 0.26 mg l^{-1} en marzo; nuevamente no fueron detectados, de mayo a julio del 2001, por el método analítico utilizado (gráfica 8).

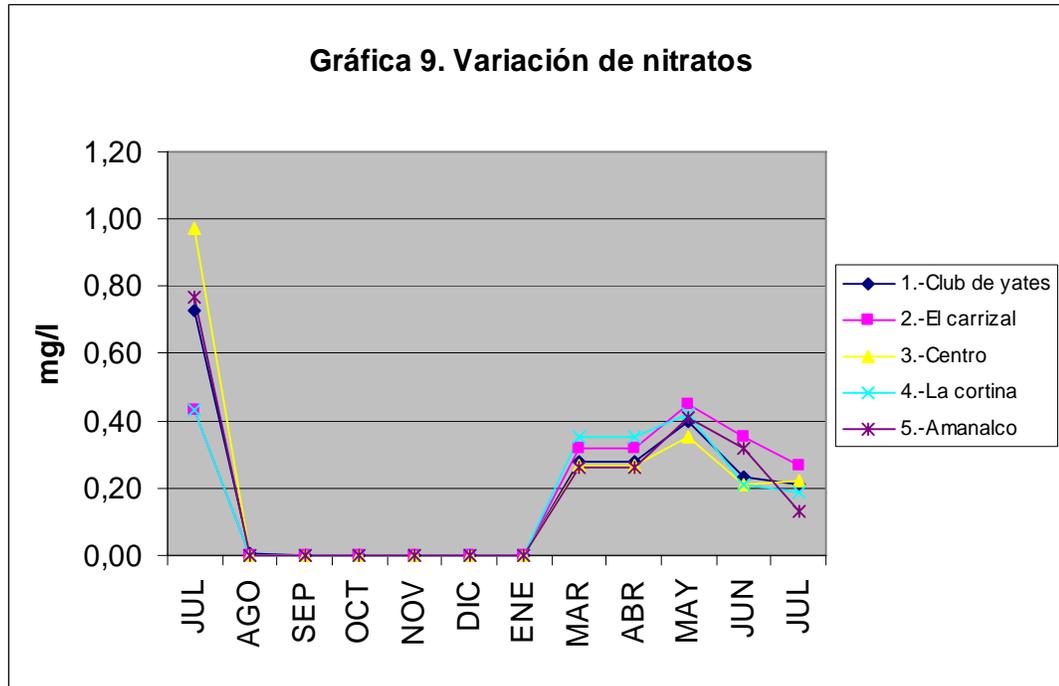
De acuerdo a los Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua, el valor máximo permisible para fuente de abasto de agua potable es de 0.05 mg l^{-1} , para uso pecuario es de 10 mg l^{-1} y Arrington (en Olvera, 1992) establece un valor máximo de 0.025 mg l^{-1} para protección de la vida. En 3 estaciones del mes de noviembre, en el mes de diciembre y en marzo, los niveles de nitrito no cubren los requisitos para uso como fuente de abastecimiento y protección de la vida acuática, aconsejándose sólo su uso para fines pecuarios.



Nitratos

En el mes de julio del 2000 el promedio mensual de los nitratos fue de 0.67 mg l^{-1} (gráfica 9); de agosto hasta enero no se detectó este anión y en marzo su concentración fue de 0.30 mg l^{-1} , con poca variación hasta julio del 2001, excepto en mayo, cuando hubo un ligero incremento (0.41 mg l^{-1}).

En los Criterios Ecológicos hay un límite máximo de 5 mg l^{-1} para uso como fuente de abastecimiento, de 9 mg l^{-1} para uso pecuario y según Arrington (en Olvera, 1992), para la protección de la vida es de 1.0 mg l^{-1} . En ningún muestreo los nitratos rebasaron esos límites, por lo que puede hacerse uso del agua en los tres aspectos considerados, sin temor que el anión cause algún perjuicio.

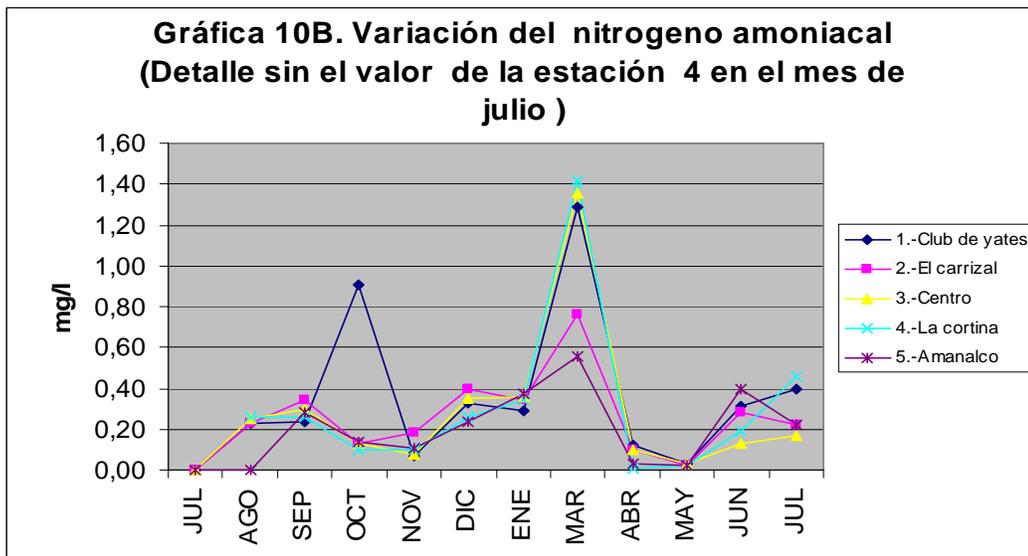
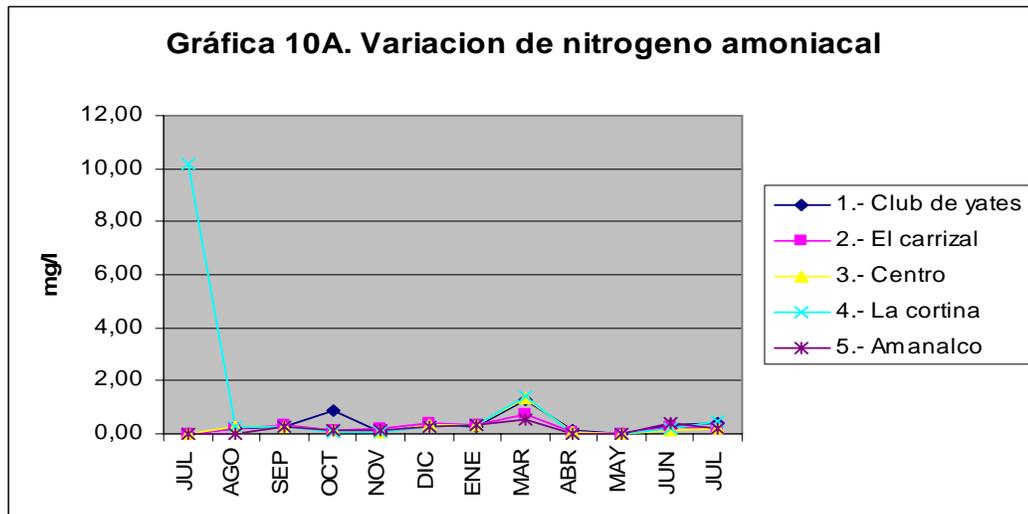


Nitrógeno amoniacal

El amonio se puede considerar como un constituyente normal de las aguas superficiales, pero en cantidades superiores a 0.1 mg l^{-1} , puede ser un índice de contaminación por aguas residuales municipales o industriales.

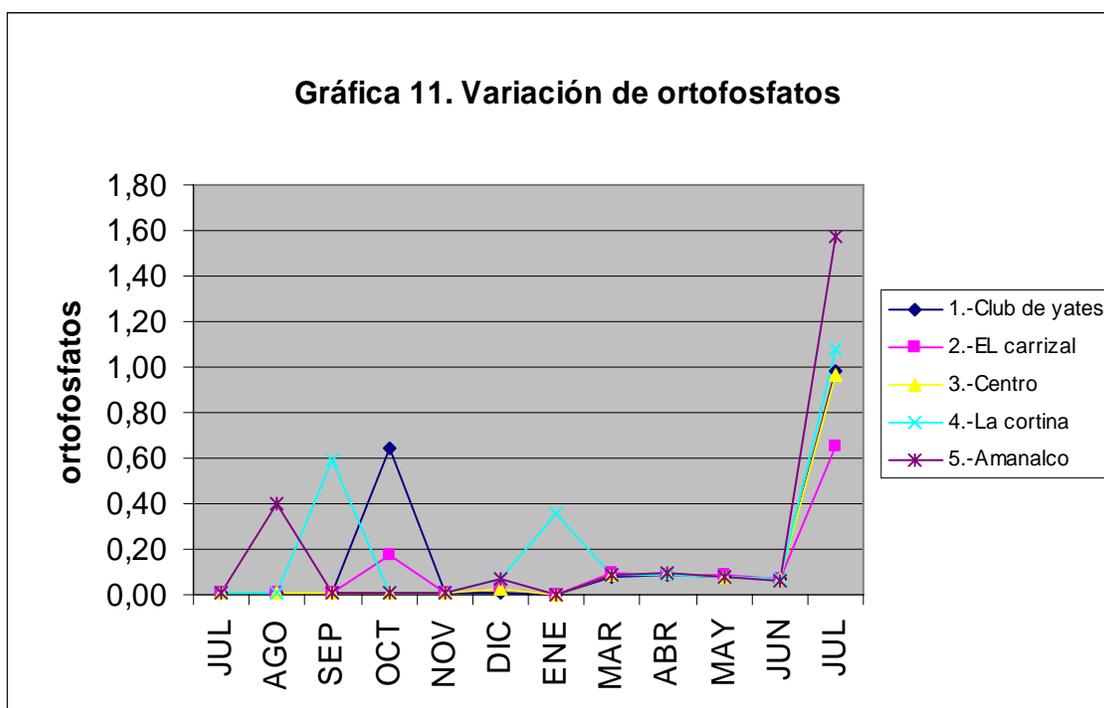
No se detectó nitrógeno amoniacal (cuantificado como amonio) en julio del 2000 en 4 estaciones (excepto en la estación denominada Cortina, que tuvo una concentración de 10 mg l^{-1} ; gráfica 10A); en agosto la concentración de nitrógeno amoniacal es más homogénea en las estaciones de muestreo, y es notorio un incremento gradual del ión hasta marzo, cuando se alcanzan los valores máximos (1.1 mg l^{-1}). En abril y mayo vuelve a descender la concentración de nitrógeno amoniacal hasta 0.02 mg l^{-1} , para posteriormente recuperarse en junio y julio con valores de 0.3 mg l^{-1} en promedio. (gráfica 10B)

En México, los Criterios Ecológicos (CECA, 1989) establecen un límite de 0.06 mg l^{-1} para protección de la vida acuática. El embalse Valle de Bravo no cumple con este requisito durante el periodo estudiado, a excepción de cuatro estaciones en julio del 2000, que presentan concentraciones no detectables por el método utilizado.



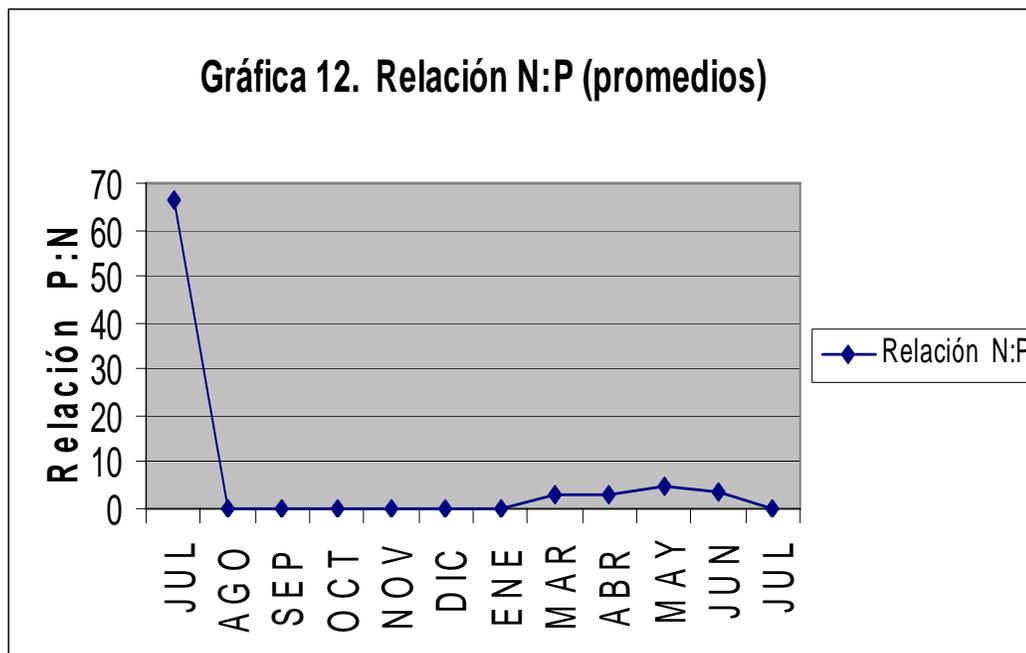
Ortofosfatos

Los niveles de ortofosfatos fueron bajos en julio del 2000; particularmente aumentaron en agosto, septiembre y octubre, en determinados puntos de afluencia al embalse (gráfica 11). Posteriormente descienden alrededor de 0.07 mg l^{-1} , pero se uniformizan en todas las estaciones en el periodo de mezcla e inicios de estratificación (diciembre a junio); se registraron los niveles mas altos en julio del 2001, pero sin rebasar los limites permitidos para uso recreativo con contacto primario, riego agrícola pecuario y protección de la vida acuática, excepto para fuente de abastecimiento de agua potable (0.1 mg l^{-1} ; CECA, 1986).



Relación N:P

Con los valores de las concentraciones promedio mensuales de los ortofosfatos y los nitratos se obtuvo el cociente N:P para cada mes; en julio del 2000 el cociente fue de 66.6, de agosto hasta enero, el cociente fue muy bajo y llega a ser de hasta 0, de marzo a junio el cociente sube a valores de 3-5 (gráfica 12). Según Smith (1999), los valores menores a 7 indican una limitación de nitratos, lo que provoca un aletargamiento en el desarrollo de las comunidades fitoplanctónicas, excepto las cianofíceas que son capaces de fijar nitrógeno (Oliver y Gant, 2000)

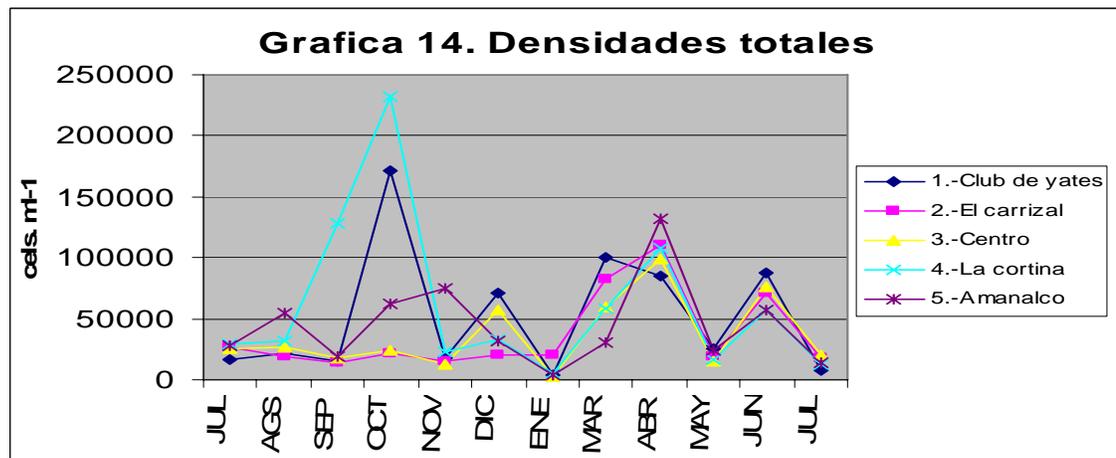


Fitoplancton

En total se identificaron 64 *taxa*, 29 pertenecen a la clase Chlorophyceae (45%), 10 a la Bacillariophyceae (16%), 9 a la Cyanophyceae (14%), 6 a la Dinophyceae (9%), 3 a la Euglenophyceae (5%), 4 a la Cryptophyceae (6%) y 3 a la Chrysophyceae (5%) (gráfica 13)



Las densidades totales fluctuaron en forma espacial y temporal (gráfica 14). Los valores mínimos se presentaron en el mes de enero en la estación Centro (2,805 cel ml⁻¹) y los máximos en octubre, marzo, abril y junio, con la mayor densidad en la estación Cortina en octubre del 2000 (231,889 céls. ml⁻¹). La variación de las densidades del fitoplancton en las estaciones de muestreo fue heterogénea de agosto a noviembre, principalmente en el mes de octubre, en el que las estaciones la Cortina, Club de Yates y Amanalco presentaron las mayores densidades. Desde abril hasta junio se hacen mas uniformes los números de organismos en las 5 estaciones.



El diagrama de frecuencia (%) vs. abundancia (log n+1) muestra las especies dominantes, temporales y raras (no hubo especies constantes), encontradas en el embalse estudiado (gráfica 15). El número asignado a cada punto es el que corresponde a cada especie en la tabla 1, que es el listado de especies encontradas en el presente trabajo. Como se puede observar en esta tabla muchas de las especies dominantes fueron cianofíceas, chlorococales, cryptofíceas y 2 diatomeas, hecho que concuerda con la gráfica 13 en la que

las clorofíceas y cianofíceas fueron de los grupos de algas con mayor número de especies durante el ciclo estudiado. También podemos notar en la tabla 1 que el mayor número de especies cayó en la categoría de especies raras y entre ellas las diatomeas, dinoflagelados, euglenofíceas y desmidiáceas fueron los grupos mejor representados.

Tabla 1. Lista de especies de fitoplancton en el embalse de Valle de Bravo en el periodo de estudio

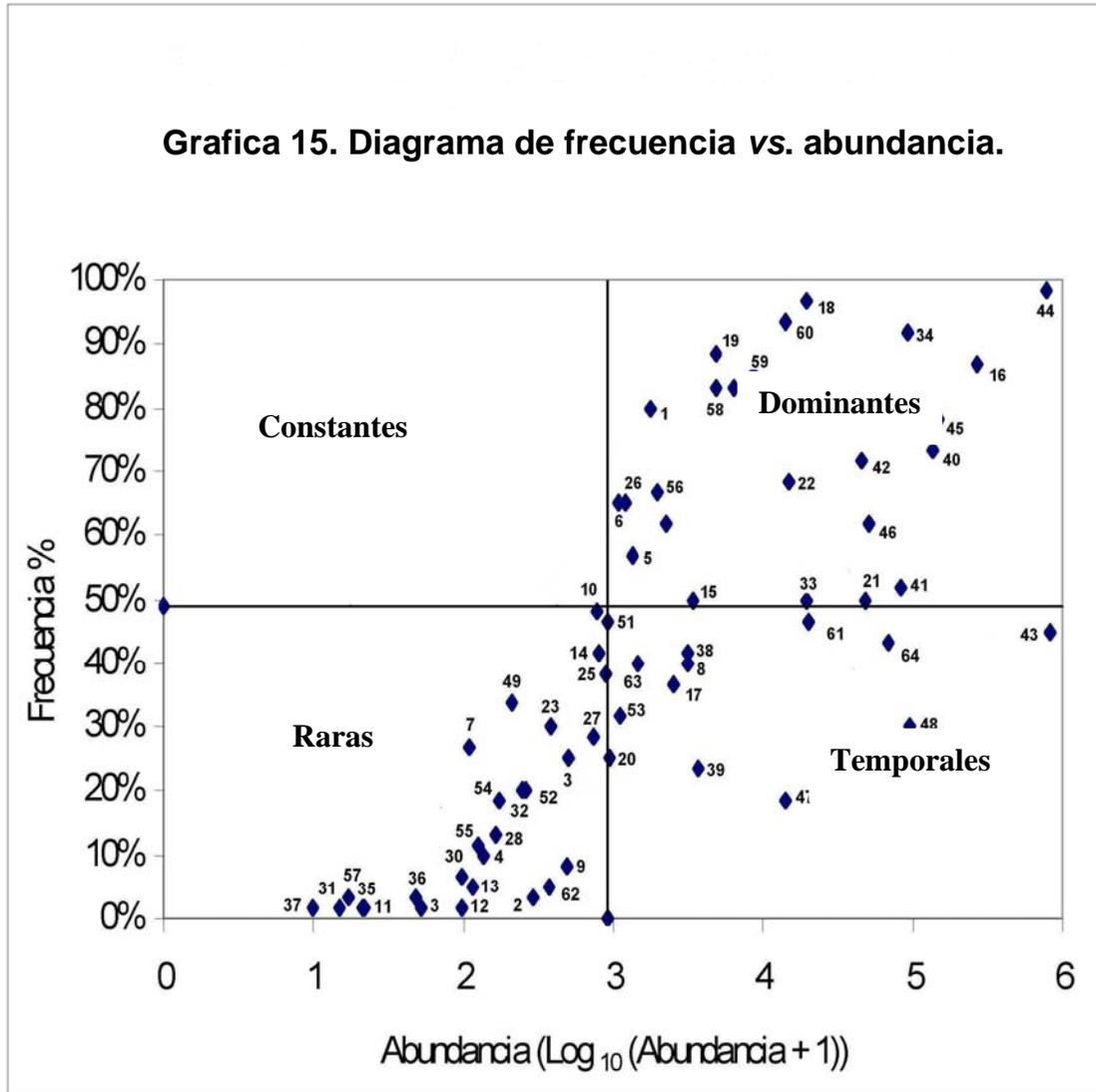
Especies	Dominante	Temporales	Raras
Chlorophyceae			
1 - <i>Ankyra judayi</i> (G.M. Smith) Fott	X °		
2 - <i>Botryococcus braunii</i> Kützing			X °
3 - <i>Carteria</i> sp			X
4 - <i>Chlamydomonas</i> sp			X
5 - <i>Chlorococcum</i> sp	X °		
6 - <i>Closterium acutum</i> Brébisson ex Ralfs	X *		
7 - <i>C. aciculare</i> T. West			X *
8 - <i>Coelastrum microporum</i> var. <i>cubanum</i> Nägeli			X °
9 - <i>C. reticulatum</i> (Dangeard) Seen			X °
10- <i>Cosmarium impressulum crenulatum</i> Nägeli			X *
11- <i>Cosmarium</i> sp			X *
12- <i>Dyctiosphaerium pulchellum</i> H.C. Wood			X °
13- <i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg			X
14- <i>Chodatella ciliata</i> (Lagerheim) Lemmermann			X °
15- <i>Monoraphidium dybowskii</i> (Wolosz.) Hind et Kom-Legn	X °		
16- <i>Mougeotia</i> sp	X		
17- <i>Nephrocytium</i> aff. <i>agardhianum</i> Nägeli		X °	
18- <i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	X °		
19- <i>Quadrigula lacustris</i> (Chodat) G.M. Smith	X °		
20- <i>Paulzchulzia</i> sp		X	
21- <i>Radiococcus</i> sp	X °		
22- <i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i> f. <i>costata</i> Bartha	X °		
23- <i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann			X *
24- <i>Staurastrum gladiusum</i> Turner			X *
25- <i>S. muticum</i> Brébisson		X *	
26- <i>S. paradoxum</i> Meyer	X *		
27- <i>S. gracile</i> Ralfs			X *
28- <i>Staurastrum</i> sp			X *
29- <i>Tetraedron minimum</i> var. <i>scrobiculatum</i> Lagerheim	X °		
Bacillariophyceae			
30- <i>Achnanthes</i> sp			X
31- <i>Amphora</i> sp			X
32- <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen			X
33- <i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	X		
34- <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	X		
35- <i>Gomphonema</i> sp			X
36- <i>Navicula</i> sp			X
37- <i>Nitzschia</i> sp			X
38- <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg		X	
39- <i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Smith) Round & Crawford		X	
Cyanophyceae			
40- <i>Anabaena</i> sp.	X		
41- <i>A. spiroides</i> var. <i>crassa</i> Lemmermann	X		

42- <i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann	X		
43- <i>Snowella</i> sp		X	
44- <i>Microcystis</i> spp.	X		
45- <i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin	X		
46- <i>Lynbya birgei</i> G.M. Smith	X		
47- <i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek		X	
48- <i>Merismopedia trollerii</i> Bachman		X	
Dinophyceae			
49- <i>Ceratium hirundinella</i> Dujardin			X
50- <i>Gymnodinium paradoxum</i> Schilling	X		
51- <i>Gymnodinium</i> sp			X
52- <i>Peridinium aciculiferum</i> Lemmermann		X	
53- <i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> (Ostenfeld) Bourrelly			X
54- <i>P. polonicum</i> (Woloszyńska) Bourrelly			X
Euglenophyceae			
55- <i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein			X
56- <i>T. volvocina</i> Ehrenberg	X		
57- <i>Euglena</i> sp			X
Chryptophyceae			
58- <i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenberg	X		
59- <i>C. marssonii</i> Skuja	X		
60- <i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl	X		
61- <i>Chroomonas</i> sp		X	
Chrysophyceae			
62- <i>Dinobryon divergens</i> Imhof			X
63- <i>Mallomonas tonsurata</i> Teiling			X
64.- <i>Chrysochromulina</i> sp			

° Chlorococcales

* Desmidiaceas

Grafica 15. Diagrama de frecuencia vs. abundancia.



Se pueden ver en el diagrama las especies de algas distribuidas principalmente en especies dominantes y raras; una menor proporción de ellas fueron temporales. El número asignado corresponde al mismo número del listado de especies de la tabla 1.

Tabla 2. Porcentaje de varianza explicado por cada componente principal resultante del ACP aplicado a cada estación de muestreo

	Componente No.	1	2	3	4	5	6
Estación 1	% Varianza total	26.92	18.38	12.28	8.7	8.3	6.2
	Varianza acumulada	26.92	45.3	57.58	66.28	74.58	80.78
Estación 2	% Varianza total	27.92	14.39	11.23	10.97	9.13	6.58
	Varianza acumulada	27.92	42.31	53.54	64.51	73.64	80.21
Estación 3	% Varianza total	28.72	16.44	14.03	9.24	8.26	5.82
	Varianza acumulada	28.72	45.16	59.19	68.43	76.69	82.51
Estación 4	% Varianza total	22.02	17.51	12.33	10.89	8.97	8.12
	Varianza acumulada	22.02	39.53	51.85	62.74	71.71	79.83
Estación 5	% Varianza total	23.2	14.84	12.4	11.2	9.36	8.73
	Varianza acumulada	23.2	38.04	50.44	61.64	71	79.74

En el Análisis de Componentes Principales, 5 componentes explicaron aproximadamente el 75% de la variación total en cada estación (Tabla 3).

El criterio para aceptar el ACP como un análisis que resume bien la variabilidad, es que en pocos componentes se encuentre el mayor porcentaje de variabilidad de los datos. Esta condición si se cumplió, pues vemos en la Tabla 3, que en el 4º componente ya se ha comprendido mas del 60% de la variabilidad total en las 5 estaciones de muestreo, por lo tanto, este análisis fue adecuado para nuestros datos. El mismo nos auxilió para determinar cuales variables medioambientales causaron los cambios mas importantes en la comunidad fitoplanctónica y en que periodo del ciclo anual ocurrieron. Los factores fisicoquímicos y las especies relacionadas variaron de estación a estación (Tabla 3).

Tabla 3. Factores fisicoquímicos y especies algales que tuvieron mayor peso en cada componente principal

Estación 1									
Componente 1		Componente 2		Componente 3		Componente 4		Componente 5	
<i>Lyngbya birgei</i>	0.847	<i>Aphanizomenon gracile</i>	0.93	pH	0.742	<i>Gymnodinium</i> aff. <i>paradoxum</i>	0.727	0.Q.Q.	-0.7
<i>Anabaena</i> sp.	0.725	<i>Quadrigula lacustris</i>	0.717			<i>Cosmarium impressulum</i>	0.727		
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.895	<i>Docystis marssonii</i>	0.703						
<i>Clsterium acutum</i>	0.852	Nitrógeno amoniacal	0.847						
<i>Mougeotia</i> sp.	0.895								
Transparencia	-0.78								
Estación 2									
Componente 1		Componente 2		Componente 3		Componente 4		Componente 5	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-0.74	<i>Chroomonas acuta</i>	0.784	<i>Lyngbya birgei</i>	0.729	<i>Ankyra judayi</i>	0.714		
<i>Aphanizomenon gracile</i>	-0.71			<i>Staurastrum muticum</i>	0.723	<i>Radiococcus</i> sp.	-0.71		
<i>Micracystis</i> spp.	-0.74					0.D.	0.846		
<i>Chlorococcus</i> sp.	-0.77								
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.747								
<i>Cryptomonas marssonii</i>	-0.77								
Estación 3									
Componente 1		Componente 2		Componente 3		Componente 4		Componente 5	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-0.76	<i>Woronichinia naegeliana</i>	0.764	<i>Scenedesmus denticulatus</i>	-0.7	<i>Lyngbya birgei</i>	0.828	<i>Carteria</i> sp.	-0.87
<i>Radiococcus</i> sp.	-0.75	<i>Chroomonas</i> sp.	0.77	0.Q.Q.	-0.76	Nitritos	0.903	Ortofosfatos	-0.76
<i>Docystis marssonii</i>	-0.88								
<i>Quadrigula lacustris</i>	-0.9								
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.713								
<i>Cryptomonas curvata</i>	-0.73								
<i>Cryptomonas marssonii</i>	-0.79								
<i>Ceratium hirundinella</i>	-0.78								
Nitrógeno amoniacal	-0.71								
Estación 4									
Componente 1		Componente 2		Componente 3		Componente 4		Componente 5	
<i>Docystis marssonii</i>	-0.7	<i>Woronichinia naegeliana</i>	0.71	<i>Aphanizomenon gracile</i>	-0.75	Temperatura	-0.79		
<i>Tetraedron minimum</i>	0.742	<i>Lyngbya birgei</i>	-0.77	<i>Anabaena spiroides</i>	-0.77				
<i>Chroomonas</i> sp.	0.705	<i>Radiococcus</i> sp.	0.837	<i>Cryptomonas marssonii</i>	-0.73				
		<i>Mougeotia</i> sp.	-0.85						
Estación 5									
Componente 1		Componente 2		Componente 3		Componente 4		Componente 5	
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-0.88	Conductividad	0.754	<i>Cryptomonas marssonii</i>	0.791	Nitratos	0.753		
<i>Tetraedron minimum</i>	-0.83			<i>Gymnodinium</i> aff.	0.759				

				<i>paradoxum</i>					
<i>Mallomonas tonsurata</i>	-0.73								

Tabla 4. Riqueza de especies en algunos lagos mexicanos

Division	Zempoala ¹	Alchichica ²	Zirahuén ³	Lago de Guadalupe ⁴	Valle de Bravo ⁵
Chlorophyceae	8	3	35	30	30
Cyanobacteria	1	7	3	4	12
Bacillariophyceae	9	9	11	10	10
Dinophyceae	2	0	5	0	6
Euglenophyceae	2	0	2	9	3
Chryptophyceae	0	1	0	3	4
Chrysophyceae	0	0	3	4	3
Total taxa	22	20	59	60	68

1. García y Tavera, 2002.
2. Oliva *et al*; 2001.
3. Martínez y Tavera, 2005.
4. Lugo *et al*; 1998.
5. Presente estudio.

Discusión

Se discutirá a continuación el comportamiento de las variables fisicoquímicas en conjunto y a partir del inicio de la mezcla y no a partir de julio, que fue cuando comenzó el muestreo.

El descenso de temperatura se percibe hasta el mes de noviembre (gráfica 1), pero sus efectos se notan desde el mes de octubre, cuando se observó una disminución en la transparencia y en la concentración del oxígeno disuelto; el epilimnión comienza a mezclarse hacia capas más profundas, introduciendo oxígeno hacia ellas, hecho que favorece la oxidación de la materia orgánica acumulada ahí (Vivier, 1978). El movimiento del agua provoca resuspensión de material orgánico, que causa la disminución en la transparencia (gráfica 6); el proceso oxidativo que sufre la materia orgánica, demanda grandes cantidades de oxígeno, razón por la que disminuyen los niveles del gas en el agua y aumentan los valores de D.Q.O. Para esta comunidad la concentración de nitrógeno amoniacal disminuye en octubre y noviembre, apareciendo pequeñas concentraciones de nitritos, lo que nos indica que efectivamente hay una oxidación de materiales orgánicos; se deduce que también hay formación de nitratos porque se dispara el crecimiento de fitoplancton, reflejado en el pico del mes de octubre en la gráfica 14, aunque no se detectan porque son asimilados rápidamente por esta comunidad. La concentración de ortofosfatos es alta en el tributario El Carrizal y en la estación de muestreo Club de Yates pero no en las otras estaciones, lo que nos lleva a suponer que la entrada de este nutrimento es puntual a través de este tributario o de descargas de aguas residuales que se localizan en la estación Club de Yates.

En los meses de noviembre y diciembre disminuye aún más la temperatura del agua y la mezcla de la masa de agua probablemente se completa; aunque hay una mejoría en la calidad del agua evidenciada por un aumento de transparencia en noviembre y un descenso en la D.Q.O. (gráficas 6 y 7), todavía la concentración del oxígeno disuelto es baja.

En el mes de enero la temperatura del agua alcanzó el valor mínimo del período de estudio. La transparencia de Secchi alcanza valores altos, el oxígeno disuelto también y la D.Q.O. tiene los valores menores de todo el período, condiciones que indican que la calidad del agua es buena; hay una buena oxigenación y una buena mineralización de la materia orgánica (pues no se encontraron nitritos), aunque hay todavía cantidades detectables de nitrógeno amoniacal. La concentración de ortofosfatos no es detectable, sólo se registró una cantidad apreciable en la estación de la Cortina; la estación está lejana de los tributarios, por lo tanto es probable que el nutrimento provenga del material orgánico acumulado en las capas profundas del embalse. El valor del pH, que en los meses anteriores había sido circumneutral, comienza a elevarse.

A partir del mes de marzo hasta el mes de mayo, los parámetros fisicoquímicos reflejan condiciones adecuadas para florecimientos de fitoplancton: aumenta gradualmente la temperatura, hecho que propicia condiciones más estables en el cuerpo de agua, (la turbulencia del agua es menor, posiblemente comienza a estratificarse el embalse, aunque los cambios de temperatura en abril inestabilizan el embalse hasta que se notan condiciones más uniformes en junio). Aparecen cantidades importantes de nitratos -la forma de nitrógeno combinado más asimilable por la mayoría de los grupos algales-, y aunque en marzo todavía hay cantidades importantes de nitritos y de nitrógeno amoniacal, en abril y

mayo desaparecen o su concentración es mínima. Los ortofosfatos los encontramos en cantidades importantes y distribuidos homogéneamente en todas las estaciones, lo que nos hace pensar que el nutrimento fue acarreado desde el hipolimnion a toda la columna de agua por el movimiento turbulento del agua en los meses previos. El aumento de temperatura, el cese relativo de la turbulencia, la disponibilidad de nitratos y ortofosfatos y una buena calidad del agua son factores que llevan al crecimiento algal más importante del ciclo anual, evidenciado por las densidades encontradas en esta comunidad, sobre todo en abril (gráfica 14), y por el aumento en la concentración de oxígeno disuelto, del pH (con valores mayores de 9, resultado de una actividad fotosintética alta; Shapiro, 1990), por la disminución de la transparencia (la abundancia de microalgas impide el paso de luz hacia la zona profunda) y el aumento en la D.Q.O. Los valores de pH en la superficie rebasan los límites permitidos para diversos usos, el agua del embalse adquiere una condición peligrosa para la protección de la vida silvestre, al menos durante las horas de mayor fotosíntesis, pues el nitrógeno amoniacal se convierte en hidróxido de amonio, que es tóxico para los organismos. La conductividad se eleva en el mes de abril, tal vez debido a una intensa evaporación en la estación seca.

Los meses de junio y julio marcan el final de las buenas condiciones para el desarrollo fitoplanctónico. La temperatura es estable y la masa de agua también; los nitratos todavía se encuentran disponibles y de igual forma los ortofosfatos, pero se nota un aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal, que es un indicio de condiciones anóxicas en el hipolimnion del embalse.

Para agosto y septiembre, aunque se mantiene la estabilidad de la temperatura y probablemente la estratificación, el nitrato, disponible previamente, ya se ha agotado; los ortofosfatos se encuentran sólo en alguna de las estaciones de muestreo y como desde junio comenzó la época de lluvia, es probable que la elevación de ortofosfatos se deba al acarreo de los mismos por el agua precipitada, la precipitación también arrastra sedimentos que posiblemente provocan el aumento de conductividad observado en julio y agosto del 2000 (los sedimentos tienen abundantes cargas iónicas). La fotosíntesis en estos meses continúa siendo importante, como lo revela el pH cercano al 9 y el oxígeno elevado, aunque la escasez de nitrato favorece el florecimiento de nostocales (Wetzel, 1981). Al término de esta fase, comienza nuevamente el periodo de mezcla.

En lo que respecta al cociente N:P, valores del cociente mayores a 10 indican que el fósforo es el nutrimento limitante, valores de 7 a 10 indican que las proporciones de fósforo y nitrógeno están equilibradas y valores menores de 7 señalan que el nitrato es el elemento limitante (Smith 1999). Durante el periodo de estudio, solamente en julio del 2000 el cociente rebasó el valor de 10, de agosto hasta enero los valores estuvieron muy por debajo del 7 y de marzo a junio el cociente estuvo por debajo del 7, pero acercándose a este valor. Solamente en julio del 2000, el fósforo fue el elemento limitante, el resto del año el nitrato fue el nutrimento limitante; en menor grado de marzo a junio (después del periodo de mezcla), y más acusadamente de agosto hasta enero. Al parecer, con la lluvia se introduce una cantidad importante de fósforo al embalse y durante el periodo de mezcla también se encuentra presente este elemento en la columna de agua, por lo que no es un limitante para el crecimiento del fitoplancton, pues todo el año hay abasto del mismo. La escasez de nitrato explica porque, a lo largo de casi todo el año, las comunidades de fitoplancton están dominadas por las cianofíceas: en octubre por poblaciones de *Microcystis spp.* (que parecen aprovechar la presencia de fósforo y nitrato en cantidad suficiente); en marzo por poblaciones de *Microcystis spp.*, *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon gracile* y

Anabaena spiroides var. *crassa*; en abril y junio por *Snowella* sp.; en julio, agosto y septiembre, cuando ya es más acentuada la escasez de nitratos, por las nostocales *Anabaena spiroides* var. *crassa* y *Anabaena* sp, que son cianofíceas con heterocitos (fijadoras de nitrógeno atmosférico; Oliver y Gant, 2000).

Fitoplancton

El número de especies encontrado en el embalse (riqueza específica), fue moderado (64 especies) en comparación con algunos otros lagos tropicales ampliamente estudiados; 103 especies en el lago Tanganika (Hecky y Kling, 1981), 143 especies en el lago Naivasha (Kalfy y Watson, 1986), 146 especies en el lago Valencia (Lewis, 1986), pero fue ligeramente más alto que el registrado en otros lagos mexicanos (Tabla 4). Esto concuerda con los valores obtenidos para los índices de diversidad calculados: Shannon-Wiener (.777) y el de Simpson (.634) en donde los valores cercanos a cero indican una diversidad baja y los valores cercanos a uno, una alta diversidad (Krebs, 1985). Sin embargo en el siguiente ciclo anual aumento la riqueza, de acuerdo a lo reportado por Valeriano *et al.* (2003).

Las mayores densidades de fitoplancton registradas principalmente en octubre y abril concuerdan perfectamente con lo reportado para algunos lagos africanos (Tailling, 1986) y aunque no reportamos otros estimadores de productividad primaria (clorofila a), los valores de D.Q.O. también se elevan cuando lo hacen las densidades de fitoplancton, reforzando nuestras observaciones

La predominancia de clorococales y cianofíceas de marzo a octubre indican la condición eutrófica del embalse (Angeli, 1978; Sze, 1980; Wetzel, 2001) la mayor parte del año, pero la mayor presencia de diatomeas, crisofíceas y peridiniales de octubre a enero, indican una mejoría de las condiciones en el embalse.

En el Análisis de Componentes Principales (ACP), en el primer Componente Principal, la mayoría de las estaciones de muestreo separa las algas en 2 grupos: las de época fría o de mezcla y las de periodo cálido o de estratificación; el proceso mezcla-estratificación fue el que mayor cambio produjo en las comunidades fitoplanctónicas (dato que coincide con los descrito para numerosos lagos de zonas templadas y tropicales; (Martinez-Almeida, 2005; Tailing, 1986 y Wetzel, 2001). Si bien las especies se ordenaron, en primer término, de acuerdo al proceso de mezcla-estratificación, el aumento de nitrógeno amoniacal fue el segundo factor de importancia que dividió a este grupo, asociado con el desarrollo de las nostocales (Componente 2 de Estaciones 1 y 2, Tabla 3). Un tercer factor que influyó en la sucesión fitoplanctónica fue el aumento de la conductividad durante los meses de marzo a mayo, en los cuales hay aumento de la temperatura ambiental con ausencia de lluvia (Componente 2, Estación 4, Tabla 3). Dentro del conjunto de especies del periodo de mezcla, hay unas que caracterizan el inicio del mismo, otras que están durante los meses más fríos y otras presentes cuando comienza a elevarse la temperatura nuevamente. Sin embargo, los resultados del ACP no ilustran todos

los cambios vistos en la sucesión anual del embalse Valle de Bravo, cuya secuencia queda descrita así:

Al inicio del periodo de mezcla, en octubre, *Microcystis* spp., *Anabaena* sp, *Lyngbya birgei*, *Mougeotia* sp, *Monoraphidium dybowskii*, *Scenedesmus denticulatus* y *Tetraedron minimum* fueron especies características; *Woronichinia naegeliana*, *Coelastrum microporum* y *Fragilaria crotonensis* se encontraron en menores proporciones. Hubo un evidente florecimiento de poblaciones de *Microcystis*, que se observó también en marzo. En los dos periodos de florecimiento de esta cianofícea, la circulación del agua no es completa y existen compuestos producto de la mineralización de la M.O. (nitratos).

Durante noviembre y diciembre *Monoraphidium dybowskii*, *Scenedesmus denticulatus*, *Tetraedron minimum* y *Mougeotia* sp, estuvieron en cantidades apreciables, pero las cianofíceas fueron sustituidas casi totalmente por *Cyclotella ocellata*, *Urosolenia eriensis*, *Merismoperdia trolleri*, *Planktothrix agardhii*, *Staurastrum gracile*, *Chroomonas acuta* y *Chroomonas* sp. El movimiento del agua favorece la flotabilidad de las diatomeas, de aquí su dominancia y el descenso de temperatura favorece a las cryptofíceas (Javornicky y Popovsky, 1971)

En enero las especies representativas fueron *Cryptomonas curvata*, *Chroomonas acuta*, *Fragilaria crotonensis* y *Chlorococcum* sp. Es el mes con menor densidad algal, pues la turbulencia del agua resta tiempo de exposición a la luz de estos organismos, además de que las temperaturas del agua fue la mas baja del año.

Para marzo se disparan las cantidades de *Fragilaria crotonensis*, y se hallan en cantidades importantes *Aphanizomenon gracile*, *Anabaena spiroides* var. *crassa*, *Microcystis* spp., *Snowella* sp., *Woronichinia naegeliana*, *Radiococcus* sp., *Oocystis marssonii*, *Ankyra judayi*, *Quadrigula lacustris*, *Nephrocytium* aff. *agardianum*, *Staurastrum paradoxum*, *Cryptomonas curvata*, *Cryptomonas marssonii*, *Chroomonas acuta*, *Trachelomonas volvocina*, *Gymnodinium paradoxum*. y *Ceratium hirundinella*. El aumento de temperatura y la disminución de turbulencia favorecen el desarrollo de algas y su diversidad, pero es en abril, cuando a la otras dos condiciones se agrega la mayor disponibilidad de nutrientes del ciclo, que se observa el máximo pico anual de fitoplancton.

De abril a junio van disminuyendo gradualmente *Fragilaria crotonensis* y las cianofíceas encontradas en marzo; las chlorococcales y peridinales se mantienen en cantidades importantes, *Snowella* sp. y *Radiococcus* sp. son las especies conspicuas. Otras especies no abundantes pero características de este periodo son *Paulschulzia* sp., *Lagerheimia ciliata*, *Eudorina elegans* y *Carteria* sp. Este periodo es de transición: comienza la estratificación y no hay lluvia, condición que lleva a un aumento de conductividad. Como todavía hay nitratos y ortofosfatos, las chlorococcales abundan. Los valores de O.D. y pH son altos por la elevada actividad fotosintética.

En julio, las especies más importantes fueron *Synedra ulna* y *Mougeotia* sp., es el inicio del florecimiento de la nostocal *Anabaena spiroides* var. *crassa*, que en agosto es sustituida por *Aphanizomenon gracile* y *Anabaena* sp; las chlorococcales y cryptomonadales se encuentran todavía en cantidades apreciables. El O.D. y pH son altos, indicando una productividad alta y condiciones de eutrofia. La escasez de nitrato y presencia de ortofosfatos favorecen el florecimiento de las nostocales mencionadas.

Para septiembre se hallan presentes *Microcystis* spp., *Tetraedron minimum*, *Scenedesmus denticulatus* var. *linearis*, *Closterium acutum*, *Cosmarium impresulum crenulatum*, *Gymnodinium* sp, *Choomonas acuta*, *Mallomonas tonsurata*, *Peridinales* spp., y *Planktotrix agardhii*, indicando el inicio del periodo de mezcla.

La secuencia sucesional de células pequeñas y móviles en invierno, diatomeas al inicio de primavera, chlorococcales y cianofíceas a principio y finales de la misma y cianofíceas nostocales en verano ha sido bien documentados por varios autores (Zafar, 1986; Wetzel, 2001).

Conclusiones

Tomando en cuenta los valores de pH en la superficie, el rango se acerca al límite superior establecido para protección de la vida silvestre durante un considerable periodo de tiempo en el ciclo anual que corresponde a los meses que se encuentra estratificado el embalse y que resulta riesgoso para los organismos establecidos en el embalse. Las concentraciones de O_2 durante la estratificación indicaron sobresaturación, condición que no es recomendable para la vida acuática. La transparencia de Secchi indicó que es un embalse eutrófico y se confirma con los valores de D.Q.O. (superiores a $6 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$ durante 9 meses). La concentración de nitritos rebasa los límites de riesgo establecido para abasto de agua y protección de la vida acuática en noviembre únicamente en la estación Amanalco y en diciembre y marzo en todas las estaciones. Los nitratos en todo el ciclo no rebasaron los criterios establecidos para abasto de agua potable, uso pecuario y protección de la vida silvestre. La concentración de nitrógeno amoniacal rebasó durante 11 meses, el límite de $0.06 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para protección de la vida acuática.

Por los valores de conductividad encontrados, se puede concluir que el agua del embalse es poco mineralizada y por lo tanto dulce, permitiendo así su uso con fines agrícolas, (ya que según los CECA, el límite permisible para tal uso es de 1000 uS cm^{-1}) recreativos, para abastecimiento de agua potable y uso industrial.

El comportamiento de los parámetros fisicoquímicos fue uno muy convencional de acuerdo a lo reportado para cuerpos de agua eutróficos: baja transparencia y oxígeno disuelto al inicio de la mezcla, en octubre; mejoramiento de la calidad del agua desde noviembre hasta marzo, cuando aumenta la transparencia, la concentración de oxígeno y disminuyen los valores de D.Q.O. Estabilidad de condiciones de buena calidad de agua de abril hasta julio, con procesos intermedios de mezcla del agua que prolongan la oxigenación de la misma y crean condiciones apropiadas para el desarrollo del fitoplancton. Agotamiento de nutrientes, aumento de nitrógeno amoniacal y una probable anoxia en el hipolimnion del embalse de julio hasta septiembre.

El cociente P:N reveló que la mayor parte del año hubo limitación de nitratos en el embalse, lo cual explica la dominancia de cianofitas durante el periodo de estudio ya que ellas son capaces de fijar nitrógeno atmosférico, eliminando de esta manera, tal condición ambiental limitante.

El factor que mayor variación provoca en la comunidad fitoplanctónica es el proceso de mezcla-estratificación, pero el aumento de nitrógeno amoniacal, el aumento de temperatura sin lluvia, los grados de mineralización de la materia orgánica son otros factores que se asocian a los cambios sucesionales en la misma.

La dominancia de cianofíceas en el ciclo anual reafirma la eutrofia de este cuerpo de agua.

Los cambios sucesionales fueron tan numerosos como los señalados para un lago templado típico.

La toma de muestras únicamente de la parte superficial limita los resultados y conclusiones del presente estudio, por lo que se propone realizar muestreos en diferentes profundidades

Referencias

- Angeli, N. 1979. Influencia de la polución del agua sobre los elementos del plancton. Pp 115-157 in: Pesson P. *La contaminación de las aguas continentales*. Mundi-prensa, España.
- APHA. 1985. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 16th edition. A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., Washington. 1268 pp.
- Aranda C. N. 2006. Alimentando al mundo, envenenando al planeta; eutrofización y calidad del agua. *Avance y perspectiva* 20: 293-303.
- Bourrely P. 1970. *Les algues d'eau douce. Initiation a la systématique. Les algues bleues et rouges*. Ed. N. Boubée. Paris. 512 pp.
- Bourrely, P. 1972. *Les algues d'eau douce. Initiation a la systématique. Les algues vertes. Tome I* Ed. N. Boubée. Paris. 572 pp
- Brylinsky, M. y K.H. Mann. 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnology and Oceanography* 18 (1): 1-14.
- Chávez, A.M. 1986. *Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Estado de México*. Tesis de Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. México. 227 pp.
- CNA. 1998. *Determinación de las poblaciones de peces en la presa de Valle de Bravo, Estado de México, con fines de manejo del embalse*. Estudio realizado por consultores en Acuicultura S. A. de C.V. para la Comisión Nacional del Agua, según contrato GT-308-GAVM-98-I.
- CNA. 1999. *Estudio limnológico de la presa Valle de Bravo, México*. Estudio realizado por Investigación y Desarrollo de Estudios de Calidad del Agua S.A. de C.V. para la Comisión Nacional del Agua, según contrato GT-306-GAVM-98.
- Comas, A. 1996. *Las Chlorococcales dulceacuícolas de Cuba*. Bibliotheca phycologica. Band 99. J. Cramer. Berlin-Stuttgart. 192 pp.
- Coveney, M. F. 1977. Phytoplankton, zooplankton and bacteria standing crop and production relationships in an eutrophic lake. *Oikos* 29: 5-21.
- Criterios ecológicos de calidad del agua (CECA). CE-CCA-001/89. SEMARNAP. CNA. SEDUE. Diario Oficial de la Federación, 13 de diciembre de 1989.
- Davis, C. 1954. A preliminary study of the plankton of the Cleveland Harbor Area, Ohio III. The zooplankton and general ecological consideration of phytoplankton and zooplankton production. *The Ohio Journal of Science* 54 (6): 399-407.
- Deguchi, Y; Nakasawa, A. y Gutiérrez. C. 1980. Studies on interspecific relation on fishes in the dam Valle de Bravo, México. *Bull. Coll. Agr. and Vet. Med. Nihom Univ.* 37:254-259.
- Desikachary, T.V. 1959. *Cyanophyta*. I.C.A.R. Monographs on algae. New Delhi. 686 pp.
- Elías, G.M. 1982. *Contribución al conocimiento de los cladóceros del Estado de México, con algunas notas ecológicas*. Tesis de Biología, E.N.E.P. Iztacala, UNAM. México. 53 pp
- Environmental Protection Agency (EPA). 1986. *Quality criteria for water*. Office of Water Regulation and Standard. Washington. 300 pp. Apéndice A y B.

- Ettl, H. y Gartner, G. 1988. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Band 10: *Chlorophyta II. Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart/New York. 436 pp.
- Franco, L.J. 1981. *Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Edo. de Méx.* Tesis de Biología, E.N.E.P. Iztacala, UNAM. México. 90 pp.
- García, E. 1988. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köpen*. Larios, S.A. México. 217 p.
- García de León, A. 1988. *Generalidades del análisis de cúmulos y del análisis de componentes principales*. Divulgación Geográfica no. 8. Instituto de Geografía, UNAM. México. 29 pp.
- García-Rodríguez, J. & Tavera, R. 2002. Phytoplankton composition and biomass in a shallow monomictic tropical lake. *Hydrobiologia* 467: 91-98
- Håkansson, H. 2002. A compilation and evaluation of species in the general *Stephanodiscus*, *Cyclostephanos* and *Cyclotella* with a new genus in the family Stephanodiscaceae. *Diatom Research* 17(1): 1-139
- Hecky, R. E. y Kling, H. J. 1981. The phytoplankton and protozooplankton of the euphotic zone of Lake Tanganyika. Species composition, biomass, chlorophyll content and spatial-temporal distribution. *Limnol. & Oceanogr.* 26(3): 548-564.
- Huber-Pestalozzi, G. 1962. *Das phytoplankton des süßwassers: Systematik und biologie*. 2 Teil. (*Chrysophyceen, Farblose Flagellaten Heterokonten*). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 365 pp.
- Huber-Pestalozzi, G. 1968. *Das phytoplankton des süßwassers: Systematik und biologie*. *Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dynophyceae*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 16 (3,2): 1-310.
- Hutchinson, G.E. 1967. *A treatise on Limnology*. Vol. II. *Introduction to lake biology and the limnoplankton*. John Wiley & Sons. New York, Estados Unidos. 1048 pp.
- Javornicky, P. y Popovky, J. 1971. *Pyrrhophyta common in Szechoslovakia*. Hydrobiological Laboratory of the Szechoslovak Academy of Sciences. Prague. 54 pp.
- Kreebs, J.C. 1985. *Ecology, The experimental analysis of distribution and abundance*. Third edition. Harper and Row. New York. 800 pp.
- Kalff, J. y Watson, S. 1986. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia* 138:161-176
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. 1999. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Band 19/1. *Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales*. Gustav Fischer. Jena/Stuttgart. 548 pp.
- Komárek, J. y Fott, B. 1983. *Das phytoplankton des süßwassers, Systematik und biologie*. Teil 7. *Chlorophyceae (Grünalgen)*. *Ordnung: Chlorococcales*. Stuttgart. 1044 pp.
- Laurent, P. 1976. La eutrofización de lagos. Pp. 103-111, in: Pesson, P. *La contaminación de las aguas continentales*. Ediciones mundi-prensa. España.
- Lewis, W. M. Jr. 1986. Phytoplankton sucesión in Lake Valencia, Venezuela. *Hidrobiología*. 138: 189-203.
- López, S.A. 1971. El relieve kárstico de Valle de Bravo, Estado de México. *Bol. Inst. Geografía, UNAM, México*. 4:88-93
- Lugo, A., Bravo-Inclán, L. A., Alcocer, J., Gaytán, M. L., Oliva, M. G., Sánchez, Ma. del R., Chávez, M. & Vilaclara, G. 1998. Effect on the planctonic community of the

- chemical program used to control water hyacinth (*Eichornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 333-343.
- Martínez-Almeida, V. & Tavera, R. 2005. A hydrobiological study to interpret the presence of desmids in Lake Zirahuén, Mexico. *Limnologica*. 35(1-2): 61-69.
- Oliva, M. G., Lugo, A., Alcocer, J., Peralta, L. & Sánchez, M. R. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. *Hidrobiología*. 466: 299-306
- Oliver, R. L. y Ganf, G. G. 2000. Freshwater blooms. Pp. 149-194 in: Whitton, B. A. y Potts, M. (eds). *The ecology of cyanobacteria*. Kluwer Academic Publisher. Netherlands.
- Olvera, V.V. 1990. *Estudio de la eutrofización del embalse de Valle de Bravo, México*. M. Sc. Disertación, Facultad de Ciencias, UNAM, México. 87 pp.
- Olvera, V.V. 1992. Estudio de la eutrofización de la presa de Valle de Bravo, México. *Ingeniería Hidráulica de México VII (2/3)*: 148-161
- Olvera, V.V., Bravo, I.L. y Chávez, S.J. 1998. Aquatic ecology and management assessment in Valle de Bravo reservoir and watershed. *Aquatic Ecosystem Health Management* 1:277-290.
- Ortega, M. 1984. *Catálogo de algas continentales recientes de México*. UNAM. México. 566pp.
- Pla, E. 1986. *Análisis multivariado. Método de Componentes Principales*. Secretaria General de la O.E.A. Washington D.C. 93 pp.
- Prescott, G.W. 1962. *Algae of the Western Great Lakes Area*. Revised edition. Wm. C. Brown Co. Pub. Dubuque. Iowa. 977 pp.
- Prescott, G.W., Croasdale, H.T. y Vinyard, W.C. 1975. *A synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermae. Section 1*. North Amer. Flora. Lincoln and London. Ser 2/6,vii + 275 pp.: Pls 9-57.
- Popovsky, J. y Pfiester, L.A. 1990. *Süßwassers von Mitteleuropa*. Begr A. Pascher. Bd 6, 1 Aufl. *Dinophyceae* (Dinoflagellida). Gustav Fischer Verlag. Jena/Stuttgart. 272 pp.
- Ramírez, G.P., Sarma, N., Robles, V.E., Hurtado, B.M.D., Gaytán, H.M., Martínez, R.B.N., Ibarra, M.M.R., Sánchez, V.C.I., Cuesta, Z.I.J., Rosales, C.F.M. y Nader, D.S. 2000. *Identificación, distribución y conteo de especies del plancton en el embalse de la presa Valle de Bravo*. Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente (CyMA). Convenio de colaboración P2000-SGT-GSCA-002 con Comisión Nacional del Agua.
- Roset, J., Aguayo, S. y Muñoz, M. J. 2000. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Toxicología* 18: 65-71.
- Round, E., Crawford, R. y Mann, D. 1990. *The Diatoms. Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press. USA. 747 pp.
- Shapiro, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24:38-54.
- Sládeček, V., Zelinka, M., Rothschein, J. y Muravcová, V. 1981. *Biological analysis of surface waters*. Comentario to the Czechoslovak state norm. 83 y 532 part. 6: Determination of the saprobic index. Praha Czech. 186 pp.
- Smith, V. H. y Bennett, S.J. 1999. Phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Arch. Hydrobiology* 146 (1): 37-53.
- Sze, P. 1980. Seasonal succession of phytoplankton in Onondaga Lake, New York (U.S.A.) *Phycologia* 19(1): 54-59

- Talling, J. F. 1986. The seasonality of phytoplankton in Africa lakes. *Hidrobiologia* 138: 139-160.
- Tell, G. y Conforti, V. 1986. *Euglenophyta pigmentadas de la Argentina*. Biblioteca Phycologica. Band 75. J. Cramer. Berlin/Stuttgart. 301 pp.
- Valeriano, R. M. E., Ramírez, G. P., Gaytan, H. M. L., Oliva, M. M. G., Hurtado, B. D., Ibarra, M. M. R. y Vilaclara, F. G. 2003. *Variación de las comunidades fitoplanctónicas en el embalse de Valle de Bravo, Edo. de México, durante enero-mayo del 2002*. Memorias del XXII Coloquio de Investigación celebrado en la FES Iztacala en noviembre del 2003.
- Vallentyne, J.R. 1978. *Introducción a la Limnología, los lagos y el hombre*. Ediciones Omega. Barcelona, España. 169 pp.
- Vilaclara-Fatjó, G., Chávez-Arteaga, M. y A. Lugo-Vázquez. 2002. Valores guía de calidad de aguas continentales naturales y contaminadas con materia orgánica según el sistema de saprobios. *Rev.Esp.Cienc.Quími.Biol.* 5(1):14-19.
- Vivier, P. 1978. La eutrofización de los lagos. Estructura, funcionamiento y evolución de los lagos. Pp. 77-102 in: Pesson, P. *La contaminación de las aguas continentales*. Ediciones mundi-prensa. España.
- Vollenweider, R. A., Kerekes, J.J. 1981. Background and summary results of the OECD. Cooperative program on eutrophication. Pp 26-35. in: *Restoration of lakes and inland waters*. Environmental Protection Agency, EPA-44/5-81-010, US.
- Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona. 679 pp.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3ra. Ed. Academic Press. San Diego, U.S.A. 1006 pp.
- West, W. y West, G.S. 1971. *A monograph of the British Desmidiaceae*. Vol I-V. Johnson Reprint. Inglaterra.
- Zafar, A.R. 1986. Seasonality of phytoplankton in some South Indian lakes. *Hidrobiología*. 138: 177-187.