



U.N.A.M.

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO  
FACULTAD DE INGENIERIA

**ASPECTOS GENERALES  
DEL PROCESO DE EUTROFICACION**

**T E S I S**  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
**INGENIERO CIVIL**  
**P R E S E N T A:**

**JOSE MARIA MARTINEZ GONZALEZ**

**DIRECTOR DE TESIS:**  
Ing. Enrique César Valdez



J.J.

MEXICO, D.F.

1993

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

# ASPECTOS GENERALES DEL PROCESO DE EUTROFICACION

## CONTENIDO

<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>I CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL PROCESO DE EUTROFICACION.</b>	<b>4</b>
I.1 Génesis del concepto de eutroficación.	4
I.2 Definición de eutroficación.	9
I.3 Mecanismos que intervienen en la eutroficación de lagos embalses.	12
I.4 Eutroficación natural y eutroficación cultural o cultivada.	15
I.5 El papel de los nutrientes limitantes.	17
<b>II INDICADORES DE LA EUTROFICACION, CRITERIOS DE LA CLASIFICACION DE LAGOS Y EMBALSES SEGÚN EL GRADO DE EUTROFIA.</b>	<b>20</b>
II.1 Diagnostico del grado de eutroficación.	20
II.1.1 Observación directa.	20
II.1.2 Interpretación de datos limnológicos	22
II.2 Parámetros e índices de eutroficación.	27
II.2.1 Parámetros limnológicos sencillos, como indicadores de eutroficación.	33
<b>III GENERALIDADES SOBRE METODOS DE PREVENCION Y CONTROL DE LA EUTROFICACION.</b>	<b>40</b>
III.1 Generalidades sobre estrategias de control de la eutroficación.	40
III.2 Reducción de fósforo en las fuentes puntuales.	42
III.3 Reducción de fósforo en las fuentes difusas.	44
III.4 Reducción de fósforo en las entradas.	44
III.5 Medidas correctivas en el embalse.	46

---

<b>IV</b>	<b>RELACIÓN CUANTITATIVA ENTRE APORTACION DE NUTRIENTES Y EUTROFICACION.</b>	<b>52</b>
IV.1	El proyecto de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE).	52
IV.2	Relación entre la aportación de fósforo a los lagos o embalses y la concentración de Fósforo resultante.	56
IV.3	Relación entre concentración resultante de fósforo y parámetros indicadores del grado de eutrofia.	61
IV.4	Relación entre aportación de fósforo y parámetros indicadores de respuesta.	64
IV.5	Niveles límites de aportación de nutrientes.	67
<b>V</b>	<b>CASO ESTUDIO. "ESTUDIO DE EUTROFICACION DE LA PRESA VALLE DE BRAVO, MEXICO".</b>	<b>71</b>
V.1	Generalidades.	71
V.2	Descripción de la zona de estudio.	73
V.3	Metodología.	74
V.4	Resultados.	77
V.5	Discusión.	86
V.6	Conclusiones.	89
V.7	Recomendaciones.	90
<b>VI</b>	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.</b>	<b>91</b>
	<b>BIBLIOGRAFÍA.</b>	<b>96</b>

---

## INTRODUCCION

Los lagos naturales o artificiales como las presas, son sujeto de un proceso de envejecimiento, originado por la acumulación gradual de sedimentos y de materia orgánica; lo que causa una transformación que va de lago a pantano y de pantano a campo. Un lago joven se caracteriza por su bajo contenido de nutrientes y baja productividad. Dichos lagos son llamados oligotróficos (pocos nutrientes); gradualmente adquieren nutrientes gracias a las corrientes de su cuenca hidrológica, incrementando la producción de organismos acuáticos.

El término eutroficación, se refiere, a este proceso de enriquecimiento de nutrientes así como a los efectos resultantes. Este es un proceso natural y lento que tarda miles de años, pero que puede ser acelerado notablemente por las actividades humanas reduciendo su duración de milenios a décadas, en cuyo caso se conoce como eutroficación cultural o cultivada. La preocupación por la eutroficación de los lagos y ecosistemas afines, surgió primeramente en los países del norte y centro de Europa, así como en el noroeste de Estados Unidos; donde la ciencia de la Limnología conoció sus primeros y más importantes impulsos, propiciados por la abundancia de lagos naturales y motivados por la densidad de población, además de la consiguiente contaminación en tales áreas geográficas.

El fenómeno de la eutroficación no es exclusivo de las naciones más desarrolladas, sino que su extensión abarca casi todos los países, con distintas peculiaridades e intensidades, según las características geoquímicas, morfológicas y en función del uso del territorio en las cuencas hidrográficas. No se debe identificar el concepto de la eutroficación con el de contaminación exclusivamente; la eutroficación es, normalmente consecuencia de algún tipo de contaminación, pero la contaminación en general no siempre acarrea necesariamente la eutroficación de las aguas. Una contaminación por productos tóxicos o por descargas con partículas minerales en suspensión no produce ese fenómeno, sino que más bien inhibe el efecto que la aportación de nutrientes en un lago podría ejercer sobre la vida acuática. Ni siquiera la contaminación por materia orgánica (cuantificable en otros aspectos como la Demanda Bioquímica de Oxígeno *DBO*), conlleva, por sí misma la fertilización de las aguas, sino porque en las descargas urbanas aquélla va siempre asociada a componentes nutritivos en forma asimilable por la vegetación acuática.

Las aguas residuales, los desechos industriales y los retornos agrícolas; contribuyen con gran cantidad de nutrientes, que pueden llevar a una rápida y excesiva producción de malezas acuáticas, cuya descomposición de las algas al morir produce un decremento en el contenido de oxígeno disuelto, que causa la muerte de los peces, por lo que en las actividades recreativas,

---

municipales, industriales y agrícolas se verán disminuidas debido al decremento en la calidad y cantidad del agua almacenada. El tipo de contaminación que si acelera los procesos que caracterizan a los ecosistemas eutróficos, sin indicar el grado de enriquecimiento de las aguas en sustancias nutritivas; es la contaminación térmica.

Desde que el término fue creado a principios de siglo, el concepto de eutroficación ha sufrido sucesivas interpretaciones, y aún en tiempos recientes es objeto de algunas confusiones. Antes de analizar la naturaleza del proceso y subrayar los factores que lo determinan, en el Capítulo I, se explican las características generales que influyen en el proceso de eutroficación, se hace un repaso de la evolución del concepto y de las definiciones propuestas por algunos autores, también se explican brevemente los mecanismos que intervienen en el proceso haciendo énfasis en el aspecto ambiental y cultural, finalmente se describirá el papel de los nutrientes limitantes del mismo.

Los problemas surgen inmediatamente cuando los fenómenos a estudiar son tan complejos como el de la eutroficación de los ecosistemas acuáticos, en los que interaccionan una serie de procesos físicos, químicos y biológicos; por otra parte son objeto de importantes variaciones temporales (cíclicas o no), que alcanzan distinta relevancia según las condiciones morfométricas, geológicas y climáticas del sistema, sin contar con el factor social del uso del agua. En cuanto a las dificultades que plantea el establecimiento de un índice de eutrofia y aun de la definición misma del proceso de eutroficación, en el Capítulo II, se presenta una revisión de los criterios propuestos por varios autores para diagnosticar y cuantificar el grado de eutrofia. Al finalizar éste capítulo presentan algunos de los sistemas de clasificación de los lagos según el grado de eutrofia.

El objetivo de cualquier estrategia de control de la eutroficación es, restaurar y/o mantener los embalses en un estado trófico pre-determinado; por ello en el Capítulo III, se estudia la forma de llevarse a cabo, reduciendo y manteniendo la carga o aportación de fósforo total (una vez constatado su papel limitante), en algunos niveles que den lugar a una respuesta trófica adecuada, con arreglo a las relaciones carga-respuesta como las establecidas en la *Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE)*, en 1982. En éste mismo capítulo se indica el desarrollo y realización de un plan de control de las aportaciones de fósforo, el cual no es un problema exclusivamente científico y técnico, sino que en estas circunstancias, suelen influir considerablemente en lo económico, social y jurídico. En algunos casos, pueden incluso estar involucrados dos o más países, con sus propios niveles administrativos de jurisdicción, siendo necesario alcanzar la coordinación adecuada a través de comités, acuerdos políticos, leyes especiales, etc.

El conocimiento y evaluación del estado trófico de los embalses, viene a ser una fase esencial para la adopción de medidas de control de la eutroficación; la clave de dicho control está en las aportaciones de nutrientes que inciden sobre las masas de agua. En el Capítulo IV, se presentan las relaciones cuantitativas entre tales aportaciones y la respuesta que provocará en los embalses, expresada en función de algunos parámetros indicadores de eutroficación, se ofrece además, un enorme interés práctico para el desarrollo de estrategias de control de la eutroficación. Esto se comprende fácilmente, porque casi nunca es viable ni necesario eliminar todas las fuentes de nutrientes existentes en las cuencas alimentadoras, para lograr una

---

determinada mejoría de la calidad de las aguas embalsadas; en tales circunstancias, surge una interrogante sobre la reducción de cargas de nutrientes que es necesaria para alcanzar unos ciertos objetivos de mejora, cuantificables, mediante ciertos parámetros limnológicos sencillos, como la concentración media de clorofila o la transparencia del agua según el disco de Secchi. De forma inversa, es interesante conocer el grado de deterioro previsible en un embalse, a consecuencia de un determinado incremento de las cargas de nutrientes por efecto de nuevas actividades humanas en la cuenca alimentadora.

Quando existe una presa en proyecto, uno de los principales impactos ambientales a definir y tener en cuenta, es el grado de eutroficación que se esperará en un futuro embalse, dadas las fuentes de nutrientes y las condiciones hidrológicas eficientes en la cuenca, y las características morfométricas del vaso. En términos generales, la cuestión que se plantea con más frecuencia es el nivel máximo de contaminantes por nutrientes que puede admitir un embalse, dados sus parámetros hidrológicos y morfométricos, de manera que no se sobrepasen ciertos límites de eutrofia.

Con el propósito de resolver las cuestiones anteriores, varios autores y muy especialmente Vollenweider (1968, 1975, 1976 y 1978) han desarrollado unas relaciones empíricas de carga-respuesta, que han constituido, esencialmente el de un proyecto internacional patrocinado por la OCDE, completado a finales de la década de los 70<sup>o</sup>.

En el Capítulo V, se presentan un caso estudio de eutroficación, realizado en la presa Valle de Bravo, México, que comprende el proceso de eutroficación o enriquecimiento de los nutrientes de un lago que origina un descenso en la calidad del agua, lo que limita e incluso impide sus usos, ya que en el suministro de ésta, los niveles altos de algas y sólidos incrementan la cantidad de tratamiento, contribuyendo al olor y sabor del líquido; además, la anoxia (aeración insuficiente), en las aguas profundas forma sustancias reductoras como hierro (Fe), manganeso (Mn), metano (CH<sub>4</sub>), ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S) y amoníaco (NH<sub>3</sub>), causando problemas especiales en el tratamiento. Por otra parte, el crecimiento masivo de plantas vasculares acuáticas en los lagos eutróficos interfiere con sus usos recreativos (pesca, natación y navegación). Por último se presentan las conclusiones del estudio realizado en la presa Valle de Bravo, y también las recomendaciones pertinentes las cuales pretenden contribuir en la recuperación ecológica del embalse.

Finalmente en el Capítulo VI, se presentan las conclusiones, haciendo referencia primero a los lagos templados ya que en estos recaen las primeras investigaciones encaminadas a determinar el estado trófico de los lagos, las cuales contemplan factores como: los parámetros límites, los índices del estado trófico (*IET*), los modelos complejos multiparamétricos y el balance de masa. Posteriormente se concluye con base a los lagos del tipo cálido ya que la mayoría de los lagos de latinoamérica son de este tipo. Se enfatizan las diferencias de los lagos templados con respecto a los cálidos y se describen las características que limitan la aplicación de los modelos para los lagos templados.

# CAPITULO I

## CARACTERISTICAS GENERALES DEL PROCESO DE EUTROFICACION

### I.1 GENESIS DEL CONCEPTO DE EUTROFICACION.

La palabra "eutrófico" procede de la unión de los términos griegos *eu* (bien) y *trofé* (alimentado). El significado etimológico de "bien alimentado" no hay que entenderlo tanto en el sentido de "adecuadamente" como en el de "abundantemente alimentado"; más bien, había que entenderlo como "excesivamente alimentado".

La introducción del término en el lenguaje científico se debe al alemán C.A. Weber, (1907), con motivo de sus observaciones sobre las formaciones de turbera baja y turbera alta existentes en el norte de Alemania. La turbera baja se caracteriza por estar alimentada por aguas freáticas, comportándose como un cenegal reófilo y sustentando un medio alcalino, con iones bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) y calcio ( $\text{Ca}^{++}$ ), en abundancia y un pH superior a 7. Que presenta un grado de mineralización moderado y es rico en nutrientes (Fosfatos, Nitratos, Hierro, etc.)

Weber (1907) describió las condiciones nutritivas de la turbera baja como "eutrofas", calificó a la flora típica de este ecosistema como "eutrafente", lo cual significa que no contiene elevadas concentraciones de nutrientes disueltos.

En contraposición, la turbera alta, derivada por evolución del tipo anterior en climas con suficiente humedad, está alimentada por aguas de lluvia (cenegal ombrófilo), constituyendo un medio ácido, con valores de pH próximos a 4, de gran cantidad de iones hidrógeno ( $\text{H}^+$ ) y sulfatos ( $\text{SO}_4^{--}$ ). La mineralización es muy escasa y el contenido de nutrientes es pobre por un lavado continuo de sustancias, en el cual se desarrolla una vegetación dominante de musgos del género *Sphagnum*, que actúa como intercambiador de cationes con el agua. Tales condiciones nutritivas fueron calificadas por Weber (1907) como "oligotrofas", y la flora correspondiente como "oligotrafente". Para las situaciones intermedias, el mismo autor ideó los términos "mesotrofo" y "mesotrafente", respectivamente. Como puede apreciarse, el estudio de Weber podría considerarse como un proceso natural de "oligotrofización".



El primer investigador que utilizó los términos anteriores en estudios limnológicos fue Einar Naumann, en 1919, después de haber observado una relación directa entre el fitoplancton y las condiciones nutritivas de varios lagos de Suecia. Además apuntó la hipótesis de que el Fósforo y el Nitrógeno son los factores dominantes de la composición así como de la cantidad de fitoplancton. Naumann aplicó el calificativo de **eutróficas** a las aguas ricas en nutrientes, (especialmente Fósforo y Nitrógeno combinado), capaces de sustentar densas poblaciones de algas, por tanto un lago es eutrófico si tiene muchos alimentos, gran turbiedad, coloración acusadamente verdosa, vegetación, nutrientes, grandes cantidades de Fósforo y Nitrógeno; tiene maleza en los bordes, poco oxígeno disuelto y es no apto para la navegación. (El grupo de algas más característico de los sistemas muy eutróficos son las *cianofíceas*).

El calificativo de **oligotróficas** se le da a las aguas pobres en nutrientes y con poca cantidad de fitoplancton. Como criterios limnológicos prácticos, estas aguas tienen un aspecto claro y con una tonalidad azul o turbosas de montaña, pardusca. Es claro que un lago que tiene pocos nutrientes, generalmente se encuentra en lugares altos, transparentes (sin turbiedad), gran cantidad de especies con pocos individuos sin maleza en los bordes, alta concentración de oxígeno disuelto y es apto para recreación; se le denomina lago oligotrófico.

En esa época (se le denominaba entonces limnología regional), se interpretaban las características de los lagos clasificándolos en función de su distribución geográfica. En 1908, Wesenberg-Lund, estudiando el fitoplancton de lagos y ríos de Dinamarca, caracterizó un grupo "Báltico" de lagos en los que predominaban las algas *diatomeas* y *cianofíceas*, (lagos ubicados en la región del mar Báltico).

Weber y G.C. West, (1909), estudiando los lagos de Escocia y Gales encontraron en ellos características comunes, sintetizadas en un fitoplancton con gran variedad de algas *desmidiáceas*, frecuentes en aguas limpias.

Teiling, (1916), observó en los lagos de las áreas montañosas y síliceas de Escandinavia unas composiciones fitoplanctónicas similares a las descritas por West en Escocia y Gales, estableciendo así un grupo de lagos cuya denominación es "Caledoniano" (representado por algas *desmidiáceas*), y aplicable a los lagos eutróficos del sur de Suecia, Dinamarca y norte de Alemania, este grupo "Caledoniano" se consideraba opuesto al grupo de lagos "Báltico" de Wesenberg-Lung (representado por la frecuente proliferación algas *mixofíceas*).

Thienemann, (1918), comenzó proponiendo dos tipos regionales: Báltico y Sub-Alpino, claramente diferenciados por la composición de larvas en el fondo y correlacionando con la existencia del oxígeno.

Thienemann en 1925, aceptó la terminología de Naumann y asimiló el grupo báltico a los lagos eutróficos y el grupo subalpino a los oligotróficos, añadiendo un tercer tipo, el de los lagos "distróficos", para aquellos que reciben abundantes sustancias húmicas de sus cuencas. En el Distrito de Eifel en Alemania, dedujo importantes conclusiones relativas a la influencia de la profundidad de los vasos, y fueron los lagos que ocupan dicha región, cráteres volcánicos, llamados localmente "miró", lo que permite la ubicación de lagos de muy distintas profundidades en una zona relativamente reducida.

Ambos tipos de lagos (Báltico y Subalpino), difieren entre sí con respecto al de bentos, del mismo modo que los lagos bálticos, situados en terrenos llanos, difiere de los subalpinos o caledonianos, situados en zonas más montañosas. El resultado era que los lagos oligotróficos ideales se caracterizaban por su mayor profundidad, conteniendo aguas oligotróficas con escaso plancton, mucho oxígeno disuelto en el fondo durante la época de estiaje de estratificación térmica con peces de aguas profundas como la trucha y el albur, y una fauna béntica diversificada, no limitada a las especies que toleran concentraciones muy bajas de oxígeno.

Los lagos eutróficos ideales eran poco profundos y contenían aguas eutróficas con abundante plancton, experimentaban un fuerte consumo de oxígeno en las capas profundas durante el período de estratificación de estiaje, desapareciendo la trucha y el albur, y la fauna del fondo estaba compuesta con gran cantidad de individuos pero pocas especies de animales con hemoglobina resistente a bajas concentraciones de oxígeno disuelto.

### ***Estratificación de los lagos y embalses.***

La circulación del agua en lagos y estanques, generalmente es tal, que se produce como una estratificación de temperatura o de oxígeno limitado; los lagos, a menos que sean muy poco profundos, tienden a estratificarse en determinadas estaciones del año. Durante el verano, las aguas superiores se hacen más calientes que las del fondo y, como resultado, únicamente la capa caliente superior circula, y no se mezcla con el agua más fría que es al mismo tiempo más viscosa. Al subir la temperatura en el verano, la diferencia de temperatura entre las aguas de arriba y las del fondo aumenta, lo que crea una zona intermedia llamada termoclino. El agua superior caliente circulante es el epilimnio (lago superficial), y el agua más fría no circulante es el hipolimnio (lago inferior); en la Fig. I-1, se observa el fuerte descenso de temperatura en el termoclino, durante los meses calientes de verano. Si el termoclino está por debajo del alcance de la penetración eficaz de la luz (como ocurre con frecuencia), las reservas de oxígeno se agotan en el hipolimnio; la reserva de oxígeno desaparece en el hipolimnio durante el verano.

Al empezar el tiempo más frío, la temperatura del epilimnio baja hasta ser igual a la del hipolimnio. Entonces el agua del lago entero empieza a circular, y el oxígeno es devuelto a las profundidades durante el "cambio de otoño". Al enfriarse el agua por debajo de 4 °C; ésta aumenta el volumen, se hace más ligera, permanece en la superficie y se hiela si el clima regional es frío, produciéndose la estratificación de invierno.

En el invierno la reserva de oxígeno no se reduce fuertemente, porque la descomposición bacteriana y la respiración de los organismos no son tan grandes a temperaturas bajas, y el agua retiene más oxígeno a estas temperaturas. En la primavera el agua más caliente se hace también más pesada y baja al fondo, por tanto, cuando la temperatura de la superficie sube a 4°C el lago realiza una "respiración profunda".

En términos generales, cuanto más profundo es el lago más lenta es la estratificación y más grueso el hipolimnio. El grado de agotamiento del oxígeno (del hipolimnio) depende de la cantidad de materia orgánica en desintegración y de la profundidad del termoclino. Los lagos productivamente "ricos" suelen estar sujetos a un agotamiento de oxígeno mayor durante el

CARACTERISTICAS GENERALES DEL PROCESO DE EUTROFICACION

verano que los lagos "pobres", porque la lluvia de materia orgánica de las zonas limnéticas y litorales hacia la zona profunda es mayor en los lagos ricos desde el punto de vista de la producción.

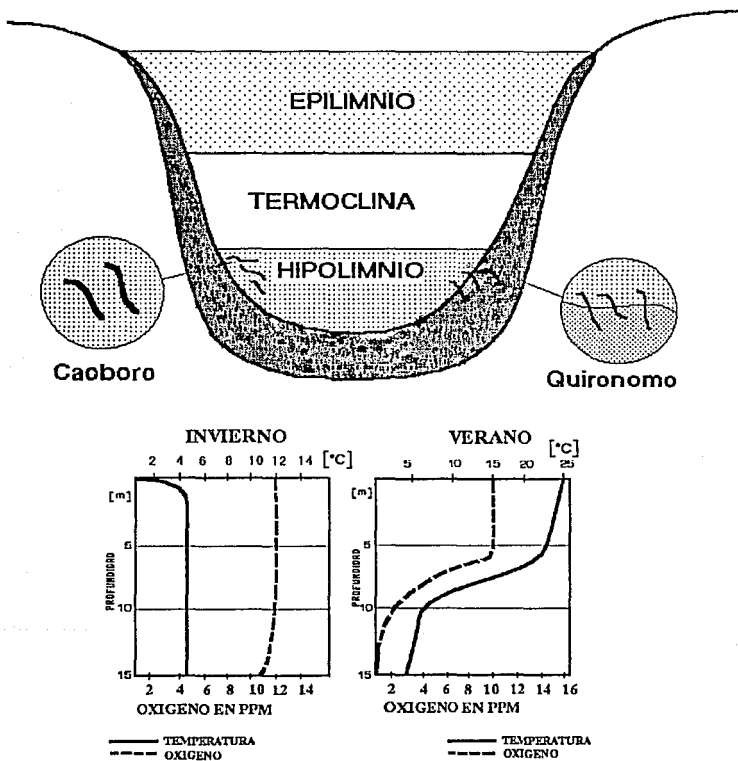


Figura. 1-1. Estratificación térmica en un lago templado del norte (Linsley Pond, Conn.). Las condiciones del verano se muestran en la gráfica de la derecha, y las de invierno a la izquierda. Obsérvese que en verano, una capa del agua caliente circulante, rica en oxígeno, el epilimnio, está separada de las aguas del hipolimnio, frías y pobres en oxígeno, por una ancha zona llamada termoclino, que se caracteriza por un rápido cambio en la temperatura y en el oxígeno al aumentar la profundidad. Se muestran dos organismos típicos del hipolimnio.

Tal era el significado de la palabra oligotrofia y eutrofia para los limnólogos de los años treinta, que los criterios así establecidos para calificar los lagos desde el punto de vista trófico tenían el inconveniente de que influyeran tanto los factores de producción (p. ej. el aporte y disponibilidad de los nutrientes), como algunos de los efectos de éstos (p. ej. el agotamiento de oxígeno hipolimnético), en los casos en que estos aspectos eran congruentes, la interpretación no causo ningún problema, pero los términos perdían gran parte de su significado.

En cuanto a la estructura y funciones del ecosistema los limnólogos se desviaban de las reglas establecidas. Por ejemplo, de acuerdo con las reglas, un lago productivo era indiscutiblemente eutrófico si tenía un hipolimnio pequeño con déficit de oxígeno; análogamente, un lago poco productivo era sin lugar a dudas, oligotrófico si el hipolimnio reunía las características opuestas de tamaño y oxigenación. Sin embargo, es fácil imaginar unas aguas mesotróficas o moderadamente nutritivas cuya producción anual de fitoplancton, excreciones y otros derivados orgánicos en las capas iluminadas del epilimnio, puede no ser suficiente para agotar el oxígeno de las capas hipolimnéticas profundas en un lago muy profundo, pero sí en un lago de poca profundidad.

Este caso hipotético se presenta en la Figura 1-2, donde se muestran los correspondientes perfiles verticales de temperatura y oxígeno a finales del período de estratificación de verano (llamado también estratificación estival), es bien diferenciado a pesar de que el flujo de materia orgánica por unidad de superficie sea el mismo en ambos casos. Incluso rellenando simplemente con sedimentos un lago oligotrófico, se convierte en eutrófico aun sin variar su producción biológica, las características químicas y biológicas del fondo cambian, y tales cambios quedan registrados en los sedimentos depositados en fondo del lago.

En 1934, Lundbeck consideró una oligotrofia "morfológica" para aquellos lagos que aun conteniendo aguas muy productivas, exhiben un perfil lineal de oxígeno en verano y una fauna béntica "oligotrafente", gracias a tener una gran profundidad o mejor, un bajo cociente volumétrico epi/hipolimnio. Con todo, cabría aún preguntarse si el tipo productivo primario de eutrofia es realmente independiente del tipo morfológico secundario, pero Pearsall, en 1921, ya había contribuido a ofrecer una respuesta. Pearsall dividió a los lagos en "evolucionados" y "no evolucionados". Los primeros eran mesotróficos, de menor profundidad, y estaban afectados por la erosión de sus cuencas cuyos arrastres limosos constituían una fuente importante de nutrientes, principalmente fósforo y potasio. Los segundos, oligotróficos y de mayor profundidad no sufrían el efecto mencionado.

En 1971 Hutchinson, señala que los dos tipos de lagos (de Thienemann) podrían derivarse exclusivamente de factores morfológicos con idéntico tipo de aguas en cada uno de ellos, lo cual no ocurre necesariamente así. Un lago de poca profundidad tiene más probabilidad de contener aguas ricas en nutrientes que un lago profundo, aunque sea el caso de que son los efectos de la actividad humana los que ejercen el principal impacto sobre el grado de eutrofia, es también más frecuente que tales efectos se den en zonas llanas y aluviales, como en el tipo báltico, más que en áreas montañosas como el tipo caledoniano o sub-alpino.

## CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL PROCESO DE EUTROFICACION

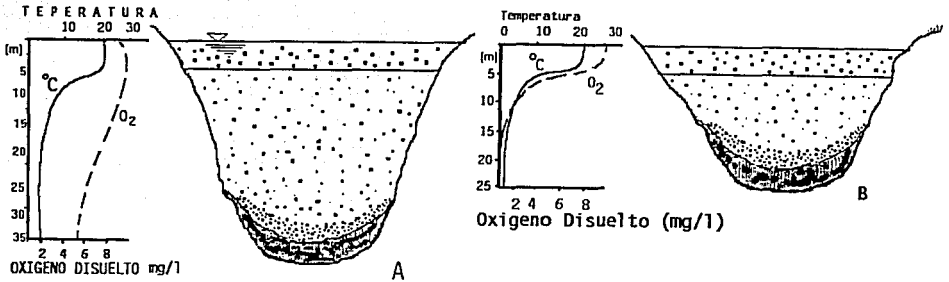


Figura I-2. Representación esquemática de dos lagos con igual producción trofógena pero con distintos volúmenes en la zona trofófica (Thienemann, 1926).

A partir de los trabajos mencionados anteriormente, la nomenclatura se complicó extraordinariamente y proliferaron los términos acabados en "trofia". Naumann, en 1932, introdujo cuatro nuevos tipos tróficos: alcalitrofia, acidotrofia, argilotrofia y siderotrofia, y sugirió nada menos que 24 tipos "puros" y "combinados" de lagos. Según señala Rodhe (1969), "Otros autores contribuyeron animosamente en la misma dirección, y la terminología alcanzó tal grado de sofisticación que la totalidad del sistema no tenía otra posibilidad que desintegrarse".

## 1.2 DEFINICIÓN DE EUTROFICACIÓN

En las páginas anteriores se ha comentado la génesis y la evolución del concepto de eutroficación, señalando la confusión y dificultades surgidas al respecto, pero aún no se ha ofrecido ninguna definición-concreta del término, salvo la etimológica. Es necesario destacar algunas de las numerosas definiciones propuestas en la bibliografía, las cuales pueden dividirse en dos grandes grupos: las que hacen énfasis en la causa del enriquecimiento en nutrientes (la contaminación por aportes externos de nutrientes), y las que hacen énfasis en las consecuencias de dicho enriquecimiento (la respuesta ecológica del lago a dicha contaminación). Un grupo mixto lo constituyen las que engloban la causa y la consecuencia.

Naumann (1919), propuso la primera definición limnológica de eutroficación diciendo que:

*"La eutroficación es un aumento de los niveles nutricionales, especialmente con respecto al Fósforo y Nitrógeno".*

Una de las definiciones más citadas es la de Hasler (1947), quien definió el término así:

*"La eutroficación es un enriquecimiento del agua intencionadamente o no".*

Ohle, (1965), expresó:

*"Entendemos por eutroficación el enriquecimiento de nutrientes y el consiguiente aumento de la producción vegetal".*

Clarke, (1954), la había descrito como el proceso por el que:

*"La cantidad de organismos y nutrientes en un lago, por ejemplo, aumentan frecuentemente... a lo largo de un período de tiempo, con el resultado de que el lago se hace más eutrófico".*

La segunda parte de esta definición es una reiteración, en la que además se amplía el propio concepto definido, por cuanto es obvio que la eutroficación es el proceso por el que un lago se acerca a un estado eutrófico. Por eso, cuando el Webster's Internaciional dictionary define a la eutroficación como:

*"El proceso de convertirse en eutrófico, bien con fase natural del proceso de maduración de una masa de agua, bien artificialmente (como por fertilización) ".*

Se remite a la definición de la palabra eutrófico dejando para más adelante la discusión de la "maduración" en relación con la eutroficación (no constituye un proceso de maduración, según Margalef), pues tal diccionario define el adjetivo "eutrófico" como "relativo a/o existente en unas condiciones de buena nutrición, como ocurre en un lago rico en nutrientes disueltos pero frecuentemente poco profundos y con déficit estacional de oxígeno disuelto en el hipolimnio".

---

Vollenweider (1968), afirma que:

*"La eutroficación de las aguas significa enriquecimiento en nutrientes y el subsiguiente deterioro progresivo de su calidad, principalmente en lagos, debido a la proliferación vegetal con las repercusiones consiguientes en el metabolismo global de las aguas afectadas".*

Con arreglo a esta definición, el proceso tiene una relación completa causa-efecto, de modo que no hay eutroficación después de un aumento de la aportación de nutrientes a menos que este aumento dé lugar realmente a una mayor productividad biológica.

En el Simposio de la OCDE (*Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico*), patrocinado por la National Academy of Sciences de Estados Unidos, en 1969 "Eutrophication: Causes, Consequences and Correctives", celebrado en Uppsala en 1968 (Milway, 1970), después de destacar la extremada complejidad de los mecanismos activados por el proceso, se afirma:

*"La eutroficación implica cambios correlacionados en la composición química del agua y en los organismos que contiene. Es difícil separar causa efecto".*

En tal Simposio, se afirma que la palabra en cuestión se refiere a "la adición natural o artificial de nutrientes a masas acuáticas y a los efectos de dicha adición". Pero más adelante, se menciona que:

- a) *Eutroficación en sentido estricto, es un aumento del suministro de nutrientes.*
- b) *Los efectos de la eutroficación, se pueden expresar en diferentes maneras.*

Vallentyne (1977), en contraste con la afirmación anterior, define la palabra eutroficación como:

*"La eutroficación es la compleja secuencia de cambios iniciados por el enriquecimiento en nutrientes de las aguas naturales (tras reseñar brevemente esos efectos, aclara:), el significado original de eutroficación era simplemente el de enriquecimiento en nutrientes. En los últimos años se ha hecho más corriente emplear el término en conexión con los resultados más que con la causa (es decir, un aumento del estado de eutrofia originado por el enriquecimiento en nutrientes)".*

Margalef (1976), por su parte, se refiere al término como:

*"La eutroficación es la fertilización paulatina de las aguas naturales, que van aumentando su producción en materia orgánica, con la consiguiente pérdida de su calidad".*

Digamos finalmente, que si bien la eutroficación de los lagos y embalses es, en la gran mayoría de los casos, un fenómeno indeseable desde muchos puntos de vista (estético, recreativo-deportivo, potabilización, abastecimiento a industrias, etc.), en ocasiones puede ser de utilidad. Tal ocurre con la producción intensiva de especies piscícolas adaptadas a esas condiciones, frecuentemente practicada en países asiáticos. Incluso para riegos agrícolas, las aguas eutróficas tienen la indudable ventaja de su poder fertilizante, con la contraparte de que ese poder se manifiesta antes de llegar a su destino, en los canales de riego donde se produce un gran desarrollo de algas macrófitas, obligando a importantes gastos para su control.

Teniendo en cuenta todo lo expuesto, podría establecerse la definición de eutroficación como:

*"La eutroficación es la fertilización excesiva de los sistemas acuáticos".*

Lo que significa que la eutroficación es un proceso de enriquecimiento con nutrientes, como el fósforo y el nitrógeno, que puede ser causa de fuertes incrementos en la abundancia de fitoplancton (término que se le asigna a los vegetales presentes en el plancton) y macrofitos (organismos que se nutren de materia vegetal) acuáticos. Los cambios consiguientes en la productividad primaria y la composición de las especies pueden degradar la calidad del agua o aumentar el rendimiento piscícola. El consumo o producción de los nutrientes de lagos y embalses depende de los factores climáticos, de las características de la cuenca y de las actividades humanas.

### **I.3 MECANISMOS QUE INTERVIENEN EN LA EUTROFICACIÓN DE LAGOS Y EMBALSES.**

Los complejos mecanismos desencadenados por el fenómeno de eutroficación, están basados en las siguientes ideas (Margalef *et al.* 1976):

"La eutroficación consiste en forzar al sistema desde afuera, con introducción de más nutrientes y también de la materia orgánica que alteren temporalmente las condiciones de equilibrio, inducen desviaciones en las características del sistema, de su composición biótica y activen mecanismos de estabilización. En el caso



de los lagos y parcialmente en los embalses, dichos mecanismos implican la extensión del ciclo a sistemas adyacentes a la atmósfera o al sedimento, con un efecto neto de retardo sobre el ciclo general". Figura, I-3.

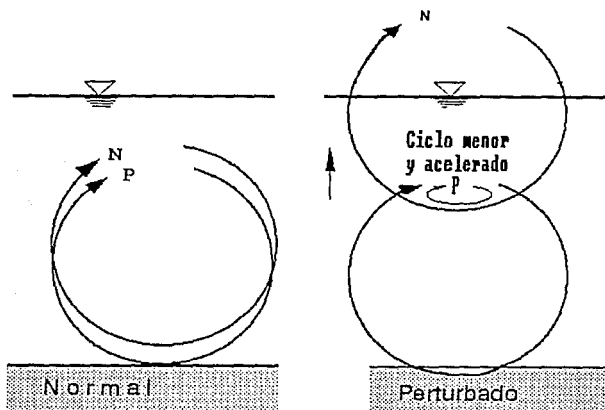


Figura I-3, Diferencia fundamental entre un lago eutrófico como ecosistema forzado y un lago oligotrófico (Margalef, 1983).

La entrada de nutrientes en los lagos y embalses, el consiguiente aumento de su concentración en la capa eufótica; dan como resultado inmediato el incremento de la producción primaria (producción de algas planctónicas, en la zona de aguas libres). Ello implica un aumento de turbiedad y un cambio de coloración del agua, que se vuelve más verdosa. La fotosíntesis estimulada por la mayor disponibilidad de nutrientes llega a producir una liberación de oxígeno tan intensa que las aguas superficiales pronto quedan sobresaturadas de este gas, cuyo exceso pasa a la atmósfera, "la superficie actúa como una válvula de oxígeno". El oxígeno que escapa a la atmósfera es el que sería necesario para oxidar la materia orgánica que se acumula en el sedimento.

Si la oxidación de la materia orgánica producida se realiza en el mismo lago o embalse, la cantidad de oxígeno necesario para ello es igual a la cantidad de oxígeno separado en la producción primaria; si una fracción de oxígeno se escapa, la oxidación de la materia orgánica

será incompleta; parte de ella va a incorporarse al sedimento que característicamente se oscurece. De esta forma una parte de los materiales son eliminados del ciclo biológico y existe la posibilidad de que al año siguiente la producción primaria retorne a límites más bajos.

Una producción primaria muy alta conduce a la utilización en mayor o menor grado de la reserva de oxígeno en el hipolimnion, renovada durante el período de la mezcla. La reserva hipolimnética de oxígeno disponible para oxidar la materia orgánica hasta el final del período de estratificación de verano, depende de la dimensión del hipolimnion y de la cantidad de oxígeno disuelto en la mezcla, en función de la intensidad de ésta y de la temperatura. Una altura de 20 metros de agua con 6 mg de oxígeno por litro, pueden oxidar 50 gr de carbono.

Además hay que contar con el reciclado en superficie que probablemente es superior a lo que ordinariamente se piensa. La reserva hipolimnética de oxígeno se reduce por el relleno de sedimentos lo cual se considera una eutrofización natural. La introducción de agua con una demanda bioquímica de oxígeno elevada, disminuye la reserva utilizable de oxígeno en el hipolimnion.

Por lo que respecta a la regulación del contenido de nutrientes, en particular el fósforo y el nitrógeno, que son los que suelen limitar la producción primaria, existen también mecanismos que eliminan el exceso, hacia otras fases como la de la atmósfera y la del agua.

La actividad de los organismos hace pasar nutrientes de la solución a la forma particulada en la zona iluminada y por sedimentación o transporte activo por el zooplancton el material se transporta hacia niveles profundos donde se mineraliza, es decir, que los elementos retornan al medio en forma inorgánica y oxidada. Más concretamente a medida que progresa el estancamiento, dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), calcio (Ca), hierro (Fe), manganeso (Mn), fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), amoníaco ( $\text{NH}_3^+$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), sílice ( $\text{Si}^{4+}$ ) y ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) aumentan con la profundidad, mientras que la concentración sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) disminuye hacia el fondo como resultado de la respiración, desnitrificación y de sulfatos, actividades de numerosos organismos del hipolimnion.

El Nitrógeno como consecuencia del proceso de desnitrificación anaerobia en el hipolimnion escapa parcialmente a la atmósfera en forma molecular, del mismo modo que puede desprender burbujas de metano procedentes del fondo. En un grado de eutrofia avanzado hay que señalar la posibilidad de fijación de nitrógeno atmosférico por algas cianofíceas y la redisolución parcial de fósforo del sedimento en condiciones anóxicas. En la Figura I-4, se sintetizan los procesos que ocurren.

En resumen, la eutrofización activa mecanismos de estabilización con tendencia a retornar a condiciones pasadas, lo que consigue desviando en circulación una parte del flujo de los diversos elementos, esto representa una disminución de la cantidad de cada elemento en circulación. Aunque después los elementos separados retornen al ciclo (por ejemplo, por liberación a partir del sedimento) ha existido en todo caso un retardo, estos mecanismos garantizan el retorno a las pasadas condiciones de menor eutrofia, si no fuera porque ordinariamente la eutrofización se mantiene a causa de la persistencia o de la aceleración en la entrada de nutrientes.

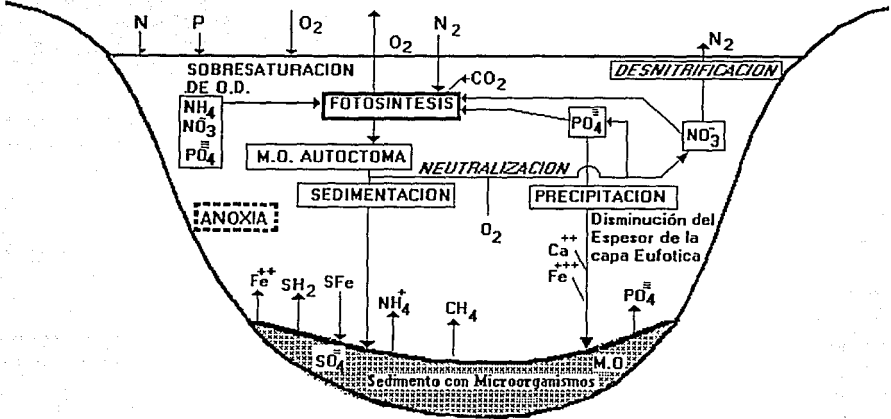


Figura. I-4, Mecanismos activados por la eutrofización de un lago.

#### I.4 EUTROFICACIÓN NATURAL Y EUTROFICACIÓN CULTURAL O CULTIVADA.

Se admite generalmente, aunque con ciertas reservas, que la eutrofización constituye un proceso natural que acompaña al envejecimiento de los lagos, hasta la total desaparición de éstos. La diferencia más notable fundamental con la eutrofización cultural ocasionada por el hombre, es que la primera se desarrolla con una extrema lentitud cuya duración habrá que medirla en escala geológica de tiempo, mientras que la segunda se produce de un modo acelerado en cuestión de años.

Ohle, en 1955, se refiere a la fertilización de los lagos alemanes de Holstein por influencia humana como "eutrofización galopante", aludiendo a esta aceleración del proceso en comparación con la tasa con que progresa la eutrofización natural. Más importante aún la eutrofización es un proceso irreversible pero la cultura sí se puede invertir a condición de que se interrumpa o se disminuya en suficiente medida la tasa de entrada de nutrientes en el

sistema.

Esta idea puede representarse de un modo idealizado como se muestra en la Figura I-5, conviene tener presentes los siguientes conceptos: tasa y reversibilidad. La eutroficación natural y la cultural son tan diferentes como la noche y el día. La eutroficación natural es lenta y para todos los propósitos prácticos, irreversible bajo un conjunto de condiciones climáticas dadas. Está causada por el cambio en la forma y profundidad de una cubeta que va llenándose gradualmente de sedimento, en este sentido para cambiar la marcha de la eutroficación uno tendría que limpiar a fondo la cubeta de nuevo: una tarea bastante formidable para cualquier ser humano.

La eutroficación debida al hombre en cambio es rápida y reversible. Es causada por un aumento en la tasa de suministro de nutrientes a un volumen esencialmente constante de agua, sin ningún cambio apreciable en la profundidad o forma de la cubeta. En consecuencia, la eutroficación cultural puede ser invertida eliminando las fuentes humanas de suministro.

Esta inversión sin embargo no debe ser interpretada de otra forma que una vuelta a lo que era antes de la colonización humana. Únicamente puede volver a su anterior nivel de eutrofia.

Hay cuatro aspectos comparativos que señalan a los lagos oligotróficos como ecosistemas más maduros que los eutróficos. Los primeros, en efecto presentan:

- 
- a) *Valor más bajo de la relación **producción / biomasa**.*
  - b) *Mayor diversidad de especies.*
  - c) *Mayor número de especies de parásitos.*
  - d) *Parásitos adultos, internos en su mayoría (en peces), mientras que en los lagos eutróficos son externos (en aves y mamíferos).*
-

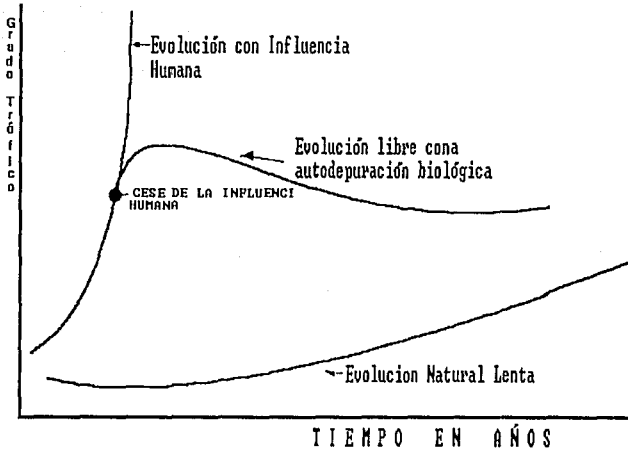


Figura. 1-5, Representación gráfica de la teoría de la reversibilidad del proceso de eutroficación de las aguas superficiales.

## 1.5 EL PAPEL DE LOS NUTRIENTES LIMITANTES

No hay ninguna duda que la clave del problema de la eutroficación está en las aportaciones o entradas de nutrientes, que, junto con la energía solar determinan el proceso de la producción de las aguas naturales.

Mientras que la luz sólo es factor limitante de la producción de las algas cuando existe una turbiedad abiótica considerable, siempre hay un elemento nutriente y a veces dos simultáneamente que condicionan la producción primaria. Identificar cuál es el nutriente que limita la productividad de un lago en unas determinadas circunstancias es un tema que ha ocupado justificadamente el interés de los fabricantes de detergentes, pero en términos generales se puede afirmar que el principal responsable de la eutroficación es el fósforo.

La estequiometría media de las aguas nos ayuda a comprender la importancia de este elemento. Según los datos promediados de muchos investigadores, se acepta que las relaciones atómicas medidas para una comunidad de algas es:

---

*IP : 16 N : 106 C*

lo que en gramos, comparando con el peso de materia orgánica resultará:

*1P : 7.2 N : 40 C : 100 m.o. (seca) = 500 m.o. (fresca)*

Esto significa que si uno de los tres elementos es limitante del crecimiento de un lago y los demás se hallan en exceso respecto a las necesidades fisiológicas, el fósforo puede generar 500 veces su peso en algas vivas, el nitrógeno 71 veces (500 : 7.2) y el carbono 12 veces (500 : 40).

El efecto estimulante de los compuestos de fósforo y nitrógeno sobre el fitoplancton también puede apreciarse comparando las cantidades relativas de diferentes elementos requeridos para el crecimiento vegetal con las disponibilidades de nutrientes existentes en los lagos, del mismo modo que si se tratase en economía de una relación *demanda/oferta*, en verano esta relación es de orden de 800,000 para el fósforo, 300,000 para el nitrógeno y 6000 para el carbono.

Por otra parte, cuando la relación *N/P* en peso sea aproximadamente igual a 7 (16 en átomos), tanto el nitrógeno como el fósforo pueden ser limitantes del crecimiento vegetal, pero unos valores superiores a este indicarán que es el nitrógeno el que se halla en exceso, es decir, que el Fósforo es Limitante. Análogamente, unos valores inferiores a 7 denotarán un posible exceso de Fósforo respecto al Nitrógeno.

En las aguas residuales la proporción típica en átomos es *N/P = 4*, y en los estanques de estabilización de residuos, el carbono puede llegar a ser el nutriente limitante. Con todo, conviene añadir que la cuestión no siempre es tan sencilla de aclarar y explicar, de manera que en muchos casos es necesario recurrir a técnicas de cultivo de algas en laboratorio para obtener una respuesta más fiable que la que ofrecen los cálculos del cociente *Nitrógeno/Fósforo*.

## VOCABULARIO

**Abiótica:** Algún tipo de materia que no es de origen orgánico.

**Anóxia:** Aeración insuficiente.

**Báltico:** Referente a los lagos ubicados en la región del mar Báltico.

**Biomasa:** Peso total de todos los organismos vivos en un sistema.

**Caledoniano:** Referente al los lugares donde predomina la hierba caledonia.

**Cenagal Ombrófilo:** Un lugar fangoso (lodazal), alimentado por aguas de lluvia.

**Cenagal Reófilo:** Un lugar fangoso (lodazal), alimentado por aguas freáticas.

**Cianofíceas:** Algas de aguas dulces que pertenecen al género *cyanophyta*, llamadas también algas verde-azuladas; pluricelulares o monocelulares, por lo general microscópicas; algunas formas se hacen monocelulares en medios turbulentos.

**Desmidiaceas** Este género comprende 23 géneros de algas de aguas dulces, de las cuales pertenecen unas 2500 especies de algas. Las diferencias genéricas se fundan en la forma y estructura de la células vegetativas.

**Diatomeas:** Este género comprende unas 35 especies de algas que habitan en aguas templadas y tropicales, de color verde amarillento o pardo dorado, pueden alcanzar una altura de 30 cm o más, y se fijan al substrato por medio de un organo semejante al rizoma, en forma de cinta.

**Estival:** Epoca de estiaje o período de verano.

**Fitoplancton:** Término que designa todos los organismos del reino vegetal presentes en el plancton.

**Larvas:** Forma de ciertos animales como batracios o crustáceos, que sufren una metamorfosis durante su desarrollo la cual difiere su forma en estado adulto.

**Macrófitos:** Organismos que se nutren de materia vegetal.

**Planctón:** Conjunto de la fauna y flora que flota o marcha a la deriva pasivamente en las aguas; consiste principalmente en organismos microscópicos.

**Sustancias Húmicas:** Sustancias formadas por la descomposición de restos vegetales y animales.

**Turbera:** Yacimiento de turba, la turba es un combustible fósil que resulta de materiales vegetales más o menos carbonizados (estiércol con carbón vegetal).

**Turbera Alta:** Lugar con gran cantidad de turba.

**Turbera Baja:** Lugar con poca cantidad de turba.

**Zooplanctón:** Conjunto de organismos no fotosintéticos que se encuentran en el plancton; por diferencia con el fitoplancton.

## CAPITULO II

### INDICADORES DE EUTROFICACION. CRITERIOS DE CLASIFICACION DE LAGOS Y EMBALSES SEGUN EL GRADO DE EUTROFIA.

#### II.1 DIAGNOSIS DEL GRADO DE EUTROFIA

##### II.1.1. Observación directa

Teniendo presente las características y síntomas de la eutroficación de los sistemas acuáticos, el experto puede, en muchos casos, dictaminar al menos de un modo preliminar, si un lago es oligotrófico o eutrófico, sin necesidad de elaborar ni aplicar ningún sistema de clasificación determinado. La observación directa de campo y el examen de las características organolépticas pueden bastar con la experiencia que se tiene, pues se hará una apreciación cualitativa bastante ajustada a la realidad.

La coloración y turbiedad del agua junto con la posible presencia de olores en las capas profundas, pueden ser definitivos para un diagnóstico correcto en casos dados, bien en un sentido u otro, del grado de eutrofia. Así, resulta evidente que si un desagüe de fondo de una presa produce un olor a sulfhídrico, el embalse se puede considerar como eutrófico, tanto o cuanto más intenso sea ese olor, a no ser que se encuentren otras causas de anoxia hipolimnética ajenas a un exceso de nutrientes en la capa eutrófica. Lo mismo cabe decir de una fuerte coloración verde amarillenta o pardusca, junto con una falta de transparencia no imputable a materia mineral, la cual suele dar una tonalidad blanquecina.

Los "blooms" de algas planctónicas, por otra parte, son bien aparatosos, y la aparición de abundantes algas filamentosas flotando en superficie denota, asimismo, un grado de eutrofia tanto más avanzado cuanto más frecuentes y prolongadas son dichas apariciones. A veces, la presencia de "perifiton" en las presas (en las piedras de las orillas), donde también pueden



acumularse espumas no achacables al uso de detergentes, son síntomas indicadores de eutroficación, del mismo modo que la proliferación masiva de macrófitos litorales o de plantas flotantes (como el famoso lirio acuático, que invade la superficie de los lagos tropicales eutróficos), suelen estar asociados a lagos eutróficos.

Vollenweider (1968), considera los siguientes síntomas como típicos de una eutroficación incipiente en un lago:

- 1ª Un aumento de la cantidad de biomasa, apreciable en la vegetación macrofítica y en las algas perifíticas junto a las orillas o bien en las algas planctónicas de las zonas pelágicas. Dicho aumento suele estar acompañado al principio por una disminución del número de especies típicas de las aguas oligotróficas y simultáneamente o a continuación, por la aparición de organismos indicadores en las comunidades vegetativas.
- 2ª Variación cualitativa y cuantitativa en la fauna planctónica, béntica y del litoral, así como en la población piscícola. Si bien los miembros de esta última pueden ser mayores al principio, las variaciones son más acusadas en un estado de eutroficación más avanzado, con una disminución de las especies superiores y un correspondiente aumento en las inferiores. En las aguas europeas estos cambios se reflejan en el valor medio del cociente entre número de *Salmonidas* y *Coregonidas* y el número de *Cyprinidae*.
- 3ª Desde los puntos de vista físico y químico, la disminución de la transparencia del agua y alteración de su color azulado, desarrollo de máximos o mínimos de oxígeno disuelto en el metalimnion, disminución global de contenido de oxígeno en las capas hipolimnéticas durante los meses de verano, es decir, durante el período de estratificación térmica y finalmente un incremento del nivel medio de nutrientes (fósforo y nitrógeno), fácilmente detectables por métodos químicos.

Conforme avanza el proceso de eutroficación, estos síntomas se hacen más notorios; posteriormente aparecen alteraciones y procesos literalmente catastróficos, acarreado una vegetación planctónica exuberante ("blooms" de algas), una invasión masiva de algas (*Cyanophyceae*), el agotamiento total de oxígeno en el hipolimnion durante los meses de verano y la acumulación de cantidades considerables de nutrientes, con aparición de ácido sulfhídrico, iones amonio, hierro, manganeso, concentración y sedimentación de sustancias orgánicas no mineralizadas, formación de gas metano ( $CH_4$ ), etc.; como resultado de estas alteraciones ambientales se produce una desaparición de la fauna que habita en las regiones más profundas y de las especies de peces más nobles.

## II.1.2. Interpretación de datos limnológicos

Una apreciación cualitativa del estado de eutrofia puede obtenerse mediante el estudio de muestras de agua y lodos, cuya composición y abundancia de especies planctónicas y benthicas respectivamente permite al experto en muchos casos, ofrecer un dictamen confiable de las comunidades acuáticas, en cuanto a los factores integradores de las condiciones tróficas e indicadores de distintos tipos de contaminación del agua.

Todo lago o embalse que haya sido objeto de un mínimo de atención desde el punto de vista de muestreos y determinaciones limnológicas de rutina, cuentan con una serie de datos cuyo examen generalmente permite formarse una idea bastante aproximada de las condiciones de eutrofia. Dicho examen, junto con las observaciones directas antes mencionadas y el conocimiento, aunque sea somero de las biocenosis acuática, es lo que suele configurar lo que a menudo se conoce como calificación según la opinión del investigador del lago.

Se presenta por tanto, una serie de perfiles verticales ideales típicos de lagos oligotróficos y eutróficos, referentes a los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, pH, anhídrido carbónico, amonio, nitratos, fósforo soluble, fósforo total, ión ferroso, ión férrico, manganeso divalente, potencial redox, sulfatos, ácido sulfhídrico, número de bacterias, sílice y producción primaria, Figuras II-1 a II-6. Hay que señalar, no obstante, que aunque dichos perfiles son ideales, todos ellos referidos a la época de estratificación térmica estival (temporada de estiaje), suelen encontrarse fielmente reproducidos. En la práctica, son numerosos los casos en que los datos reales configuran unas líneas bien diferentes, por causas diversas (aguas duras, aguas distróficas, turbiedad abiótica, etc., que conviene tener presentes en cada situación.

### Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto de un lago eutrófico normalmente da lugar a un perfil clinogrado (inclinación gradual hacia la disminución), con una drástica disminución hasta un valor nulo, a partir de un punto tanto más alto sobre el fondo cuanto mayor es el grado de eutrofia. En contraste, un lago oligotrófico presenta un perfil ortogrado, cuya única variación es simplemente debida al aumento de solubilidad en las aguas más frías. Sin embargo, es frecuente encontrar perfiles heterogrados de oxígeno, tanto positivos como negativos, que pueden deberse a causas diversas. El primer caso (máximo metalimnético de oxígeno), puede presentarse cuando la estratificación térmica es muy estable, por encontrarse muy protegido del viento el lago, debido a una topografía y vegetación favorables. El punto máximo de oxígeno coincide, en tales casos con un máximo de producción primaria, debido probablemente a una abundancia de especies de algas "estenotermas" adaptadas a una luminosidad moderada, a algunos metros de profundidad. En las capas superiores, el calentamiento del agua ocasiona una disminución del oxígeno disuelto no compensada por una producción de algas moderada en superficie.

El caso opuesto (mínimo metalimnético de oxígeno), se debe a la combinación de varios mecanismos simultáneos, y está propiciado por el "frenado" que sufre la sedimentación de materia orgánica procedente de la capa trofógena al encontrar unas capas mucho más densas por efecto de una termoclina muy fuerte. El metalimnion actúa, en cierto modo, como un falso fondo" en el que la descomposición de materia orgánica es intensa por encontrar una

temperatura superior a la habitual en las capas profundas del hipolimnion. En ciertos casos, el mínimo de oxígeno en el metalimnion se debe a concentraciones masivas de zooplancton. Otras causas pueden ser la coincidencia de una pendiente muy suave del vaso a la misma altura del metalimnion (lo que implica una mayor superficie de contacto entre sedimentos y dicha capa estable de agua), o un flujo ascendente de metano procedente del fondo, que experimenta una oxidación bacteriana en dicha carga.

### Carbono inorgánico y pH

Los perfiles verticales de carbono inorgánico ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$ ) y pH, que exhiben tendencias opuestas entre sí, difieren entre un lago oligotrófico y uno eutrófico como se muestra en la Figura II-1. El calentamiento del agua en el epilimnion conlleva la disminución de carbono inorgánico total en dicha capa por disminuir la solubilidad del gas carbónico (efecto causado en aguas blandas y poco alcalinas, con mayor proporción de  $\text{CO}_2$ ). A ello hay que unir el consumo neto de  $\text{CO}_2$  por acción fotosintética de las algas en dicha capa trofógena, con el consiguiente aumento de pH. En el fondo, por el contrario se observa un aumento de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), este por producción bacteriana de bicarbonato amónico, por descomposición de la materia orgánica, tanto más acusado cuanto mayor es la productividad del lago o embalse; esto acarrea una disminución del pH en el hipolimnion, más marcado en aguas blandas. En aguas duras, el consumo fotosintético de  $\text{CO}_2$  conlleva una descalcificación biogénica del epilimnion con precipitación de  $\text{CaCO}_3$  (carbonato de calcio), lo que acarrea una drástica diferencia entre el epilimnion y el hipolimnion, en contenido de carbono inorgánico total, el cual desarrolla un perfil vertical como se muestra en la Figura II-1.

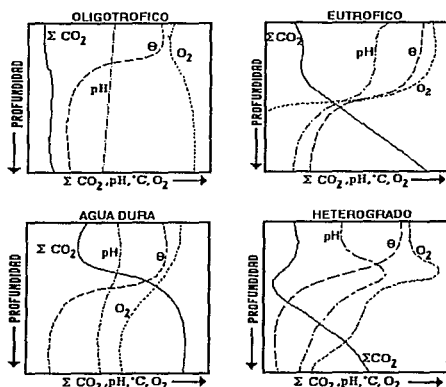


Figura II-1, Perfiles verticales idealizados de oxígeno disuelto, carbono inorgánico y pH en lagos estratificados oligotróficos, eutrófico, calcáreos y con distribución heterograde (Wetzel, 1975).

### Nitrógeno inorgánico

Los perfiles verticales de amonio y nitritos son totalmente diferentes según que el lago sea oligotrófico o eutrófico (Fig. II-2). Las diferencias se observan claramente en el hipolimnion, donde el amonio experimenta un drástico aumento, por efecto de la descomposición de la materia orgánica por bacterias, cuando el lago es eutrófico o cuando hay aportes directos de materia orgánica alóctona en las capas profundas. En los lagos oligotróficos y en las capas trofógenas de los eutróficos los procesos de nitrificación bacteriana mantienen la concentración de amoníaco ( $\text{NH}_4^+$ ), en valores muy bajos.

En cambio, en las capas anóxicas de los lagos eutróficos los procesos de desnitrificación bacteriana dan lugar a un agotamiento de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), en tanto que en un lago oligotrófico la concentración de nitratos se mantiene o incluso aumenta en el hipolimnion, donde no se da el consumo por asimilación de las algas, que tiene lugar en la zona trofógena.

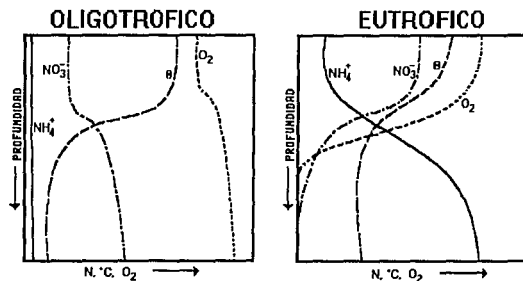


Figura II-2, Perfiles verticales idealizados de nitrógeno nítrico y nitrógeno amoniacal en lagos estratificados oligotróficos y eutróficos. (Wetzel, 1975).

### Fósforo

Los perfiles verticales de fósforo total y disuelto, se prestan a distribuciones muy variables, pero en general se caracterizan por un marcado gradiente positivo hacia el fondo en los lagos muy productivos, mientras que en los lagos oligotróficos muestran perfiles ortogrados (Figura. II-3). En este punto juegan un papel fundamental los intercambios de fósforo entre los sedimentos y el agua del fondo (tema muy complejo y que ha sido objeto de numerosas investigaciones). Básicamente, se puede resumir diciendo que las condiciones anóxicas del fondo de los lagos eutróficos propicia la redisolución parcial de fosfatos depositados en el sedimento.

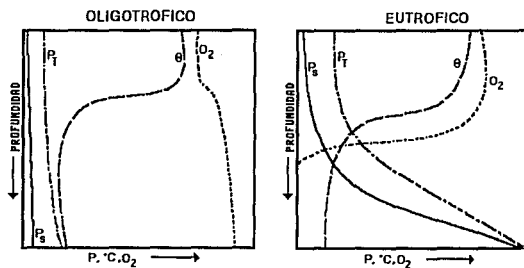


Figura II-3, Perfiles verticales idealizados de fósforo total y fósforo soluble en lagos estratificados oligotróficos y eutróficos. (Wetzel, 1975).

### Hierro, manganeso y potencial redox

La precipitación y regeneración de fosfatos en el sedimento está muy influida por el hierro y en menor cantidad por el manganeso, sin contar otros mecanismos físicos y biológicos. Al disminuir el potencial redox de los sedimentos, hay una liberación de fosfatos acompañada de una reducción y solubilización de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Mn}^{3+}$  a  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Mn}^{2+}$ , respectivamente. A su vez, cuando las aguas contienen una cantidad apreciable de sulfatos, el  $\text{H}_2\text{S}$  formado en el hipolimnion de los lagos eutróficos provoca la precipitación de  $\text{Fe}^{2+}$  como  $\text{FeS}$ ; la eliminación del hierro así producida facilita el mantenimiento parcial de fósforo disuelto en el hipolimnion.

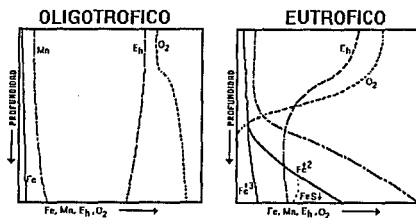


Figura II-4, Perfiles verticales idealizados de hierro, manganeso y potencial redox en lagos estratificados oligotróficos y eutróficos. (Wetzel, 1975).

En la Figura II-4, se muestran los perfiles típicos de hierro, manganeso y potencial de redox, que pueden encontrarse según se trate, de un lago oligotrófico (perfiles ortogrados) o eutróficos (perfil clinogrado). El contenido de cationes de hierro y manganeso en aguas oxigenadas (lagos oligotróficos y epilimnion de lagos eutróficos) es bajísimo, en especial para el hierro, mientras que las formas reducidas de ambos elementos asociados a bajos valores de potencial redox, se difunden fácilmente desde los sedimentos.

### Sílice

Las concentraciones de sílice muestran a menudo unas variaciones muy grandes, tanto en el tiempo como en lo profundo del lago. Incluso en aguas oligotróficas, es frecuente encontrar una notable disminución de sílice en el epilimnion, coincidente con una intensa asimilación de este nutriente por algas diatomeas, cuya rápida sedimentación produce un consumo de sílice más rápido que su renovación por aportes externos. En la zona trofógena de los lagos eutróficos, el sílice puede experimentar una disminución muy fuerte hasta niveles no detectables analíticamente (Figura II-5).

En cambio, la acumulación de algas diatomeas en el fondo provoca un gradiente positivo más acusado cuanto más productivo es el lago, pero una comunidad abundante de zooplankton es capaz de consumir gran cantidad de diatomeas y reciclar una parte de sílice antes de su retirada hacia el fondo.

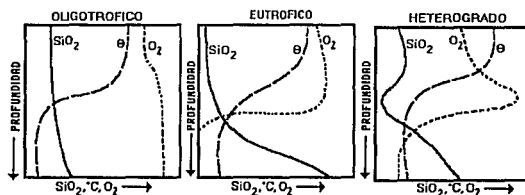


Figura II-5, Perfiles verticales idealizados de sílice en lagos estratificados oligotróficos y eutróficos. (Wetzel, 1975).

### Producción primaria

Finalmente, en la Figura II-6, se representan los perfiles verticales de producción primaria, medida como cantidad diaria de carbono producida por unidad de volumen de agua, para grados crecientes de eutrofia. Conforme aumenta ésta, aumenta la producción máxima

alcanzable, que no coincide con la superficie del agua, ya que en ésta se da una cierta inhibición provocada por la luz incidente; sólo en un grado extremo de eutrofia el máximo se da en la misma superficie, donde las algas cianofíceas flotantes y fijadoras del nitrógeno atmosférico, dominan sobre los demás grupos de algas. Al mismo tiempo, el espesor de la zona eutrófica y trofógena disminuye progresivamente.

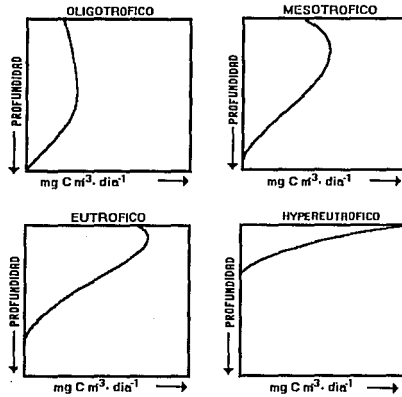


Figura II-6, Perfiles verticales idealizados de productividad fitoplanctónica por unidad de volumen de agua en lagos de eutrofia creciente. (Wetzel, 1975).

## II.2 PARÁMETROS E INDICES DE EUTROFICACIÓN

Hasta ahora se ha hablado de los síntomas y características de los lagos eutróficos frente a los oligotróficos, pero no se ha dicho nada respecto a valores numéricos ni parámetros concretos que permitan evaluar el grado de eutrofia y comparar diversos sistemas acuáticos entre sí. Evidentemente, el establecer criterios numéricos aun siendo un objeto muy deseable para el responsable de la calidad de las aguas embalsadas encierra un indudable compromiso para el investigador y no es de extrañar que existan múltiples opiniones respecto a qué parámetros son los más idóneos o qué valores separan una calificación trófica de otra.

Así, en algunas de las clasificaciones que se dan más adelante, pueden apreciarse más ampliamente los valores de dos categorías consecutivas de eutrofia, con relación a un determinado parámetro.

Según Margalef (1983), puesto que la eutroficación no es más que un estado de tensión a que se somete un lago o un embalse, unos indicadores capaces de medir aquel proceso vendrán dados lógicamente por los cambios que se producen bajo dicha situación de tensión. Entre tales cambios **añade el autor**, son de esperar desviaciones de los cocientes entre partes de variables relacionadas funcionalmente éstas son la consecuencia de aceleraciones o retardos.

Así, Margalef concreta esta afirmación con los siguientes cocientes, a título de ejemplo:

- *biomasa total/producción primaria*
- *biomasa total/biomasa bacteriana*
- *biomasa del zooplancton/biomasa del fitoplancton*
- *biomasa de los zoófagos/biomasa de los fitófagos*
- *biomasa del fitoplancton/clorofila*
- *dinoflagelados/diatomeas*

En todos estos casos, un incremento del valor de cada uno de los índices propuestos se correlaciona con un avance de la sucesión normal, mientras que su disminución correspondería a cualquier desestabilización bajo una tensión del exterior. Sin embargo, estos y otros índices biológicos semejantes no han recibido suficientes estudios como para poder proponer unos valores numéricos concretos o al menos estos no se encuentra en la bibliografía más conocida.

Según Sapiro (1975), un buen índice debe reunir las siguientes cualidades:

- 1º) Debe ser fácilmente accesible mediante el empleo de datos inequívocos.
- 2º) Debe tener una forma sencilla.
- 3º) Debe tener un margen de variabilidad suficientemente estrecho, para servir de un modo práctico a los fines para los que se establece.
- 4º) Debe ser objetivo, sin contener ningún juicio de valor.
- 5º) Debe ser absoluto y no relativo, de modo que pueda utilizarse en cualquier situación.
- 6º) Debe ser científicamente válido.
- 7º) Debe ser reconvertible en el sentido de que si el índice es un número derivado de ciertos datos, éstos deben ser derivables a partir del valor numérico del índice.
- 8º) Debe ser comprensible para los profesionales relacionados con la legislación y las gestiones de las aguas.

A continuación se mencionan algunos índices de eutrofia recopilados por Shapiro:

- a) Sistema de evaluación para uso recreativo del Wisconsin Department of Natural Resources. USA (1970).

Consiste en un cuestionario en el que se tratan once aspectos de los lagos, divididos en cuatro categorías (pesca, baños, embarcaciones y estética), cada uno de los cuales puede tener tres valores numéricos posibles. El índice es la puntuación total obtenida, cuyo valor máximo es de 72, correspondiente a unas condiciones óptimas. Este método carece de las



cualidades anteriores, exceptuando las señaladas en los puntos, 2º y 8º. En particular, es de destacar su falta de correspondencia biunívoca con los datos de partida.

b) Método de clasificación relativa de lagos del Estado de Washington, de Bortleson, Dion y Mc Connell (1974).

Se basa en veinticuatro criterios agrupados en tres categorías: i) siete parámetros relativos al enriquecimiento potencial por causas de orden naturales y de orden físico, ii) cuatro factores relativos al enriquecimiento potencial por causas de tipo cultural, iii) trece indicadores relativos a la eutroficación existente. Para cada lago, cada criterio comporta un margen de uno a cinco, en orden decreciente de calidad.

Los valores de cada criterio se suman, dentro de cada categoría. Por ejemplo, para el índice de eutroficación el valor óptimo sería 13 y el peor sería 65. Los parámetros indicadores empleados para la eutroficación son: fósforo (P) total en la capa superior, cociente de P total en el fondo y P total en la capa superior, nitrógeno (N) inorgánico en la capa superior, cociente entre N inorgánico en el fondo y en la capa superior, N orgánico en la capa superior, conductancia específica, color, profundidad de Secchi, oxígeno disuelto cerca del fondo, temperatura cerca del fondo, contenido medio de coliformes y porcentajes de superficie, y longitud de orilla del lago ocupadas, respectivamente, por rizomonon emergente (helófitos). Entre las cualidades que más se echan de menos en este sistema se pueden citar los puntos 5º y 7º, es decir la objetividad y la correspondencia biunívoca.

c) Índice de Condición del Lago, de Uttormak (1974).

Se manejan cuatro parámetros, que reciben valores numéricos con distinto margen de variabilidad (Cuadro II-1).

Un Índice 23 significa "totalmente insatisfactorio", mientras que un índice 0 significa "satisfactorio". Este Índice tiene el grave inconveniente de ser tremendamente subjetivo.

Oxígeno disuelto	0-6
Transparencia (turbidez)	0-4
Mortandad de los peces	0-4
Degradación de la calidad del agua al usarla	0-9
<b>Suma máxima posible</b>	<b>23</b>

Cuadro II-1. Parámetros con valores numéricos, que definen el índice de calidad.

d) Evaluación ponderada para la región lacustre de Lake Alert (Canadá) por Michalski y Conroy (1972).

Este índice fue ideado para la región lacustre de Lake Alert (Canadá), éste maneja siete parámetros: profundidad media, profundidad del disco de Secchi, clorofila, forma del perfil de oxígeno en verano (ortogrado = 7; clinogrado = 3; heterogrado = 1), cociente Fe (P en el hipolimnion anóxico, e índice morfoedáfico (de 0 a 10).

De los valores absolutos de cada parámetro se deducen unos valores ponderados como sigue:

a) Factores en proporción directa a la eutrofia

$$\text{valor} = \frac{10 (x - x_{\min})}{x_{\max} - x_{\min}}$$

b) Factores en proporción inversa a la eutrofia

$$\text{valor} = \frac{10 (x_{\max} - x)}{x_{\max} - x_{\min}}$$

donde  $x_{\max}$  y  $x_{\min}$  se refieren a los valores extremos del conjunto de lagos estudiados para el parámetro en cuestión siendo  $x$  el valor de dicho parámetro correspondiente al lago evaluado.

El índice de cada lago es la media de los seis valores así calculados. Cabe señalar la falta de las cualidades, 1ª, 2ª, 7ª y 8ª principalmente, en este sistema.

e) Índice trófico relativo de la EPA, Estados Unidos (1974), para lagos y embalses.

Dado un conjunto de lagos o embalses, éstos se clasifican mediante un índice que se obtiene por la suma de los porcentajes de lagos o embalses que exceden al lago en cuestión para cada uno de los parámetros siguientes:

- Concentración de fósforo (P) total, mediana (mg/l)
- Concentración de nitrógeno (N) inorgánico, mediana (mg/l)
- Concentración de fósforo (P) disuelto, mediana (mg/l)
- Concentración de clorofila  $a$ , media (mg/m<sup>3</sup>)
- Profundidad del disco Secchi, 500-medía, (pulgadas)
- Concentración de oxígeno disuelto, 14- mínima (mg/l)

Evidentemente, los índices así obtenidos dependen del conjunto de lagos o embalses de que se trate, por lo que tiene un carácter relativo, además de ofrecer un margen de variabilidad muy amplio.

f) Índice trófico de tolerancia de la fauna béntica, de Brinkhurst, Hamilton y Herrington, (Universidad de Toronto, 1960).

Originalmente desdeñado para los Grandes Lagos del Norte de América, el índice se basa en una división del grupo Chironomidae en "intolerantes" ( $n_1$ ). El índice es igual a:

$$\text{Valor del índice} = \frac{\sum n_1 + 2 \sum n_2}{\sum n_0 + \sum n_1 + \sum n_2}$$

Donde;  $n_0$ ,  $n_1$  y  $n_2$  son números de individuos pertenecientes a los grupos respectivos encontrados en 100 muestras de sedimentos. Cuando absolutamente todos los quironómidos son "intolerantes" se obtiene un valor nulo, correspondiente a oligotrofia máxima; por el contrario, cuando todos son clasificables como "tolerantes" se obtiene un valor máximo de 2, correspondiente a una eutrofia máxima. Si bien los valores intermedios no comportan una correspondencia biunívoca con los datos de base, este índice reúne todas las cualidades antes reseñadas.

g) Índice de estado trófico (IET) de Shannon y Brezonik (1972).

Este índice es uno de los más conocidos, y está basado en siete parámetros indicadores (medias anuales):

- Producción primaria, (p)
- Clorofila a, (cf)
- Nitrógeno orgánico total ( $N_o$ )
- Fósforo total (Pt)
- Transparencia según el disco de Secchi ( $z_s$ )
- Conductividad ( $c_s$ )
- Cociente catiónico ( $C_c = \frac{Na + K}{Mg + Ca}$ )

El índice IET se define como:  $IET = Y_1 + 5.19$

donde;

$$Y_1 = 0.919 z_s^{-1} + 0.800 c_s + 0.896 N_o + 0.738 P_t + 0.942 p + 0.862 c_f + 0.634 C_c$$

$Y_1$  es el primer componente principal extraído de una correlación múltiple entre los siete parámetros anteriores.

Este índice fue utilizado para un conjunto de cincuenta lagos de Florida, encontrándose una buena correspondencia entre los valores calculados y los grados crecientes de eutrofia, llegando a las siguientes conclusiones (Cuadro II-2):

INDICE IET (Índice de estado trófico)	GRADO DE EUTROFIA
1.3 - 1.9	Ultra-oligotrófico
2.0 - 2.8	Oligotrófico
3.1 - 6.4	Mesotrófico
7.1 - 9.1	Eutrófico
10.5 - 22.1	Hipereutrófico

Cuadro II-2. Grado de eutrofia según la variabilidad del índice de estado trófico (TSI).

h) Índice de estado trófico (IET) de Carlson (1974).

El índice de Carlson es, probablemente, uno de los más utilizados exceptuando el empleo de parámetros limnológicos sencillos, que son los de uso más fácil e inmediato. Este índice es un número que puede variar entre cero (oligotrófico) y 100 (eutrófico).

Se obtiene a partir de una transformación de la transparencia del disco "Secchi", tal que un valor del índice IET (índice de estado trófico) sea igual a cero; IET = 0 corresponda a una profundidad del disco Secchi,  $z_s = 64$  m, y de tal manera que un incremento de 10 en el valor IET represente una reducción de  $z_s$  en un 50%. Esta doble condición la reúne la ecuación ( $z_s$ , en metros):

$$\begin{aligned} \text{IET} &= 10 (6 - \log_2 z_s), \\ &\text{o bien} \\ \text{IET} &= 60 - 14.41 \ln z_s \end{aligned}$$

Alternativamente, el mismo índice puede determinarse a partir de otros parámetros cuya relación con la transparencia de Secchi se ha calculado previamente, obteniéndose las ecuaciones siguientes;

$$\text{IET} = 10 (6 - \log_2 7.7/[C], 0.68) = 9.81 \ln [C], + 30.6$$

$$\text{IET} = 10 (6 - \log_2 54.9/[P]_t) = 14.42 \ln [P]_t + 4.15$$

donde;

[C]<sub>s</sub> = concentración de clorofila en superficie (mg/m<sup>3</sup>)

[P]<sub>s</sub> = concentración de fósforo total en superficie (mg/m<sup>3</sup>).

Las correspondencias entre los parámetros anteriores y los valores del índice IET (índice de estado trófico) de Carlson se presentan en la Tabla II-1.

IET	$z_s$ (m)	$P_s$ (Fósforo total en la superficie) (mg/m <sup>3</sup> )	$C_s$ (Clorofila en superficie) (mg/m <sup>3</sup> )
0	64	1	0.04
10	32	2	0.12
20	16	4	0.34
30	8	8	0.94
40	4	16	2.6
50	2	32	6.4
60	1	65	20.0
70	0.5	130	56.0
80	0.25	260	154
90	0.12	519	427
100	0.062	1032	1183

Tabla II-1, Valores de la profundidad de Secchi ( $z_s$ ), fósforo total ( $P_s$ ) y clorofila ( $C_s$ ), correspondientes al índice de estado trófico (IET) de Carlson, (Carlson, 1974).

### II.2.1 Parámetros limnológicos sencillos, como indicadores de eutroficación

Al margen del empleo de índices de estado trófico como los que se han presentado, no cabe duda que es más cómodo y más viable recurrir al empleo de parámetros sencillos seleccionados donde los valores numéricos pueden ser suficientes para obtener unas categorías según el grado de eutrofia.

En un estudio limnológico de embalses dirigido por Margalef (1975, 1976), se pudo comprobar mediante un análisis multivalente de componentes principales, que los embalses admitan una perfecta ordenación en función por el grado de mineralización de las aguas, representado por la alcalinidad, pero no se ordenan de un modo igualmente sencillo por su grado de eutrofia. De cualquier modo si se admite que en general, el parámetro sencillo que mejor permite apreciar la fertilidad de los embalses es la concentración de clorofila de la capa superficial, en la época de estiaje o época de verano, y no deja de ser práctico ordenar los

embalses por este parámetro, como por la alcalinidad, en cuanto a los que representan a la eutrofia y la mineralización del agua respectivamente.

Con motivo del estudio mencionado, Margalef y sus colaboradores no encontraron ningún embalse que merezca el calificativo de oligotrófico, de modo que sólo cabe mencionar a los embalses más eutróficos o menos eutróficos. Concretamente el autor propone los valores de la Tabla, II-2.

PARÁMETRO	LÍMITE ENTRE EUTROFICACIÓN MODERADA Y EUTROFICACIÓN AVANZADA
Número de células	5000/ml
Concentración de clorofila	5 mg/m <sup>3</sup>
Producción primaria de carbono, cerca de la superficie	3 mg/m <sup>3</sup>
Concentración de fósforo (15 mg/m <sup>3</sup> )	0.5 µM/l
Concentración de nitratos (140 mg/m <sup>3</sup> )	10 µM/l
Profundidad de visión del disco Secchi	3 m

Tabla, II-2. Límite para definir donde empieza una eutrofia avanzada. (Según R. Margalef, 1975, 1983).

Si los valores observados rebasaran repentinamente a los indicados, se trata de un embalse muy eutrófico, el cual presentaría problemas para ciertos usos del agua contenida en dicho embalse (Margalef, 1975).

No vale la pena exponer aquí todas las clasificaciones propuestas por autores conocidos. Vollenweider (1968) cita, a título informativo las clasificaciones de Holl, basadas en las concentraciones de muchas sustancias y Sakamoto, basada en los contenidos de P total, N combinado total y clorofila para lagos japoneses. Cita asimismo la clasificación propuesta por Thomas en 1953, obtenido a partir de un estudio sobre 41 lagos suizos, cuyos grados de eutrofia estimados por el autor se corresponden muy bien con la diferencia de alcalinidad epilimnética entre verano e invierno, del modo como lo muestra el Cuadro II-3.

Por lo que se refiere a la producción primaria, Vollenweider (1968), subraya la dificultad de obtener una correlación simple entre este parámetro y grado de eutrofia. Esta dificultad, dice se debe a diversas razones, entre las que no son las menos importantes las de orden metodológico pero se puede afirmar, en términos generales que la producción anual de los lagos oligotróficos no es mayor de 50 g/m<sup>2</sup> de carbono. Por el contrario, la producción anual de los lagos eutróficos alcanza, como mínimo valores de 150-200 g/m<sup>2</sup> y a veces un múltiplo de estas cifras.

Grado de eutrofia	Diferencia de Alcalinidad (meq/l)
Oligo-mesotrófico	≤ 0.59
Meso-eutrófico	0.6 - 0.99
Eutrófico	> 1.0

Cuadro II-3. Correspondencia de los grados de eutrofia con la diferencia de alcalinidad.

La problemática surge, para las situaciones intermedias, por lo que, todos los lagos y embalses que presentan interés desde el punto de vista de la eutroficación están comprendidos en el intervalo  $50 = 200 \text{ g/m}^2$  y resulta difícil distinguir entre los tipos "meso" y "eutróficos" en base a producciones anuales. En la Tabla II-3, se muestran éstos y otros valores de parámetros planctónicos indicadores del grado de eutrofia, según recopilación de Weber (EPA, USA), citado por Landner (1976).

INDICADORES PLANCTONICOS DEL GRADO DE EUTROFIA			
PARÁMETRO	GRADO DE EUTROFIA		
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Número de algas /ml	2000	2000-15000	15000
Clorofila máx.(eufót.), mg/m <sup>3</sup>	3	3-20	20
Producción primaria gC/m <sup>2</sup> d	0.2	0.2-0.75	0.75
Biomasa, mg/l	1	1-10	10
Volumen celular mm <sup>3</sup> /l	5	5-30	30
Rotíferos /l	0-10	10-250	250
microcrustáceos /l	0-1	1-25	25
(Según C.I.Weber, EPA, USA, citado por Landner, OMS, 1976)			

Tabla II-3, Indicadores planctónicos del grado de eutrofia.

El estudio internacional de la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico) sobre eutroficación de las aguas continentales (OCDE, 1980), ha permitido a Vollenweider y Kerekes proponer los límites presentados en la Tabla II-4, para los promedios anuales de clorofila y profundidad de visión del disco de Secchi y fósforo total, básicamente concordantes con los valores presentados anteriormente.

En las Figuras II-7 y II-8 se muestran los gráficos de distribuciones de frecuencia con cada valor de clorofila y transparencia respectivamente, correspondió realmente al grado de eutrofia estimado por el investigador de cada lago o embalse. Así, por ejemplo, cabe deducir que una concentración media anual de clorofila es igual a  $3\text{mg}/\text{m}^3$  corresponde, teóricamente con un 55% de probabilidad a un lago mesotrófico pero hay un 40% de probabilidad de que haya sido calificado como oligotrófico y apenas un 5% de que alguien considere al lago como oligotrófico.

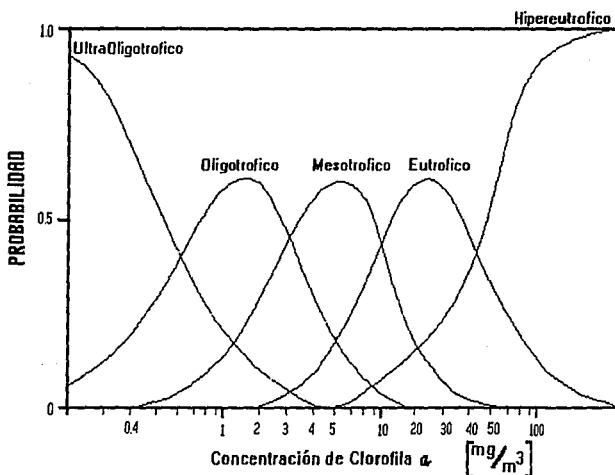


Figura II-7. Distribución de probabilidad por categorías tróficas según la concentración de clorofila. (OCDE, 1982).



CLASIFICACIÓN DEL GRADO DE EUTROFIA DE LAGOS Y  
EMBALSES, SEGÚN LA OCDE (1980)

GRADO DE EUTROFIA	CLOROFILA (mg/m <sup>3</sup> )	PROFUNDIDAD SECCHI (mg/l)	FÓSFORO (mg/m <sup>3</sup> )
Ultra-oligotrófico	≤ 1.0	≥ 12.0	≤ 4.0
Oligotrófico	1.0-2.5	12.0-6.0	4.0-10.0
Mesotrófico	2.5-8	6.0-3.0	10-35
Eutrófico	8-25	3.0-1.5	35-100
Hipereutrófico	> 25	< 1.5	> 100

Tabla II-4. Clasificación del grado de eutrofia de lagos y embalses, según la OCDE (1980)

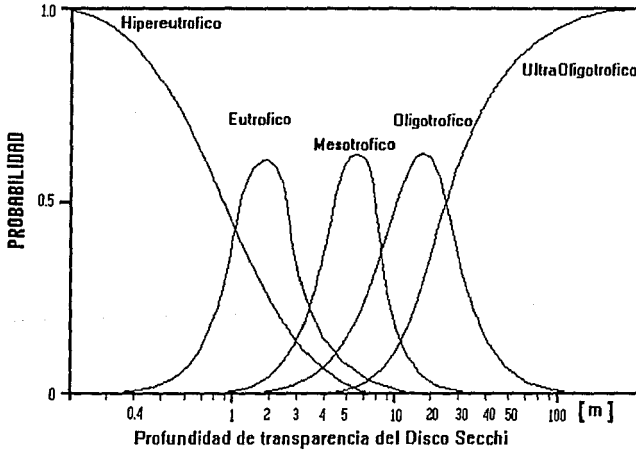


Figura II-8. Distribución de Probabilidad por categorías tróficas según la profundidad de visión del disco Secchl. (OCDE, 1982).

Finalmente, es de gran interés preguntarse no ya sobre la relación entre uno u otro parámetro del lago o embalse y su grado de eutrofia, sino sobre el "peligro" de que tal grado se alcance en función de las cargas de nutrientes que reciba. Esta "vulnerabilidad" o sensibilidad del lago ante cargas eutrofizantes potenciales lleva a un interesante campo de investigación, como es el de las relaciones cuantitativas entre las aportaciones anuales de nutrientes y la respuesta de los sistemas acuáticos a dichas aportaciones.

## VOCABULARIO

**Biocenosis:** Colectividad de seres vivos en una unidad de medio o comunidad biótica formada por animales sujetados unas a otras conservando en posesión a través del tiempo en un territorio definido en estado de equilibrio.

**Clorofila:** La clorofila se usa como indicador de la biomasa de algas. Suponiendo que constituya un promedio del 1.5 por 100 del peso seco de la materia orgánica (pero sin cenizas) de las algas, se calcula la biomasa de algas multiplicando el contenido en clorofila a por un factor de 67. *Biomasa* es una estimación cualitativa de la masa total de organismos vivos dentro de un área o volumen determinado.

Puede incluir la masa de una población (biomasa de especies) o de una comunidad (biomasa comunitaria), pero no proporciona información acerca de la estructura de la comunidad. Los métodos más exactos para estimación de biomasa son el peso seco, peso seco sin cenizas y volumen de organismos vivos.

**Secchi:** Es una técnica que se utiliza para determinar la turbiedad en cuerpos estáticos de aguas, (también es aplicable en corrientes cuando estas así lo permiten), el dispositivo esta compuesto por un disco de 20 cm de diámetro dividido en cuadrantes pintados de blanco y negro sujeto al extremo de una barra o cable. Este disco denominado Secchi, se sumerge en el agua hasta que desaparezca la imagen; la barra que lo sostiene tiene una graduación que da la turbiedad en función del tramo sumergido. La función del disco Secchi es medir la penetración de la luz en el agua; sin embargo se puede usar con buenos resultados considerando la penetración de la luz como función del grado de turbiedad o de color.

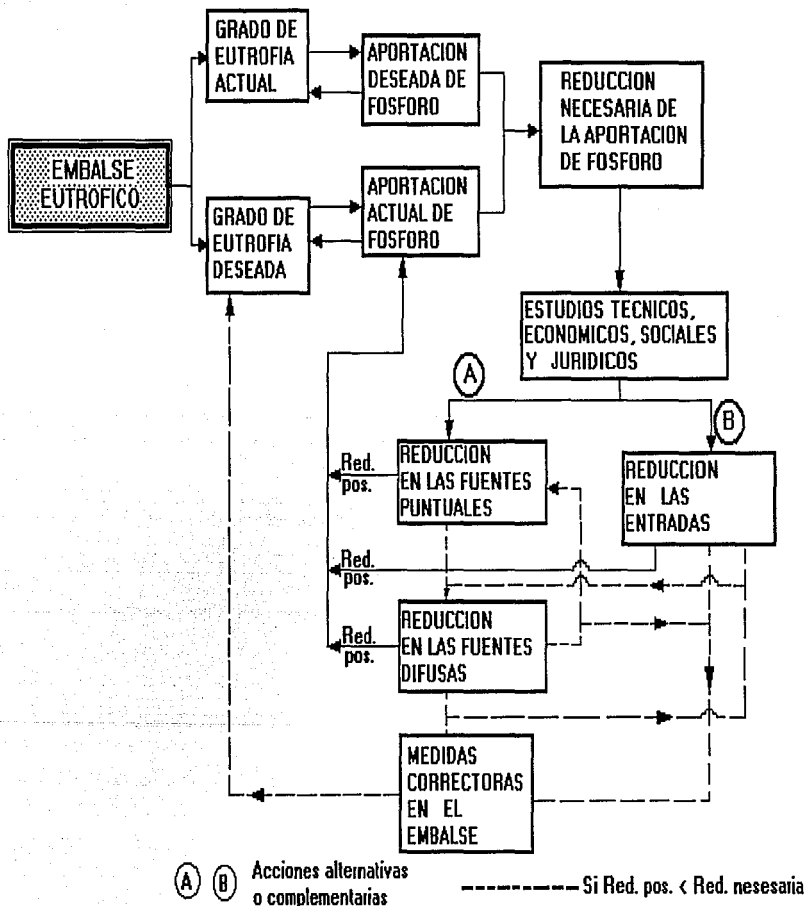
## CAPITULO III

### GENERALIDADES SOBRE METODOS DE PREVENCION Y CONTROL DE EUTROFICACION

#### III.1 GENERALIDADES SOBRE ESTRATEGIAS DE CONTROL DE LA EUTROFICACION.

El objetivo de cualquier estrategia de control de la eutroficación es restaurar y/o mantener los embalses en un estado trófico pre-determinado. Esto puede llevarse a cabo reduciendo y manteniendo la carga o aportación de fósforo total (una vez constatado su papel limitante), en unos niveles que den lugar a una respuesta trófica adecuada, con arreglo a unas relaciones carga-respuesta como las de la OCDE (*Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, 1982*). Sin embargo, el desarrollo y realización de un plan de control de las aportaciones de fósforo no es un problema exclusivamente científico y técnico, sino que en estas cuestiones suelen influir consideraciones de orden económico, social y jurídico. En algunos casos, pueden estar involucrados dos o más países, con sus propios niveles administrativos de jurisdicción, siendo necesario alcanzar la coordinación adecuada a través de comités, acuerdos políticos, leyes especiales, etc.

Un programa de control adecuado deberá considerar los sistemas cuenca de control y cuenca alimentadora-embalse receptor, como unidad de estudio, teniendo en cuenta tanto los distintos grados de responsabilidad de las fuentes contaminantes en la cuenca, como los distintos niveles de beneficio y perjuicios ante la evolución impuesta a las aguas embalsadas. Además de las condiciones presentes en la cuenca, habrá que considerar los planes de desarrollo que en un futuro afectarán al embalse. Las medidas de control a adoptar deberán estar planificadas con arreglo a un orden de prioridades. Ello significa, por ejemplo, que las medidas de control deberán comenzar por aquellas fuentes de emisión de fósforo en las que se pueda eliminar una mayor cantidad de fósforo biológicamente asimilable por costo unitario. (OCDE, 1982).



Figura, III-1. Estrategias de Control de la Eutroficación.

**De un modo sintético, se deberá seguir el siguiente orden de prioridades:**

1º Determinar las condiciones de eutrofia existentes en el embalse, así como la aportación de fósforo que da lugar a dichas condiciones. En el caso de un embalse en proyecto, el grado de eutrofia puede ser pronosticado teniendo en cuenta las fuentes de nutrientes, actuales y futuras, y aplicando las relaciones carga-respuesta de la OCDE.

2º Decidir las condiciones de eutrofia que se desean obtener en el embalse, en función del uso a que se destinan las aguas y de las condiciones naturales de fertilización en la cuenca. A partir de las condiciones de eutrofia establecidas como objetivo, se deducirá la carga de fósforo correspondiente en base a las adecuadas relaciones carga-respuesta, teniendo en cuenta los parámetros morfométricos e hidrológicos del embalse.

3º Determinar la reducción necesaria para obtener la aportación anual de fósforo y conseguir el objetivo de mejorar previamente lo establecido.

4º Decidir, después de un determinado estudio técnico, económico y político, si es más conveniente y suficiente; proceder a una reducción de la aportación a la entrada del embalse, mediante un pre-embalse, tratamiento adecuado, construyendo una canalización periférica, etc. o bien se ha de actuar directamente sobre las propias fuentes de contaminación.

En este último caso, que podrá ser alternativo o complementario a la primera vía, habrá que determinar si es suficiente ejercer el control sobre las fuentes puntuales (vertidos urbanos, agrícolas e industriales) para lograr la reducción buscada. En caso negativo, determinar el porcentaje de la aportación procedente de fuentes difusas (las cuales suelen ser más difíciles de controlar), dicho porcentaje deberá ser eliminado independientemente de los efectos establecidos.

5º Evaluar la cantidad total de fósforo que se puede eliminar por los procedimientos antes indicados y la respuesta trófica que cabe esperar del embalse, todavía por encima de los niveles fijados como deseables.

6º En el caso de que la mejora obtenida sea inferior a la pre-establecida, por no ser viable el obtener toda la reducción de carga perseguida, completar el efecto conseguido con poner en práctica medidas correctivas dentro del embalse, que habrán de ser aplicadas periódicamente de un modo continuado y con una duración indefinida (Fig. III-1).

Elegir el procedimiento técnico más adecuado (aireación artificial, floculación, algicidas, etc.) con arreglo al uso del agua y a las condiciones del entorno.

**III.1 REDUCCIÓN DE FOSFORO EN LAS FUENTES PUNTALES**

Generalmente, las causas que contribuyen en mayor medida a la carga de nutrientes recibida por los embalses son de origen puntual, particularmente las descargas de agua residual domésticas. Además de ser cuantitativamente más importantes, las fuentes puntuales suelen

ser las que se prestan a un control más eficiente; por lo que normalmente las descargas domésticas son las que ocupan el primer lugar en un orden de prioridades. Una medida a considerar, es la implantación de un sistema de tratamiento de las aguas residuales, así como la reducción total de fósforo como contribuyente de los detergentes.

Esta medida ha sido implantada en Suecia y en algunos estados de EU de la región de los Grandes Lagos. Su aplicación, aunque potencialmente efectiva en la mayoría de los casos (sobre todo, si no existe una infraestructura adecuada de tratamiento de aguas residuales), no deja de tener inconvenientes económicos y teóricos, y antes de tomar una decisión se requiere contemplar varias alternativas.

En general, la mejor solución suele ser ampliar y mejorar las redes de saneamiento, teniendo siempre presente las ubicaciones más idóneas de las plantas de tratamiento y los niveles de depuración mínimos exigidos. No hay que olvidar que unas pocas plantas eficientes que cubran unas fuentes de nutrientes cuidadosamente seleccionadas puede proporcionar unos resultados más satisfactorios, con una menor inversión y unos menores gastos de funcionamiento, por unidad de fósforo, biológicamente asimilable, que un número elevado de plantas poco eficientes cubriendo fuentes de fósforo menos importantes.

### ***Tratamiento convencional de aguas residuales***

Los tratamientos convencionales de aguas residuales tienen por objetivo la eliminación de la materia orgánica y sólo secundariamente proporcionan una disminución del contenido de nutrientes. Mientras que los procedimientos físicos y biológicos con lechos bacterianos sólo permiten eliminar el 25% del fósforo, en una planta de lodos activados puede ser posible llegar a un 55%. Esta reducción no suele ser suficiente para las necesidades más recientes planteadas en programas de control de la eutroficación.

Estas técnicas han de ser complementadas bien, por prácticas de reutilización de los efluentes tratados en suelos forestales o agrícolas, o por procedimientos de precipitación química (conocidos generalmente como tratamientos terciarios).

### ***Tratamientos terciarios***

Los tratamientos de aguas residuales a base de precipitación química de fosfatos constituyen un tema que rebasa los límites en los objetivos de esta tesis, y aquí sólo se tratará de un modo muy somero. Básicamente, estos tratamientos consisten en añadir cal, hierro o aluminio para formar compuestos insolubles con los fosfatos de las aguas residuales. Las precipitaciones pueden realizarse, bien como independientes de los métodos biológicos, bien en combinación como fase previa intermedia o posterior de los mismos.

Aunque los costos relativos de estos tipos de tratamiento pueden ser, en muchas ocasiones, excesivamente elevados, presentan una eficacia muy grande en la reducción del fósforo (hasta un 95%), si las instalaciones están correctamente proyectadas y construídas; y si

los niveles de pH son los adecuados, pudiendo alcanzarse concentraciones de fósforo en el efluente inferiores a 0.5 mg/l. No obstante, a partir de ciertos niveles puede ser más económico intentar proseguir la reducción de las cargas de fósforo actuando sobre las fuente difusas.

### **III.2 REDUCCION DE FOSFORO EN LAS FUENTES DIFUSAS**

Cuando las acciones viables que se adoptan sobre las fuentes puntuales son insuficientes, o cuando la mayor parte de la aportación de fosfatos en la cuenca se debe a fuentes difusas, es preciso actuar sobre éstas últimas para logra los objetivos de reducción de carga de fósforo previamente fijados.

Es posible reducir considerablemente la aportación de fósforo procedente de fuentes difusas, prácticamente sin costo alguno, a través de unas campañas de educación dirigidas a los agricultores. En tales campañas se deberá aconsejar al agricultor acerca del mejor momento para aplicar los abonos al terreno, las dosis justas a emplear y los medios para minimizar la erosión del suelo de cultivo.

Asimismo, los ganaderos deberán almacenar el estiércol en depósitos adecuados durante el invierno, sobre todo en las áreas con nevadas, ya que un abono de otoño implica grandes pérdidas de fertilizante arrastrado por escorrentía. El reciclaje de los residuos animales para abono del terreno es una práctica tan antigua como recomendable, siempre que se haga con un criterio de racionalidad y economía.

A veces puede ser aconsejable poner en práctica unos programas de protección de las zonas ribereñas del embalse, declarando áreas registradas en cuanto a posibilidades de urbanización, talas forestales, movimiento de tierras, etc. Sin embargo, cuando la principal causa de la eutroficación reside en fuentes difusas puede ser más efectivo el empleo de técnicas destinadas a reducir la carga de fósforo inmediatamente antes de las entradas al embalse.

### **III.3 REDUCCION DE LA CARGA DE FOSFORO EN LAS ENTRADAS**

La reducción de la carga de fósforo en la entrada o entradas al embalse pueden ser aconsejables como medida alternativa al control en las propias fuentes (sobre todo si las que predominan no son fuentes puntuales) o como medida complementaria a otras acciones. A continuación se comentarán brevemente las siguientes técnicas:

- ♦ Pre-embalses,
- ♦ Estaciones de tratamiento del tributario,
- ♦ Filtros subterráneos,
- ♦ Desviación de efluentes.



### ***Pre-embalses***

La técnica de construir pre-embalses, o cadenas de pre-embalses, como medio de captar gran parte de la carga de fósforo transportado por los tributarios, se ha empleado con éxito para la protección de embalses de abastecimiento de agua potable. El fósforo es sedimentado en los pre-embalses al ser asimilado por algas planctónicas, con la ayuda de la materia inorgánica en suspensión sobre las que se acumulan los iones ortofósforo. La capacidad, profundidad y renovación del pre-embalse deben ser suficientes para que no se creen condiciones anaerobias.

El inconveniente de esta técnica reside en las fluctuaciones de su rendimiento, ya que en invierno la producción de algas disminuye notablemente y, con ello, disminuye la tasa de sedimentación de fósforo. Por término medio, es relativamente fácil obtener una reducción del 60% de la carga de fósforo por medio de un solo pre-embalse, si reúne las condiciones adecuadas.

### ***Plantas de eliminación de fósforo junto a la entrada del embalse***

El caso más conocido de eliminación química del fósforo en plantas especiales construidas junto a la entrada del embalse lo ofrece el de Wahnbach (Alemania). La planta actúa en combinación con un **pre-embalse** regulador y consiste básicamente en una precipitación con sales férricas, seguida de una floculación, de las partículas formadas mediante polielectrolitos catiónicos y una filtración en capa múltiple (carbón activado, antracita y arena). Como resultado, la concentración de fósforo en el tributario que es por término medio unos 90 mg/m<sup>3</sup>, se reduce a unos 5 mg/m<sup>3</sup> (Bernhardt, 1981).

### ***Filtros subterráneos***

La construcción, en los lechos de pequeños ríos, zanjas rellenas de material filtrante (arenas o limos arcillosos), puede ser un método eficaz para tributarios con caudales bajos y concentraciones elevadas de nutrientes. Este procedimiento ha sido utilizado con éxito en Alemania por la compañía municipal de abastecimiento de Wuppertal para proteger el embalse de Kerspe habiéndose comprobado que los ortofósforos son fijados químicamente casi por completo, mediante la filtración a través de las capas superiores del suelo, constituidas por arcillas y limos.

### ***Desviación de afluentes***

Una manera ciertamente expedita de eliminar la entrada de aguas residuales es desviar los afluentes de las plantas convencionales, mediante la construcción de tuberías o canales que conducen dichos efluentes aguas abajo de la presa, a una cuenca vecina o al mar. El problema queda así resuelto pero el embalse a proteger es transferido a otro lugar, de modo que esta solución sólo es viable cuando la carga transferida de nutrientes no crea serios problemas de eutroficación en su nuevo destino.

Una variante relativa frecuente en lagos cuyo litoral soporta una cierta densidad de población, es la de conducciones periféricas que rodean toda la superficie del agua, interceptando los colectores de toda la zona y centralizando todos los vertientes en una planta depuradora. Son numerosos los casos conocidos en que esta medida ha producido una mejora del grado de eutrofia en los lagos afectados: Annecy y Le bourget, en Francia; Schliersee y Tegnerse, en Alemania; Zurich (parcialmente), en Suiza; Mendota (Madison), Tahoe (parcialmente, California - Nevada) y Wahington (Seattle); en Estados Unidos. De todos ellos, el caso más famoso es sin duda, el citado en último lugar, correspondiente al área metropolitana de Seattle; estado de Washington, donde se encuentra situado el lago Washington a escasos kilómetros del Océano Pacífico (bahía de Puget Sound).

La "oligotrofización" del lago fue tan rápida como ostensible, y en ella tubo mucho que ver el Prof. Edmondson, de la Universidad de Washington, quien había advertido desde los años 50's, el papel clave de la eliminación del fósforo para la restauración del lago. En este caso concreto, la conducción periférica comunica con dos emisarios únicos, que son tratados en sendas plantas convencionales, una primaria y otra secundaria, para su posterior envío a la bahía de Puget Sound, a través de tuberías y estaciones de bombeo.

### III.4 MEDIDAS CORRECTIVAS EN EL EMBALSE

Como se ha indicado anteriormente, este tipo de medidas debe ser considerado como un remedio aconsejable cuando no es viable conseguir rehabilitar el embalse al nivel deseado reduciendo las entradas de nutrientes en la magnitud necesaria. Se trata, por tanto, de unos métodos "cosméticos" que tratan de contrarrestar los síntomas de la eutrofización pero que no consiguen que el proceso se interrumpa, ni aún menos que retroceda. Por tener que ser aplicados de un modo reiterativo, la mayoría de las técnicas señaladas a continuación resultan, a la larga, problemáticas o de emergencia.

Las técnicas más conocidas pueden ir encaminadas a restituir directamente las reservas de oxígeno hipolimnético (aireación artificial del hipolimnio, desnitrificación, adición de oxidantes químicos), disminuir la retención hidráulica (circulación artificial), inutilizar las disponibilidades de fósforo (floculación "in situ"), anular la carga interna de nutrientes (tratamiento de lodos "in situ", dragados) o eliminación directa de los productores primarios (algicidas, introducción de organismos fitófagos, recolección de macrófitas). Por otra parte, la utilización selectiva de agua a distintas profundidades pueden ofrecer buenos resultados para sistemas de embalses escalonados, siendo posible obtener una renovación de oxígeno hipolimnético en los embalses inferiores (si el curso del río permite una aireación suficiente), así como un aumento de la tasa de renovación efectiva para el fitoplancton.

#### ***Circulación artificial***

Este procedimiento tiene por objetivo mantener mezclada toda la masa de agua, con la doble finalidad de impedir o interrumpir la anoxia de las capas profundas, desestratificando el embalse, y de incrementar la renovación en las capas superiores trofogénicas, manteniendo una

circulación continua. En un principio se llegó a experimentar con sistemas mecánicos creadores de turbulencia, pero esta práctica pronto fue abandonada, por acarrear más problemas que ventajas. Más difusión han alcanzado, en cambio, los sistemas de inyección de aire comprimido en el hipolimnio, siendo muy numerosos y variados los diseños que se han puesto en práctica, con resultados desiguales.

En general, se emplean tubos de plástico con difusores, anclados al fondo y alimentados por compresores, o bien tubos verticales con cámara de aire en el fondo, aireadores flotantes, etc. Al tiempo que se rompa la termoclina y se impide el agotamiento de oxígeno en el fondo, disminuye la evaporación como consecuencia del descenso de temperatura del agua en superficie, a expensas de un aumento térmico en el fondo. Al mantener el agua en circulación, en los casos en que proliferan las algas cianofíceas flotantes en superficie, éstas son arrastradas hasta el fondo, donde la oscuridad y la turbulencia detiene el desarrollo de aquéllas. En embalses con gran turbiedad inorgánica, la turbulencia provocada hace que la profundidad eufótica disminuya, y con ella el espesor de la capa trofógena.

Como inconveniente potencialmente importante, hay que señalar el reciclado de nutrientes del fondo hacia la superficie, que puede acarrear un aumento considerable de biomasa de algas. En segundo lugar, en los embalses cuyos sedimentos ejercen una fuerte demanda química de oxígeno y liberan ácido sulfhídrico, la producción de burbujas de aire puede propagar el  $H_2S$  a las capas superiores, con posible detrimento para la vida piscícola.

En general, el método parece más recomendable como medio de evitar las condiciones anaerobias, acortando o anulando el período de estratificación térmica, que como medio de romper la termoclina, una vez que se han creado las condiciones anóxicas en el hipolimnio.

### ***Aireación del hipolimnio***

Dentro de esta técnica hay que incluir los procedimientos referidos anteriormente, pero las que se comentan a continuación tienen la diferencia fundamental de que no rompen la estratificación térmica, afín de evitar los inconvenientes potenciales antes indicados.

El diseño más conocido es probablemente, el que funciona con resultados satisfactorios desde hace bastantes años, el embalse Wahnbach (Alemania), con fines de abastecimiento de agua potable (Bernhardt, 1967). En este modelo, al mantener la zona trofófica en condiciones aerobias sin ocasionar turbulencias en la zona trofógena, no sólo se impide la redisolución de fósforo del sedimento, sino que se estimula la precipitación de éste en las capas superiores.

En este punto, hay que insistir en que una elección adecuada de las profundidades de salida de agua, en cadenas de embalses puede producir unos efectos parecidos a las técnicas mencionadas, renovando el agua del embalse aguas abajo. Si la circulación se efectúa en las capas superiores se puede controlar la producción de fitoplancton, mientras que si se efectúa en las capas inferiores; se renuevan las reservas de oxígeno hipolimnético, a condición de que el agua de la presa superior se haya oxigenado suficientemente en el tramo intermedio del río.

---

### **Adición de oxidantes en el hipolimnio.**

Un método más drástico de mantener o restituir las condiciones aerobias del hipolimnio es la adición directa de oxígeno puro, o, aún más enérgico, nitratos en las capas próximas al fondo. La adición de nitrato cálcico ha sido empleada con éxito en algunos países (Suecia, Australia). La desnitrificación producida, con liberación de nitrógeno gaseoso, retarda la formación de ácido sulfhídrico y aporta el oxígeno necesario para contrarrestar la demanda química y biológica en el fondo.

El método es relativamente barato y de efectos muy rápidos, pero tiene el inconveniente de implicar la adición de gran cantidad de nutrientes al sistema, aunque sea fuera de la zona trofógena. En general, suele utilizarse sólo como solución de emergencia.

### **Floculación de fósforo "in situ"**

De un modo similar a los métodos de precipitación química utilizados en las plantas de tratamiento de aguas residuales, es posible añadir directamente en los lagos y embalses una cierta dosis de alumbre (sulfato aluminico potásico), como agente floculante de fosfatos y de materia orgánica. El hidróxido de aluminio formado, no sólo provoca la precipitación del fósforo, sino que ayuda a retenerlo temporalmente en la superficie del sedimento. Tiene el inconveniente de su acumulación progresiva y de no inmovilizar los nutrientes de un modo irreversible.

Este procedimiento se ha aplicado con éxito en algunos casos, como en un lago eutrófico de Wisconsin, Estados Unidos (Wall *et al.* 1971, citado por Landner, 1976), donde la alúmina alcanzó una concentración media de 200 mg/l. El contenido de fósforo total experimentó una notable disolución, sin detectarse ningún incremento de fosfatos en el hipolimnio, después del tratamiento; desaparecieron los "blooms" de algas, y aumentó ligeramente la transparencia, al tiempo que mejoró el color del agua y las condiciones aerobias del hipolimnio.

### **Dragado de lodos**

Puesto que los sedimentos del fondo, ricos en materia orgánica, pueden constituir un factor importante de la demanda de oxígeno del hipolimnio y una fuente potencial de fósforo, su eliminación no deja de ser un objetivo siempre deseable. Sin embargo, este procedimiento sólo es aplicable a masas de agua de escasa profundidad por razones tanto técnicas como económicas, si bien en algunos lagos poco profundos de Suecia ha dado buenos resultados (Bjork, 1972, citado por Landner, 1976).

El dragado puede llevarse a cabo mediante maquinaria semi-pesada o por equipos móviles de bombeo instalados en plataformas flotantes, conectados a la orilla mediante cables de acero. El sedimento extraído puede ser reutilizado como fertilizante, pero en cualquier caso es preciso tener gran cuidado con el drenaje procedente de la acumulación de los lodos extraídos, cuya carga de nutrientes puede retornar así al embalse. A este respecto, el agua

drenada por los lodos suele recogerse en estanques especiales donde se le somete a una floculación del fósforo antes de ser devueltos al embalse. El método produce resultados llamativos cuando hay problemas de abundante vegetación de macrófitos enraizados, pero a veces la situación creada tras el dragado deriva un nuevo problema por un mayor predominio de fitoplancton.

Aparte de su costo frecuentemente elevado, otros problemas asociados a las operaciones de dragado son la turbiedad ocasional producida durante su ejecución y el peligro de liberación de materiales tóxicos depositados anteriormente, en caso de que el embalse haya sufrido este tipo de contaminación o haya recibido un tratamiento con algicidas. Por otra parte, si la extracción de lodos no es completa, las capas inferiores que quedan al descubierto son tan ricas en nutrientes como las extraídas, de modo que en tal caso permanecen en el vaso una fuente interna de nutrientes.

### ***Tratamiento de los sedimentos "in situ"***

En lugar de extraer los sedimentos, con los múltiples problemas que ello plantea, es posible proceder a un tratamiento de los lodos "in situ" mediante dispositivos flotantes de bombeo movidos por cables de acero como en el caso del dragado por bombas de vacío. En los últimos diez años, se han iniciado experiencias de este tipo en Francia y Suecia (EPA, 1980) con resultados aleatorios. El método consiste en mejorar el poder de absorción de fósforo por los lodos, inyectando sulfato de alúmina en las capas superiores (unos 15 cm) del sedimento. Los estudios realizados en Francia ha permitido comprobar que inyectando una cantidad de alúmina a razón de 400 g/m<sup>2</sup> la liberación de fósforo en condiciones anóxicas es prácticamente nula.

Con posterioridad a la operación de inyección, es conveniente descargar directamente sobre el epilimnion una cierta dosis de floculante para precipitar las partículas de sedimento previamente movilizadas. En Suecia se han realizado experiencias similares utilizando hierro para fijar al fósforo, y nitratos para oxidar los sedimentos.

Aunque no es propiamente un tratamiento, pero sí un modo de inactivar los sedimentos *in situ*, cabe mencionar aquí algunas experiencias de laboratorio consistentes en recubrir la superficie del sedimento; con una lámina de polietileno o con una capa de arena, impidiendo así la pérdida de oxígeno por reducción química y la liberación de fosfatos, hierro, manganeso y amonio. Evidentemente este procedimiento sólo es aplicable para embalses de dimensiones muy reducidas y que tengan un interés especial.

### ***Eliminación de algas y macrófitos***

La eliminación de la vegetación acuática en general puede llevarse a cabo por procedimientos químicos, mecánicos o biológicos.

El empleo de productos químicos inhibidores del crecimiento, es una técnica empleada

en las aguas estancadas desde principios de siglo, particularmente por lo que se refiere al sulfato de cobre. La adición de este producto tóxico para las algas y macrófitos constituye, en efecto, un medio rápido, económico y efectivo. Su acción venenosa sobre algas sólo requiere concentraciones realmente bajas de este producto, sin perjuicio para la fauna de macroinvertebrados y peces, pero su posible efecto sobre el zooplancton debe ser tomado en consideración. La acumulación consiguiente de las sales de cobre en el fondo, difícilmente alcanza valores peligrosos para la fauna béntica. Sin embargo, dado que su efecto es muy pasajero, este método es sólo adecuado para combatir las flotaciones masivas de algas.

Las dosis a aplicar dependen de la temperatura del agua, de la luminosidad y sobre todo de la alcalinidad, la cual determina la rapidez con que el cobre se precipita como  $\text{CuCO}_3$ . En todo caso, la adición de un algicida debe efectuarse rápida y uniformemente, normalmente en forma de lluvia, desde una barca mediante un aspersor que recibe un flujo de agua bombeada del propio lago o embalse, la cual pasa por un recipiente donde se guarda el producto sólido.

Para eliminar la vegetación macrofítica sumergida se ha empleado frecuentemente arsenito sódico como herbicida, pero su alto poder tóxico lo hace poco recomendable y además tarda bastante tiempo en degradarse, acumulándose en los sedimentos y los organismos acuáticos.

En aguas poco profundas con problemas de excesiva vegetación acuática enraizada (rizomonas) es frecuente recurrir a procedimientos mecánicos mediante el empleo de máquinas cosechadoras especiales, que cortan o arrancan, según modelos, las plantas. Existen, en efecto, varios tipos: sierras sumergibles, cuchillas, segadoras mecánicas, etc. En este tipo de trabajo, no hay que despreciar el peligro de que si las plantas no son extraídas del agua por completo, los productos de su descomposición ocasionan un considerable consumo de oxígeno y acaban regenerando una gran parte de los nutrientes.

La recolección mecánica de algas planctónicas es viable cuando hay que combatir los "blooms" de cianofíceas que se acumulan flotando en la superficie del agua. Aunque la instrumentación a emplear en estos casos es aún objeto de experimentación, el equipo a utilizar debe consistir, básicamente, en una bomba de aspiración, un filtro separador y un saco o cajón recolector.

La eliminación de algas y macrófitos puede suponer la extracción temporal de una parte importante de los nutrientes fuera del ciclo alimentario del ecosistema, en especial si la aportación alóctona de nutrientes es relativamente moderada. Sin embargo, aquí, como en la extracción de lodos, hay que tener cuidado en la manera y lugar donde se depositan los restos de vegetación, no siendo suficiente con quemarlos en las proximidades del embalse, debido a que los nitratos y fosfatos quedan concentrados en las cenizas.

Finalmente, los métodos de tipo biológico consisten en introducir en el ecosistema organismos fitófagos o herbívoros, tales como insectos (moscas de agua, algunos coleópteros y ortópteros), moluscos (caracoles del género *Marisa*), crustáceos (cladóceros del género *Daphnia*), peces herbívoros (carpa, coréogonos, Tilapia, carpa china), aves acuáticas y mamíferos (sirénidos, como el manatí).

Entre los distintos tipos de organismos disponibles, los peces herbívoros son los más utilizados, sobre todo la carpa verde (*Cyprinus Idella*), la carpa común (*Cyprinus Carpio*) y diferentes especies de Tilapia.

Como organismos inhibidores del desarrollo de fitoplancton se han realizado experimentos con bacterias, virus y hongos que parasitan a las cianofíceas, pero su utilización práctica está poco extendida y la bibliografía es escasa en esta especialidad.

## CAPITULO IV

### RELACIONES CUANTITATIVAS ENTRE APORTACIÓN DE NUTRIENTES Y EUTROFICACION

#### IV.1 EL PROYECTO INTERNACIONAL DE LA "ORGANIZACION PARA LA COOPERACION Y EL DESARROLLO ECONOMICO" (OCDE)

Si bien siempre ha existido en la bibliografía una abundante producción de datos limnológicos fiables referentes a lagos y embalses de todas las áreas geográficas, hasta hace unos quince o veinte años, ha sido muy escasa la disponibilidad de datos sobre aportaciones de nutrientes (Fósforo y Nitrógeno, principalmente), salvo algunas estimaciones de dudosa explicación.

A pesar de estas serias limitaciones, cuando Vollenweider (1968) propuso, por primera vez, una delimitación entre niveles "aceptables" y "excesivos" de cargas anuales de Fósforo y Nitrógeno, en función de la profundidad media del sistema acuático receptor, la idea fue acogida muy favorablemente entre la comunidad científica siendo inmediata la influencia que tales criterios ejercieron sobre la toma de decisiones prácticas y estimulando numerosas investigaciones.

A través de varias reuniones técnicas promovidas por la OCDE, se puso de manifiesto la obtención de una amplia masa de datos comparables suficientemente confiables para desarrollar unas relaciones cuantitativamente válidas, se requería un esfuerzo de cooperación internacional debidamente coordinado. Con esta idea, en 1972 se decidió poner en marcha un ambicioso programa de cooperación a desarrollar conjuntamente, por la mayor parte de los países miembros de la OCDE. En total, participaron en el proyecto dieciocho países, con participación de más de cincuenta centros de investigadores y abarcando unos 150 lagos o embalses.



A fin de tener en cuenta la variabilidad geográfica de las masas de agua incluidas en el proyecto, por razones de tipo logístico, el programa fue dividido en cuatro grupos o proyectos, tres de ellos de carácter "regional" y el cuarto de carácter funcional;

- a) Proyecto Alpino
- b) Proyecto Nórdico
- c) Proyecto Norteamericano
- d) Proyecto Lagos y embalses poco profundos

Cada uno de estos proyectos dependían de un Centro Coordinador, cuyo presidente formaba parte de un Buró Técnico, presidido a su vez por un Investigador Principal y auxiliado por Consultores Regionales .

Este Buró Técnico estaba encargado de orientar y coordinar los trabajos, así como de evaluar los resultados de cada proyecto parcial.

El programa de la OCDE fue establecido para una duración de cuatro años, comenzando en 1973 y finalizando en 1976. En 1977 y 1978 se procedió a la recopilación de los Informes regionales y al análisis de síntesis de los resultados globales obtenidos, dando lugar a un Informe Final preparado por Vollenweider y Kerekes (OCDE, 1980). Se hará especial referencia al desarrollo seguido en el Proyecto "Lagos y embalses poco profundos", ya que los lagos y embalses mexicanos se encuentran clasificados en esta categoría, que sirve para ilustrar los criterios teóricos y programas de trabajo establecidos con generalidad para los cuatro proyectos antes citados.

En la Tabla IV-1 se muestran las distintas categorías de parámetros y factores a tener en cuenta en los cuatro proyectos regionales, a fin de establecer unas pautas generales que permitiesen al Buró Técnico ordenar adecuadamente toda la información recabada. Hay que destacar, no obstante, que no en todos los parámetros inherentes a la información implícita en la Tabla IV-1; por el contrario, algunos parámetros se consideraron imprescindibles, pero otros fueron dejados al criterio de cada centro participante, según sus posibilidades y experiencia. El esquema de determinación adoptado se resume en la Tabla IV-2.

Con la masa de datos aportados por la ejecución del programa indicado, el plan de trabajo para proceso de datos puede resumirse en dos etapas:

- 1) Cálculos previos a realizar, por cada centro investigador, en base a unos cuestionarios distribuidos entre los participantes por el centro coordinador del grupo, siguiendo las pautas del Buró Técnico.
- 2) Análisis y proceso de datos a partir de los resultados parciales de la etapa anterior, a cargo del centro coordinador del grupo, con auxilio de un consultor.

Variables causativas	Variables resultantes	
	a) Variables a corto plazo, alta	b) Variables a medio o largo plazo, moderada o baja.
<u>Cargas de nutrientes</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Fósforo total</li> <li>- Ortofosfatos</li> <li>- Nitrógeno total</li> <li>- Nitrógeno mineral (NO<sub>3</sub>+NH<sub>4</sub>)</li> <li>- Nitrógeno Kjeldahl</li> <li>- <u>Concentraciones de nutrientes</u></li> <li>- Ídam "Cargas de nutrientes"</li> <li>- Silíce reactivo</li> <li>- Otros (p.ej., microelementos)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Biomasa de fitoplancton</li> <li>- Grupos principales y especies dominantes de algas</li> <li>- Clorofila alta y otros fitopigmentos</li> <li>- Carbón y nitrógeno orgánicos como partículas</li> <li>- Producción primaria diaria.</li> <li>- Visibilidad del disco de Secchi.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Biomasa de zooplancton.</li> <li>- Biomasa de la fauna del fondo.</li> <li>- Valores epilimnéticos de P, N y Si (diferencia entre concentraciones de invierno y verano).</li> <li>- O<sub>2</sub> y O<sub>3</sub> hipolimnéticos.</li> <li>- Producción primaria anual.</li> </ul>
<u>- Parámetros descriptivos relacionados</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Parámetros morfométricos del vaso y la cuenca</li> <li>- Régimen hidrológico</li> <li>- Parámetros climáticos y geológicos</li> <li>- Uso del territorio</li> <li>- Urbanización e industrialización</li> <li>- Principales fuentes de nutrientes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Temperatura y régimen de mezcla.</li> <li>- Conductividad, pH y alcalinidad/</li> <li>- Ordenes de magnitud de las concentraciones de los iones más importantes.</li> <li>- Propiedades ópticas y radiación solar.</li> <li>- Otros, según se considere necesario.</li> </ul>	

Tabla IV-1. Categorización de parámetros para un programa de determinaciones periódicas relativas a la evaluación de la eutroficación (Vollenweider, 1980).

La etapa de cálculos previos puede dividirse en las siguientes partes:

- i) Cálculo de entradas y salidas de nutrientes, en sus diversas formas (Fósforo total, Fósforo disuelto total, Nitrógeno total, etc.).
- ii) Cálculo de parámetros morfométricos e hidrológicos (profundidad media, tiempo de retención hidráulica, profundidad de las capas de estratificación térmica, etc.).
- iii) Cálculo de parámetros limnológicos (profundidad de zona eutrófica, concentraciones medias de nutrientes y clorofila, producción primaria, tasa de agotamiento de oxígeno, etc.).

Por su parte, el proceso de datos realizados por el Centro Coordinador puede dividirse en las partes siguientes:

- a) Estadística de datos básicos
- b) Determinación del nutriente limitante (Fósforo o Nitrógeno).
- c) Relación entre carga de Fósforo y concentración de Fósforo resultante en el lago o embalse, mediatizada por la profundidad media y el tiempo de retención hidráulica.

	<b>DETERMINACIONES ESENCIALES</b>	<b>DETERMINACIONES DESEABLES</b>
FÍSICAS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Temperatura</li> <li>- Conductividad</li> <li>- Profundidad de Secchi</li> <li>- Radiación solar</li> <li>- Caudal (tributarios)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Turbidez</li> </ul>
QUÍMICAS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- pH</li> <li>- Oxígeno disuelto</li> <li>- Fósforo</li> <li>- Nitrógeno</li> <li>- O<sub>2</sub>/Si</li> <li>- Alcalinidad</li> <li>- Ca, Mg, Na, K, Cl, Fe total</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Manganeseo</li> <li>- Molibdeno</li> <li>- Acido Sulhídrico</li> <li>- Micro-contaminantes</li> </ul>
BIOLÓGICAS	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Clorofila alta</li> <li>- Producción primaria (O<sub>2</sub>)</li> <li>- Carbón orgánico</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Producción primaria</li> <li>- Algas</li> <li>- Zooplancton</li> </ul>
FRECUENCIA:	Una vez a la semana en tributarios Una vez al mes en el lago o embalse	

Tabla IV-2. Programa de determinación para el proyecto de la OCDE sobre eutroficación

- d) Relaciones estadísticas entre la concentración de Fósforo en el lago o embalse y una serie de parámetros sencillos indicadores del grado de eutrofia (clorofila, transparencia de Secchi, producción primaria y tasa de agotamiento de oxígeno hipolimnético).
- e) Relación entre carga de Fósforo y parámetros indicadores de eutrofia (por combinación de c y d).

El tratamiento estadístico de los datos básicos se refieren al agrupamiento y distribución de los lagos y embalses incluidos en cada Proyecto, junto con el cálculo de parámetros estadísticos de tales distribuciones. Así, en el caso del Proyecto "Lagos poco profundos y embalses" se distinguieron tres grupos de sistemas acuáticos:

- 1º Lagos naturales, de escasa profundidad y regímenes hidráulicos muy diversos (lagos

de Holanda, Reino Unido, Irlanda y Japón). Constituyen el 23%, en número, el total de lagos y embalses del Grupo.

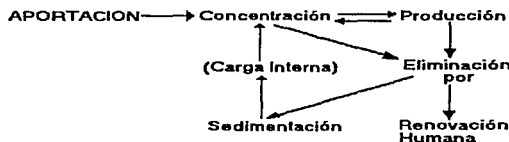
- 2º Embalses semia artificiales, alimentados por el drenaje de la cuenca en que se halla situada la presa y profundidad máxima variable (embalses de Australia, España, Bélgica, Alemania, Reino Unido y Holanda). Constituyen el 55% del número total del grupo.
- 3º Embalses totalmente artificiales, de poca profundidad, alimentados artificialmente y con formas geométricas sencillas (embalses de Holanda y Reino Unido). Constituyen el 22%.

Del total de lagos y embalses de este grupo heterogéneo, el 68% eran considerados eutróficos por sus investigadores, mientras que el 13% correspondía a una calificación de mesotróficos y sólo el 19% se consideraban oligotróficos. El volumen medio de agua era 25.1 Hm<sup>3</sup>; el promedio de profundidad media (volumen dividido por superficie), 8.9 m; el tiempo medio anual de retención hidráulica, 0.45 años y la aportación anual de fósforo, 9.3 toneladas.

En cuanto al nutriente limitante en cada lago o embalse, si bien es un tema bastante complejo que requeriría más amplios comentarios, se dedujo que la gran mayoría de ellos estaban limitados por el fósforo, en base a los cocientes N total (P total y N inorgánico) fósforo disuelto. Al margen de estas cuestiones, los puntos más cruciales del estudio son, sin duda, los señalados anteriormente como c, d y e, los cuales son objeto de comentario en los párrafos siguientes.

## IV.2 RELACIÓN ENTRE LA APORTACIÓN DE FÓSFORO A LOS LAGOS O EMBALSES, Y LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO RESULTANTE

Con posterioridad a la aparición del Informe de Vollenweider de 1968 para la OCDE, mencionado anteriormente, pronto quedó puesto de manifiesto que no es posible establecer unas relaciones sencillas entre cargas específicas de nutrientes (volumétricas o por unidad de superficie) y concentraciones de Fósforo resultante en los lagos, a menos que se introduzcan, de algún modo, los efectos de la sedimentación y de la renovación hídrica. Fundamentalmente, esta relación hay que considerarla como se indica a continuación (Janus y Vollenweider, 1982):



En su forma más sencilla, este esquema puede expresarse matemáticamente mediante

la ecuación de equilibrio de masas, aplicada a un caso lineal para una sustancia no conservativa, como es el Fósforo:

$$\frac{\Delta M}{\Delta t} = I - O - (S - R)$$

Donde:

$\frac{\Delta M}{\Delta t}$  = Variación en el tiempo de la masa M de la sustancia

I = Gasto de entrada de la sustancia, en el tiempo t.

O = Gasto de salida de la sustancia, en el tiempo t.

S-R = Tasa de sedimentación "neta", en el tiempo t = sedimentación bruta menos redisolución.

En un estado estacionario, al cabo de cada lapso,  $\Sigma \Delta t$  (normalmente, se considera un año), resulta  $\Sigma \frac{\Delta M}{\Delta t} = 0$ , y suponiendo que la pérdida por sedimentación es proporcional a la masa existente en el sistema, puede escribirse;

$$Q_i c_i - Q_o c_o - K_s V_L c_L = 0$$

Donde;

$Q_i$  = Aportación de agua durante el período  $\Sigma \Delta t$

$c_i$  = Concentración media de la sustancia en el tributario

$Q_o$  = Salida del agua durante el período  $\Sigma \Delta t$

$c_o$  = Concentración media de la sustancia en el efluente

$K_s$  = Constante de proporcionalidad (desconocida)

$V_L$  = Volumen del lago o embalse

$c_L$  = Concentración media de la sustancia en el lago o embalse

Asimismo el sistema a un reactor completamente mezclado, puede considerarse  $C_o \approx C_i$ , y suponiendo  $Q_i = Q_o$ , se deduce

$$C_i = \frac{C_i}{1 + K_s T_w} \quad (1)$$

donde  $T_w$  es el tiempo de retención hidráulico

$$T_w = \frac{V_i}{Q_i} = \frac{V_i}{Q_0}$$

La hipótesis estadística de Vollenweider, después de sus estudios sobre lagos de Canadá, centro y norte de Europa, consiste en descartar una relación lineal en (1), de manera que tras una regresión de la forma

$$C_i = \frac{C_i}{1 + a T_w^b}$$

obtuvo  $a = 1$ ,  $b = 0.5$ , (lo que implícitamente supone  $K_s = 1/T_w^{1/2}$ ) llegándose a la ecuación

$$C_i = \frac{C_i}{1 + \sqrt{T_w}} \quad (2)$$

En este punto, hay que señalar que, Clasen (1979) obtuvo para el Grupo "Lagos poco profundos y embalses"  $a = 2$ ,  $b = 0.5$ , es decir

$$[P]_i = \frac{[P]_i}{1 + 2 \sqrt{T_w}}$$

Es frecuente ver la ecuación (2) escrita de forma diversa que no son sino variaciones sobre el mismo tema (Larsen-Mercier, 1975; Dillon, 1974; Kirchner y Dillon, 1975; Chapra, 1975, Rast-Lee, 1976).

Así Rast y Lee suelen escribir la expresión  $\frac{[P]_i}{1 + \sqrt{T_w}}$  de la forma  $\frac{L(P)_i / qs}{1 + \sqrt{z/qs}}$

siendo;

$L(P) = A_p/S = \frac{Q_i(P)_i}{S} =$  Aportación de Fósforo por unidad de superficie del lago o embalse.

$z = V/S =$  Profundidad media del vaso.

$qs = Q/S =$  Aportación hídrica por unidad de superficie del lago o embalse.

Es interesante observar que el cociente adimensional  $[P]_i/[P]$ , es equivalente al tiempo de retención relativo del Fósforo respecto del agua, definido como  $\pi = T_p/T_w$ . En efecto, el tiempo de retención del fósforo,  $T_p$ , se define a su vez, como  $T_p = \frac{[P]_i V_i}{Q_i [P]_i} = \frac{[P]_i}{[P]_i} T_w$ , de donde

$\pi = \frac{T_p}{T_w} = \frac{[P]_i}{[P]_i}$  por lo que la ecuación (2) puede escribirse;

$$\Pi = \frac{1}{1 + \sqrt{T_w}} \quad (3)$$

Dillon (1974) introdujo en estas relaciones el concepto de "coeficiente de retención del Fósforo que es sometida a sedimentación neta"

$$R_p = \frac{(P)_i Q_i - (P)_o Q_o}{(P)_i Q_i}$$

Con la hipótesis anterior según las cuales  $Q_o = Q_i$  y  $[P]_o = [P]_i$ , la expresión anterior se simplifica como sigue:

$$R_p = \frac{[P]_i - [P]_i}{[P]_i} = 1 - \Pi$$

Teniendo en cuenta que la tasa de renovación hidráulica es  $P_w = 1/T_w$  es fácil comprobar que las ecuaciones (2) y (3) son equivalentes a:

$$[P]_i = \frac{L(P) \times (1 - R_p)}{z P_w} \quad (\text{Dillon, 1975})$$

$$R_p = \frac{1}{1 + \sqrt{P_w}} \quad (\text{Larsen y Mercier, 1976})$$

En las Figuras IV-1 y IV-2 se presentan los gráficos elaborados por Clasen (1979) para comparar los valores de  $\pi$  medidos directamente en el proyecto **Lagos y embalses poco**

profundos y los que cabría prever en base a las expresiones  $\frac{1}{1 + \sqrt{T_w}}$  y  $\frac{1}{1 + 2\sqrt{T_w}}$ , respectivamente.

Ello es equivalente a comprobar hasta qué punto la expresión  $(P)/(1+T_w^{1/2})$  o su alternativa  $(P)/(1+2 T_w^{1/2})$  es válida como manera de pronosticar la concentración media  $[P]$ , en el lago o embalse a partir de  $(P)$ , y  $T_w$ , (o bien a partir de  $(L(P)$ ,  $q_s$  y  $T_w$ ).

Dado que la expresión  $(P)/(1+T_w^{1/2})$ , o su equivalente  $(L(P)/q_s)/(1+(z/q_s)^{1/2})$  frecuentemente arrojan valores notablemente distintos de  $[P]$ , e incluso las regresiones estadísticas entre unos y otros no siguen una función lineal, Vollenweider y Kerekes (OCDE, 1982) prefieren referirse al término anterior como "concentración del tributario corregida por la renovación hidráulica". Análogamente, Rast y Lee (1978) suelen hablar de la carga de Fósforo".

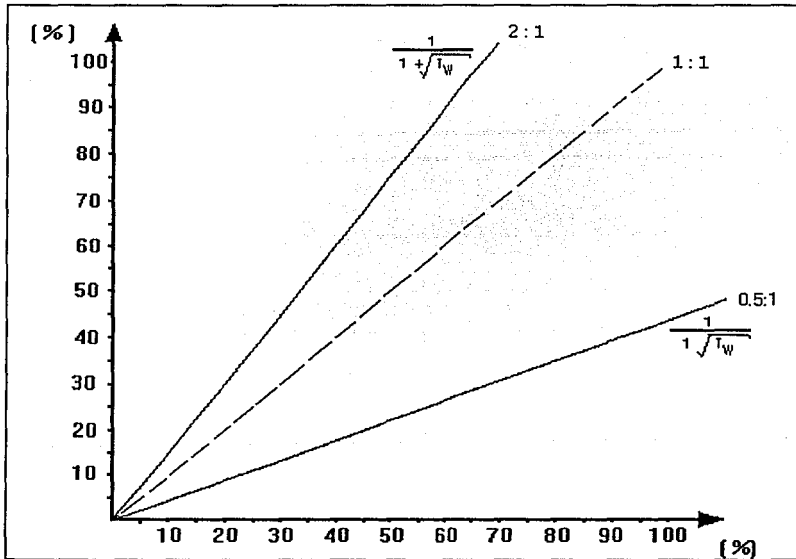


Figura IV-1. Comparación entre  $\pi$  y  $1/(1+T_w^{1/2})$  para el Grupo "Lagos y embalses poco profundos" (Clasen, 1979).



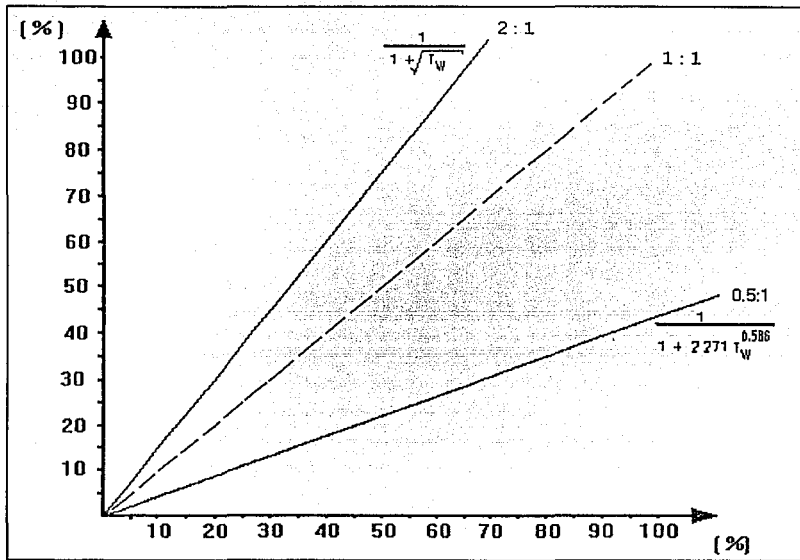


Figura IV-2. Comparación entre  $\pi$  y  $1/(1+2 T_w)$  para el Grupo "Lagos y embalses poco profundos" (Clasen, 1979).

### IV.3 RELACIONES ENTRE CONCENTRACIÓN RESULTANTE DE FÓSFORO Y PARÁMETROS INDICADORES DEL GRADO DE EUTROFIA.

Una vez investigada una relación semi-empírica que ligue la aportación de Fósforo (o la concentración media de Fósforo en el tributario), con la concentración resultante de este nutriente en el lago o embalse, procede investigar la existencia de relaciones significativas entre este último parámetro y algunos parámetros indicadores del grado de eutrofia, como la clorofila, la transparencia de Secchi o la tasa de agotamiento de oxígeno en el hipolimnion. Efectivamente, para encontrar una relación entre los mencionados parámetros indicadores y la carga de Fósforo cabe dos caminos posibles:

a) buscar directamente una regresión estadística entre los parámetros de respuesta y la carga de Fósforo "normalizada".

b) buscar una regresión estadística entre los parámetros de respuesta y la concentración de Fósforo en el lago, para posteriormente sustituir en la ecuación obtenida la segunda variable por su expresión teóricamente equivalente, es decir, la "carga normalizada del Fósforo".

En la Figura IV-3 se representa un esquema de las posibles relaciones entre carga de Fósforo, concentración resultante de fósforo y parámetros de respuesta, tal como se operó en el Programa de la OCDE. En el proyecto Norteamericano, se procedió según se ha indicado en a), esto es, calculando la ecuación;

$$[Clf] = \left( \frac{L(P)/qs}{1 + \sqrt{T_w}} \right)^b$$

En cambio, en el "Proyecto Lagos y Embalses poco profundos" se actuó de la manera indicada en b), es decir primero se calculó una regresión entre (Clf) y  $(P)_1$ , empleándose tanto una función potencial  $y = ax^b$ , como una función de saturación  $y = a(I - e^{-bx})$ . Posteriormente, en la ecuación obtenida, se sustituyó  $(P)_1$  por su expresión teóricamente equivalente (en estado estacionario completamente mezclado), que en el caso de este grupo es la ya indicada

$$[P]_1 = \frac{[P]_i}{1 + 2\sqrt{T_w}}$$

Evidentemente, para la transparencia del agua según el disco de Secchi se podría haber actuado exactamente igual que para la concentración de clorofila, como hicieron Vollenweider y Rast y Lee, pero dada la estrecha relación funcional entre estos dos parámetros de respuesta (suponiendo despreciable la turbiedad mineral), en el Grupo "Embalses" se prefirió investigar una relación del tipo:

$$z_t = a + b[Clf]^3$$

En cuanto a la tasa de agotamiento de oxígeno disuelto en el hipolimnion, por dificultades operativas no fue posible, en general encontrar unas correlaciones válidas, salvo en el grupo estadounidense del proyecto Norteamericano.

Conviene señalar que para que exista una correlación significativa entre la disponibilidad de Fósforo y los indicadores de biomasa algal, es preciso que concurren algunas condiciones tales como:

- a) Una tasa de renovación hidráulica no superior a la tasa de asimilación del fósforo por el fitoplancton, estimándose necesario para la época de estiaje un tiempo de retención hidráulica igual a dos semanas, como mínimo,
- b) Que no se practique en el embalse ningún procedimiento de control de las algas, como el uso de alguicidas,

- c) Que no exista una limitación por falta de luz (turbiedad inorgánica, circulación artificial del agua), y
- d) Que no se presenten grandes diferencias temporales en la biomasa del zooplancton.

En la Figura IV-4 se muestran las relaciones entre  $[Clf]$  y  $[P]$ , calculadas por Clasen para el Grupo "Embalses" utilizando las dos funciones matemáticas antes indicadas. Como puede apreciarse, para valores de  $[P]_i \leq 100 \text{ mg/m}^3$ , no existen diferencias apreciables entre la forma potencial y la forma de Mistcherlinch.

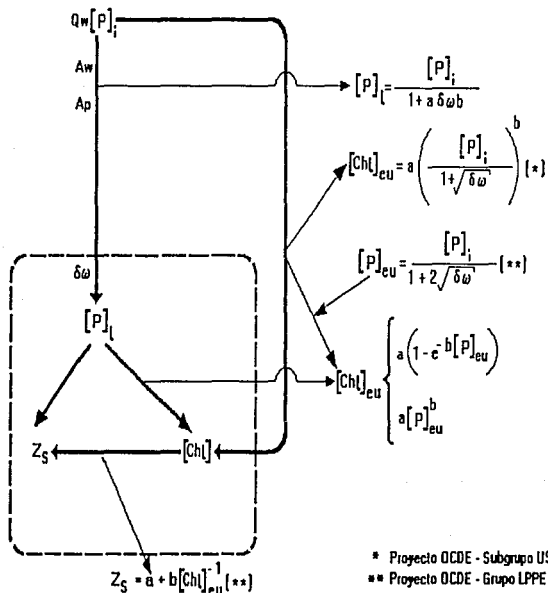


Figura IV-3. Diagrama esquemático de relaciones aportación de fósforo-respuesta del lago o embalse, según los criterios adoptados en el estudio de la OCDE (Ortiz et al. 1983).

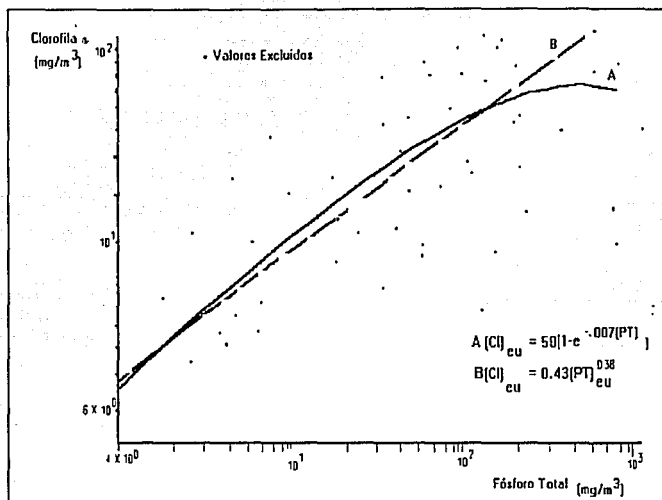


Figura IV-4. Relación clorofila [P], para el grupo "Lagos y embalses poco profundos" (Claesen, 1979).

#### IV.4 RELACIONES ENTRE APORTACIÓN DE FÓSFORO Y PARÁMETROS INDICADORES DE RESPUESTA.

El estudio de estas relaciones es el que encierra mayor interés práctico, por cuanto la carga o aportación de nutrientes es el factor que admite una evaluación más directa e inequívoca y por otra parte, el que ofrece una referencia más clara para la toma de decisiones en una estrategia de control.

Anteriormente ya se han indicado las dos maneras como se ha actuado en los proyectos **Lagos y embalses poco profundos** y **Norteamericano**, pudiéndose añadir que ambas variantes arrojan unas ecuaciones bastante parecidas. A título informativo, en la Figura IV-5 se muestran las regresiones estadísticas encontradas por *Rast* y *Lee* para el extenso grupo de lagos y embalses que componían la contribución estadounidense al Proyecto Norteamericano.

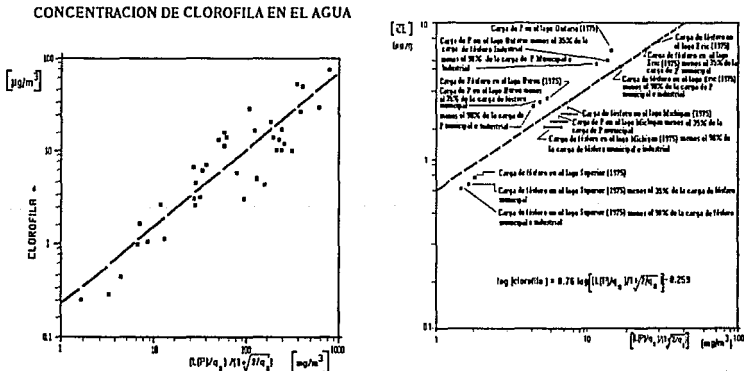
En dichas figuras se han suprimido las bandas de confianza correspondientes al 90%, mostrándose en los gráficos adjuntos unos ejemplos de aplicación práctica de tales relaciones estadísticas, suponiendo distintas situaciones hipotéticas de cargas de fósforo en determinados lagos y deduciéndose la consiguiente variación que cabe esperar en la respuesta de éstos (Le

et al. 1980 a,b).

Conviene finalmente, subrayar que las regresiones estadísticas anteriormente comentadas constituyen unos modelos empíricos, cuyas características difieren sustancialmente de los modelos dinámicos. Estos últimos pretenden describir, a través de un sistema de ecuaciones diferenciales una serie de mecanismos biológicos, químicos y físicos, mutuamente relacionados entre sí, que controlan y gobiernan el desarrollo de las biocenosis (comunidad biótica formada por animales sujetos unos a otros, conservando en posesión un territorio definido a través del tiempo en estado de equilibrio), en unas determinadas condiciones abióticas.

Tales modelos, dependen del sistema al que se aplica, en el sentido de que requieren una "calibración" para cada caso concreto y normalmente requieren una gran cantidad y variedad de datos limnológicos. Por el contrario, los modelos estadísticos como los de la OCDE constituyen un procedimiento muy simplificado para reflejar una situación "estacionaria" de relaciones causa-efecto, sin pretender describir los mecanismos que intervienen en el resultado de dichas relaciones.

Estos modelos tienen la ventaja de requerir menos datos que los modelos dinámicos y su aplicación es general, si se cumplen las condiciones que se han tenido en cuenta en su elaboración, sin necesidad de calibraciones individuales; en cambio, su grado de precisión es modesto y a veces su ámbito de aplicación tiene que limitarse a unos grupos tipológicos menos amplios de los que en principio se piensa.



PROFUNDIDAD DEL DISCO SECCHII  
(Transparencia del agua)

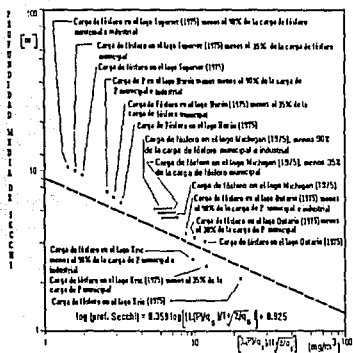
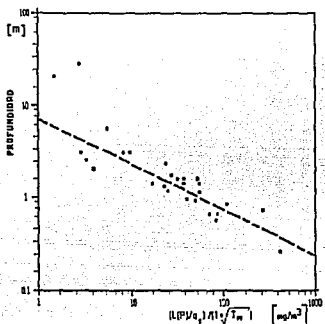


Figura. IV-5b.

TASA DE AGOTAMIENTO DE OXIGENO EN  
EL HIPOLIMNIO

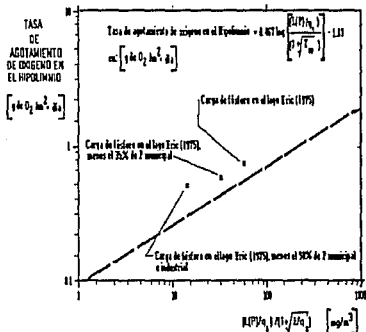
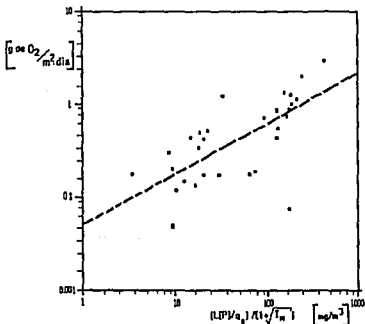


Figura. IV-5c.

Figura IV-5. Relación entre aportación de Fósforo y eutroficación para los lagos y embalses de Estados Unidos incluidos en el estudio de la OCDE, su aplicación de estas relaciones a los cinco grandes Lagos para pronosticar las mejoras producidas por una disminución de la carga de Fósforo (Lee et al. 1980)

#### IV.5 NIVELES LÍMITE DE APORTACIÓN DE NUTRIENTES.

Una vez establecidos ciertos criterios de calidad del agua en los embalses, en base a los parámetros indicadores del grado de eutrofia, la obtención de relaciones, aportación de nutrientes-respuesta trófica, ofrece a manera de corolario, la posibilidad de elaborar unos diagramas de niveles límite de carga, en función de los factores morfométricos e hidrológicos del sistema receptor. Los intentos realizados en los últimos años para ofrecer a los encargados de la gestión de las aguas, relaciones entre valores "límite" de cargas de nutrientes y los parámetros morfohidrológicos del lago o embalse, se deben principalmente a Vollenweider. Las sucesivas mejoras propuestas por este autor se resumen a continuación, a modo de breve reseña histórica.

En 1968, en el informe ya mencionado de Vollenweider, se sugieren relaciones específicas anuales de P total, y N total y la profundidad media z, del lago receptor. Basándose en los pocos datos disponibles por aquel entonces en la bibliografía, Vollenweider dedujo las siguientes relaciones:

$$L(P)_1 = 25 z^{0.5} ; L(P)_2 = 50 z^{0.5} \\ L(N)_1 = 15x 25 z^{0.5} ; L(N)_2 = 15x 50 z^{0.5}$$

donde los subíndices 1 y 2 indican, niveles "totales" y "excesivos" respectivamente, y las cargas están medidas como mg P/m<sup>2</sup> año (P = Fósforo).

Sin embargo, Vollenweider reconoció que estas relaciones no tienen en cuenta la renovación hidráulica, representada por T<sub>w</sub>, factor que ejerce un papel primordial. Efectivamente, para una misma profundidad media, una masa de agua será tanto más tolerable ante una cierta carga de nutrientes cuanto menor sea el tiempo de retención hidráulica, o lo que es lo mismo, cuanto mayor sea la tasa de renovación del agua, ya que una renovación rápida contribuye a que una porción de los nutrientes introducidos pase de largo por el embalse antes de ser utilizado por las algas, como se ha indicado en páginas anteriores.

Consecuentemente, Vollenweider en 1975, al tiempo que limitó sus estudios subsiguientes a las aportaciones de Fósforo, como factor limitante, introdujo el parámetro T<sub>w</sub> y dedujo las siguientes relaciones estadísticas, basándose en un conjunto de lagos europeos y norteamericanos:

$$L(P)_1 = 100 \left( \frac{z}{T_w} \right)^{0.5} \quad L(P)_2 = 200 \left( \frac{z}{T_w} \right)^{0.5}$$

Este criterio fue, sin embargo mejorado por el mismo autor en el mismo año, partiendo del principio de equilibrio de masas (ver párrafos anteriores) y simplificando la expresión  $(P)_1 = (P)/(1 + K_s T_w)$ , de modo que  $K_s = 10/z$ . Suponiendo, como propuso Sawyer en 1947, una concentración crítica  $[P]_1 = 10 \text{ mg/m}^3$ , se deduce fácilmente

$$L(P)_1 = 100 + 10z/T_w \quad L(P)_2 = 200 + 20z/T_w$$

Aún introdujo Vollenweider (1975) otra mejora en los diagramas así obtenidos, a base de otorgar una variabilidad marginal de la concentración límite antes indicada, de modo que para valores de  $z/T_w < 2$  resulta un tramo casi horizontal (reflejando una escasa influencia de este parámetro en la sensibilidad del sistema al aumento de carga de Fósforo), mientras que para  $z/T_w > 80$ , resulta una pendiente pronunciada, expresando una mayor sensibilidad del sistema conforme aumenta el valor de  $z/T_w$ .

En 1976, Vollenweider propuso el diagrama de la Figura IV-6 que muestra una relación entre niveles de carga "críticas" de Fósforo y profundidad media (alternativamente, elaboró también un diagrama equivalente tomando el parámetro  $qs$  en el eje de la abscisa). Los valores "críticos" de carga los dedujo de la conocida expresión  $[P]_1 = [P]/(1 + T_w^{0.5})$ , deducción de la ley de equilibrio de masas con  $K_s = 1/T_w^{0.5}$ , y suponiendo, como en propuestas anteriores, una concentración "crítica"  $[P]_1 = 1 \text{ mg/m}^3$ .

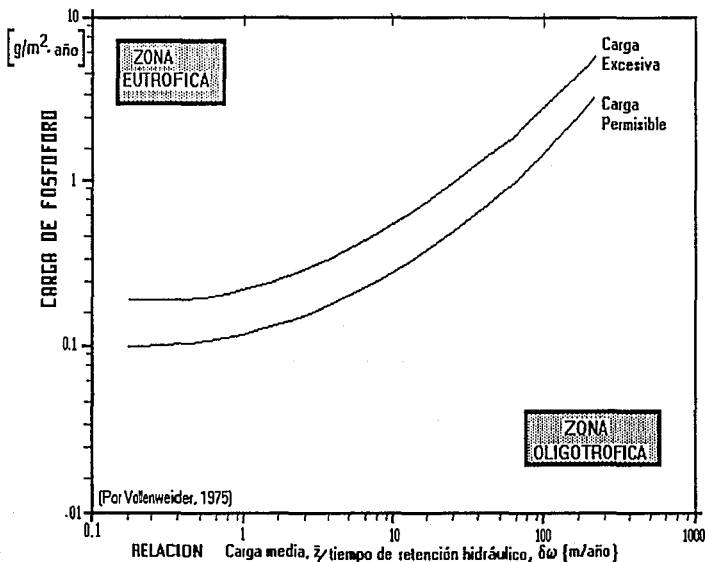


Figura IV-6. Relación entre niveles de carga "críticas" de fósforo y profundidad media.



Fácilmente se deduce, de este modo, que

$$L(P)_t = 10 q_s (1 + (z/q_s)^{1/2})^2$$

Con todo, con motivo del estudio de síntesis de la OCDE, Vollenweider (OCDE, 1982) dedujo del análisis estadístico efectuado, la familia de curvas representada en la Figura IV-7. En este diagrama se evitan los términos "crítico", "tolerables" o "excesivo", y se incluyen en su lugar las categorías tróficas que cabe deducir de los valores de clorofila y concentración de Fósforo resultante en el lago o embalse, como consecuencia de los valores de  $[P]_t = L(P)/q_s$  y  $T_w$ . Este gráfico, en el que también se podría haber incluido la profundidad de visión del disco Secchi, sintetiza los resultados del Programa Internacional de la OCDE y suministra una herramienta para estimar, de un modo somero, los niveles de aportación de Fósforo requeridos para lograr unos objetivos pre-establecidos del grado de eutrofia, dados el tiempo de retención hidráulica del lago o embalse en cuestión, así como su profundidad media.

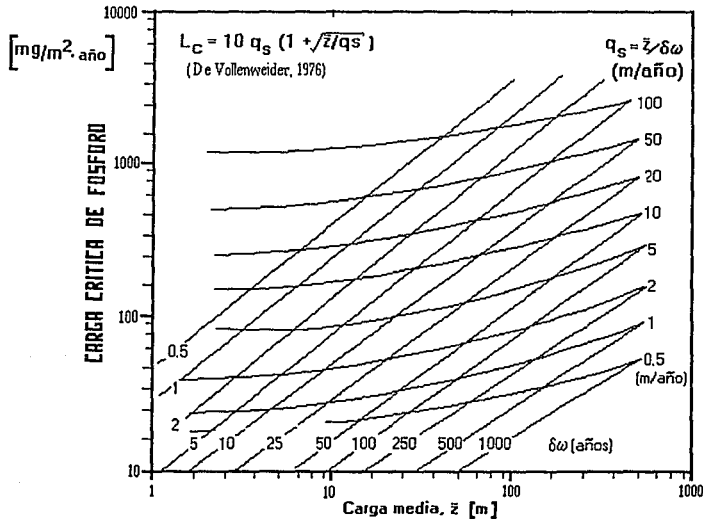


Figura IV-7. Familia de curvas que representan (según Vollenweider) la profundidad media contra la carga crítica de Fósforo.

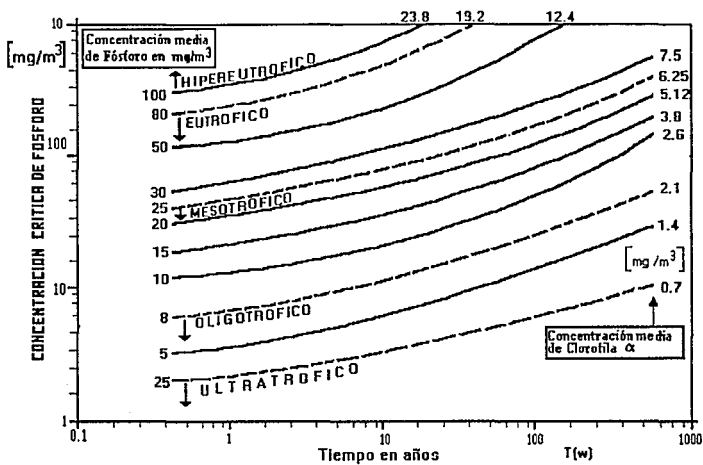


Figura IV-8. Familia de curvas que representan (según Vollenwelder) la concentración de Fósforo en función del tiempo transcurrido, dependiendo de la concentración de Fósforo se puede clasificar el grado de eutrofia.

# CAPITULO V

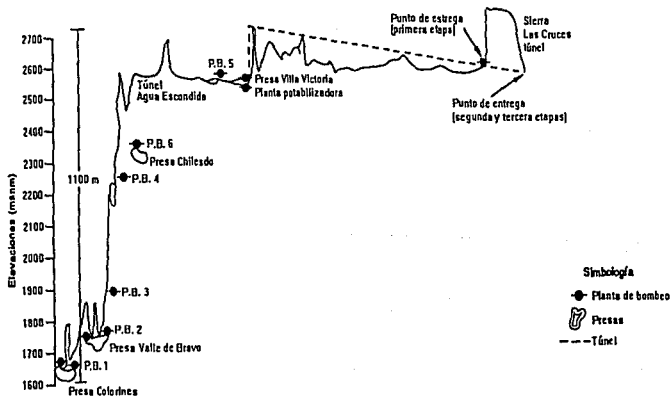
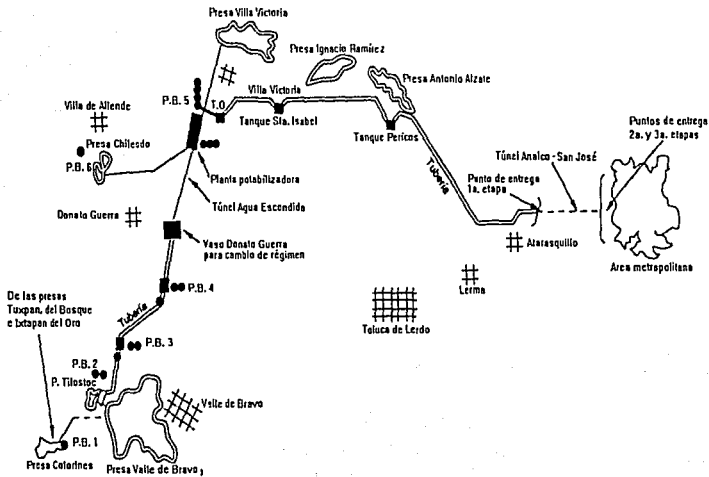
## CASO ESTUDIO: "ESTUDIO DE EUTROFICACIÓN EN LA PRESA VALLE DE BRAVO, MEX."

### V.1 GENERALIDADES.

La presa Valle de Bravo, México, pertenece al sistema Cutzamala, el cual abastece de agua potable a la ciudad de México. El proceso de eutroficación en lagos y embalses abate la calidad del agua, limitando o impidiendo sus usos. En la información recopilada para este capítulo se evalúa la eutroficación de esta presa, a partir de la metodología de muestreo propuesta por Castagnino en 1982, que incluye la medición de parámetros físicos, químicos y biológicos en las aguas de los ríos tributarios, el lago y el efluente, los análisis de sedimentos, la medición de los perfiles de oxígeno disuelto (OD) y la temperatura.

La estimación de la cobertura, la densidad y el crecimiento de lirio acuático se efectuaron según la metodología desarrollada en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), así como su análisis químico. El estado trófico del embalse y sus posibles variantes se determinaron con base en el modelo simplificado para lagos cálidos propuestos por Salas y Limón (1986).

Los resultados muestran que las descargas y el río Amanalco son la principal fuente de contaminación. La presa se clasifica como un lago cálido monomítico de segundo orden, con la termoclina a 8 m en verano, la clorofila *a* un promedio de 29 mg/m<sup>3</sup> y una capa fótica de 5.23 m. Las principales cargas de fósforo (P) provienen del río *Amanalco* (57%) y la descarga *El mercado* (34%), las cuales, al ser controladas, podrían mejorar el embalse, cambiando su estado eutrófico actual a mesotrófico, e incluso, a oligotrófico.



- Simbología**
- Planta de bombeo
  - ☞ Presa
  - Túnel

Figura V-1. Sistema Cutzamala (según Vázquez y Aguirre, 1986, pág. 45)

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 (Figura V-1) contempla un suministro de agua de 10 m<sup>3</sup>/s en tres etapas: la primera proporciona 4 m<sup>3</sup>/s de la presa Villa Victoria y Chilesdo; la segunda capta 7 m<sup>3</sup>/s de la presa Valle de Bravo y la tercera, abastecerá 8 m<sup>3</sup>/s de diversas presas (Anónimo, 1983).

A fin de garantizar un buen suministro es necesario conservar la calidad del agua en las presas involucradas en el SC, para lo cual es indispensable clasificar tróficamente estos cuerpos de agua, con objeto de instrumentar medidas de conservación. De esta forma, se eligió de manera inicial la presa Valle de Bravo, debido a su importancia de captación turística y por presentar problemas de infestación debido a malezas acuáticas.

## V.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, a 19°21'30" latitud norte y 100°11'00" longitud oeste, a 1830 msnm. Capta el agua de una cuenca de 546.9 km<sup>2</sup>, la cual presenta un clima (A) C (W<sub>1</sub>)(W), o sea, templado subhúmedo y semicálido, con una temperatura media anual mayor de 18°C, y la del mes más frío, menor a 18°C, con lluvias en verano, un cociente P/T entre 43.2 y 55.3 y una precipitación invernal entre 5% y 10.2% de la precipitación total anual. Fisográficamente se constituye de lomeríos con mesetas; el suelo dominante es acrisol órtico y 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 (SSP, 1981).

Además del abastecimiento, la presa Valle de Bravo es un centro turístico importante, y significa un recurso vital para la economía de las poblaciones de Valle de Bravo y Avándaro, asentadas junto al embalse. La pesca deportiva y comercial de carpa, tilapia y trucha es un renglón fundamental.

De acuerdo con los datos proporcionados por la Comisión de Aguas del Valle de México, morfológicamente el vaso tiene un volumen de 335 millones de m<sup>3</sup> y cubre un área de 1730 ha; su longitud máxima es de 7.3 km, con un ancho máximo 6.3 km y una profundidad máxima de 35 m. El clima en la presa y las áreas cercanas es (A) C W<sub>2</sub>(W)(i) g semicálido subhúmedo, con una precipitación media anual entre 800 y 1200 mm, una evaporación de 2000 mm y una temperatura media entre 18°C y 22°C. Hidrológicamente, el embalse presenta las siguientes aportaciones en millones de m<sup>3</sup>, de acuerdo con los promedios anuales de 1985 y 1986: lluvia, 14.5; río Amanalco, 90.0; río El Molino, 58.0; río González, 20.3; río Carrizal, 12.1 y río Santa Mónica, 4.2; las extracciones en millones de m<sup>3</sup> son: tomas, 153.8; evaporación, 27.8 y filtración, 21.6.

### V.3 METODOLOGÍA

Se estableció un total de 16 estaciones de muestreo: cinco en el lago, diez en los tributarios (cinco en ríos y cinco en descargas) y una en el efluente (Figura V-2). Las estaciones de los ríos se establecieron en los vertederos construidos para la medición de gasto, a cargo de la Comisión Federal de Electricidad (CFE). La frecuencia del muestreo fue mensual, de febrero a noviembre, con excepción de julio y septiembre, cuando fue quincenal, con el propósito de aumentar la frecuencia en la época de lluvias.

La metodología de muestreo y análisis del agua fue la propuesta por Castagnino (1982), la cual se sintetiza en la Figura V-3 y se describe a continuación.

En cada estación de muestreo se determinaron en campo los siguientes parámetros: temperatura del agua, pH, profundidad del disco de Secchi, profundidad total, condiciones del cielo, olor, burbujas y color del agua. Además, con el auxilio de la botella Van-Dorn, se obtuvieron las mediciones del perfil de temperatura y con la botella muestreadora Winkler, las muestras para la medición del oxígeno disuelto. Las muestras para los perfiles se tomaron a cada dos metros, hasta 0.5 m del fondo, de acuerdo con la profundidad total del cuerpo de agua. Se obtuvieron dos tipos de muestras para los análisis físico y químico: la A, con una manguera que se introducía al doble de la profundidad de la lectura del disco Secchi, y la B, obtenida con la botella Van-Dorn, a un metro arriba del fondo. En ambas muestras se determinaron los siguientes parámetros, de acuerdo con métodos estándar (APHA, 1975):

- pH (potencial hidrógeno),
- turbiedad,
- color,
- DBO (demanda bioquímica de oxígeno),
- DQO (demanda química de oxígeno),
- P-orto (fósforo orto),
- P-total (fósforo total),
- N-orgánico (nitrógeno orgánico),
- $NH_4$  (amoníaco),
- $NO_2$  (nitritos),
- $NO_3$  (nitratos),
- $SO_4$  (sulfatos),
- Dureza total,
- Alcalinidad,
- Conductividad,
- Sólidos suspendidos fijos,
- Sólidos suspendidos volátiles,
- Clorofila *a*.

Esta última, según el método de Lorenzen (1967). La muestra de lodos bentales se obtuvo con una draga Petersen; en estos lodos se determinó la cantidad de materia orgánica. En cada estación se obtuvieron muestras de agua en frascos previamente esterilizados, para el análisis de bacterias de nitrógeno y la cuenta estándar.

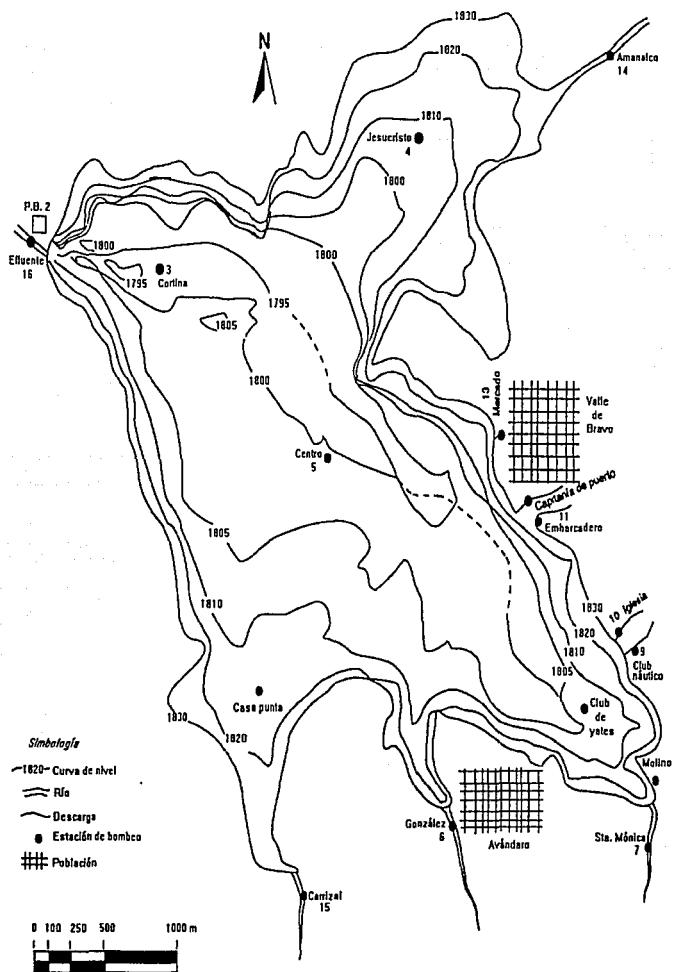


Figura V-2. Estaciones de muestreo en la presa Valle de Bravo, 1987.

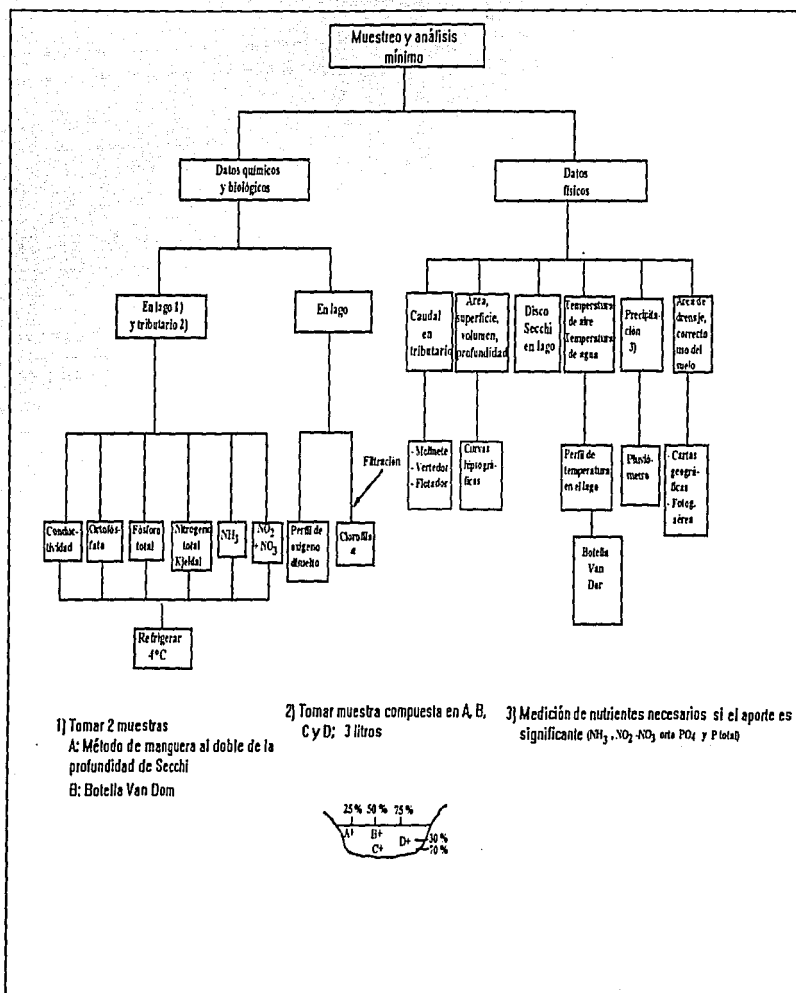


Figura V-3. Metodología de muestreo y análisis mínimos para estudios de eutroficación.



Para las muestras de los tributarios, las descargas de aguas residuales y el efluente, en cada estación se determinaron la temperatura del agua y del ambiente, el pH y el oxígeno disuelto en el campo. Además, se tomó una muestra compuesta (es la que resulta del mezclado de varias muestras simples) para el análisis físico-químico y para determinar los parámetros de pH, turbiedad, DBO, DQO P-orto, P-total, N-orgánico,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ , sulfatos, dureza total, alcalinidad, conductividad, y sólidos. Se realizó la medición del gasto de los escurrimientos usando vertedores, un molinete contrastado, llenado y flotadores, según lo ameritaba el caso. En las descargas se tomaron muestras para analizar las bacterias de nitrógeno y la cuenta estándar.

En adición a lo anterior, en cada muestreo se estimó visualmente la cobertura de lirio acuático en la presa, así como su densidad en  $\text{kg}/\text{m}^2$  en tres sitios del embalse, para lo cual se extrajo la maleza contenida en un marco de madera de  $1 \text{ m}^2$ , se escurrió durante cinco minutos y se pesó con un dinamómetro de  $50 \pm 1 \text{ kg}$ . Durante los muestreos de febrero a agosto se llevaron al laboratorio muestras de 1 kg de lirio completo; 1 kg de cada una de sus partes (hoja, peciolo y raíz), donde se determinó su peso seco, secando a  $105 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 48 horas; el nitrógeno y el fósforo se calcularon mediante los métodos del amarillo de molibdato y Kjeldahl modificado, respectivamente, según Jackson, (1970). Además, en corrales metálicos de  $1 \text{ m}^2$  y  $4 \text{ m}^2$  se midió *in situ* la tasa de crecimiento del lirio.

## V.4 RESULTADOS

### *Análisis físico-químicos del agua*

Los resultados de los análisis físico-químicos por estación de muestreo se presentan en el cuadro V-1, donde es notable la mala calidad de las cinco descargas y los ríos Amanalco, Santa Mónica y Carrizal, debido a sus altas concentraciones de materia orgánica, nutrientes y sales minerales en las descargas. En el embalse (lago), cabe resaltar la buena mineralización de los compuestos orgánicos y, por ende, la buena calidad del agua, con excepción de los rubros de color y turbiedad, que se reflejan en las bajas transparencias. El agua del efluente muestra una remoción del embalse del 40 %, medida como DQO, y una exportación de nitrógeno mayor a la concentración promedio del lago, en forma de nitrógeno amoniacal, por el bajo oxígeno disuelto encontrado en este punto.

Los promedios anuales del análisis físico-químico en las cinco estaciones del lago y la comparación de las muestras A (superficial) y (profunda) se muestran en el cuadro V-2. Con esto se corroboró la buena calidad del agua del embalse, ya que los valores encontrados no rebasan los límites establecidos por la legislación mexicana para fuentes de abastecimiento de agua potable, excepto en cuanto al color y la turbiedad, que originan una transparencia promedio baja, de 1.84m. De acuerdo con ambas muestras, se pudo considerar una columna de agua mezclada, detectándose los efectos de una estratificación en el oxígeno disuelto (OD), turbiedad, color, pH, nitrógeno y sólidos suspendidos en verano.

Estación	Lago						Riás				Descargas		Riá Tema				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
<b>Parámetro</b>	<b>Conde viva</b>	<b>Conde muerto</b>	<b>Conde total</b>	<b>OD mg/l</b>	<b>OD<sub>5</sub></b>	<b>OD<sub>20</sub></b>	<b>T<sub>16</sub> Celsius</b>	<b>M<sub>16</sub> %</b>	<b>Con vivo</b>	<b>M<sub>16</sub> %</b>	<b>Con muerto</b>	<b>Con total</b>	<b>Con vivo</b>	<b>Con muerto</b>	<b>Con total</b>	<b>Con vivo</b>	<b>Con muerto</b>
Temperatura Ambiente °C	20.1	22.2	22.0	23.5	23.1	19.4	20.1	19.1	20.2	21.1	23.3	22.8	21.4	19.2	20	21.2	21.2
Temperatura del agua °C	20.6	20.8	21.0	23.4	23.1	16.3	16.3	18.1	19.3	19.1	19.3	20.1	19.3	20.1	19.0	16.9	23.4
OD 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	3.0	7.2	7.7	7.7	7.6
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	7.0
Transparencia (Secchi) m	1.5	1.89	2.15	1.7	1.85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbididad (UTZ)	75	10.2	8.7	8.9	9.5	9.8	7.6	11.6	24.1	18.6	27.8	19.3	50.1	23.8	30.7	10.0	10.0
Color (pt/Co)	18.0	11.0	23.0	43.0	30.0	28.0	79.0	28.0	31.0	35.0	30.0	21.0	71.0	40.0	85.0	23.0	23.0
DBO mg/l	3.0	1.0	2.0	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	5.0	7.0	4.0	11.0	6.0	1.0	2.0	2.0
DCO mg/l	13.0	9.0	18.0	14.0	14.0	15.0	16.0	17.0	21.0	4.0	55.0	41.0	96.0	40.0	18.0	13.0	13.0
P. org mg/l	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.56	0.66	0.57	1.28	0.03	0.01	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	0.01
N. org mg/l	0.08	0.16	0.46	0.43	0.47	0.22	0.65	0.26	0.66	1.28	2.68	0.81	5.02	1.15	0.08	0.44	0.44
NH <sub>4</sub> mg/l	0.07	0.12	0.12	0.14	0.19	0.02	0.02	0.01	0.05	0.162	2.378	1.78	3.14	0.18	0.05	0.29	0.29
NO <sub>3</sub> mg/l	0.037	0.034	0.026	0.017	0.18	0.376	0.165	0.22	2.19	0.180	0.208	1.39	0.474	0.58	0.19	0.06	0.06
NO <sub>2</sub> mg/l	0.016	0.018	0.018	0.018	0.018	0.025	0.027	0.05	0.01	0.105	0.104	0.22	0.077	0.03	0.02	0.01	0.01
SO <sub>4</sub> mg/l	3	2	2	3	3	2	2	3	7	9	9	9	5	5	5	3	3
Dureza total (CaCO <sub>3</sub> ) mg/l	68	68	66	68	66	56	61	61	80	82	84	95	103	72	57	72	72
Alcalinidad mg/l	77	67	68	66	67	47	51	60	75	86	77	88	90	71	46	74	74
Conductividad a 25°C µmhos/cm	133	137	144	141	142	85	86	78	212	240	259	232	290	170	189	190	190
SSF mg/l	18	6	10	20	15	17	32	19	109	152	30	63	655	62	44	14	14
SSV mg/l	9	5	6	7	7	9	10	11	16	26	22	12	110	12	9	6	6

\* Promedio anual de muestras A y B (superficie y fondo)

Cuadro V-1. Análisis físico-químicos por estación de muestreo en el lago y tributarios (promedio anual), Valle de Bravo, México.

PARAMETRO	Unidad	Lago				Muestra A			Muestra B			
		Promedio	Dev. Std.	Ambito	Ambito	Promedio	Dev. Std.	Ambito	Promedio	Dev. Std.	Ambito	
Temp. Amb	°C	22.400	± 1.300	16.000	26.00	-	-	-	-	-	-	
Temp. del agua	°C	21.000	± 2.000	19.000	26.00	22.500	± 1.90	19.00	25.00	19.80	± 1.80	23.5
Transparencia	m	1.940	± 0.350	0.900	2.700	-	-	-	-	-	-	
OD	mg/l	6.900	± 0.900	3.000	8.900	9.100	± 1.30	3.00	9.10	3.80	± 1.6	8.0
pH	-	7.100	± 0.800	6.000	8.100	7.800	± 0.80	6.00	8.10	6.90	± 0.5	6.50
Turbididad	ppm/SiO <sub>2</sub>	9.200	± 3.700	1.500	38.00	8.100	± 3.10	1.50	38.00	10.3	± 3.7	1.5
Color	Pt. Co	26.000	± 35.00	0.000	250.0	9.000	± 6.00	0.0	50.00	42.0	± 35.0	0.0
DBO	mg/l	2.000	± 1.800	<1.00	10.00	2.000	± 0.60	<1.00	10.00	2.00	± 1.4	<1.0
DCO	mg/l	14.000	± 11.000	<5.00	60.00	15.000	± 1.10	<5.00	90.00	13.00	± 8.0	<5.0
P. org	mg/l	<0.010	-	0.100	-	<0.010	-	<0.01	-	<0.01	-	<0.01
P. total	mg/l	<0.010	-	<0.010	0.16	<0.010	-	<0.01	0.14	<0.01	-	<0.01
N. org	mg/l	0.160	± 0.290	0.040	1.96	0.840	± 0.21	0.06	1.96	3.46	± 2.20	0.06
NH <sub>4</sub>	mg/l	0.180	± 0.040	<0.05	1.68	0.110	± 0.34	<0.05	1.43	0.20	± 0.38	<0.05
NO <sub>3</sub>	mg/l	0.014	± 0.039	<0.01	0.233	0.035	± 0.02	<0.01	1.17	0.09	± 0.05	0.01
NO <sub>2</sub>	mg/l	0.016	± 0.031	<0.01	0.116	0.019	± 0.029	<0.01	1.09	0.07	± 0.02	0.01
SO <sub>4</sub>	mg/l	2.900	± 1.800	1.000	6.000	2.900	± 1.00	1.00	5.90	2.90	± 1.0	1.0
Dureza total	mg/l	67.000	± 15.00	29.00	115.0	66.000	± 15.0	29.00	103.0	67.00	± 14.0	41.0
Alcalinidad	mg/l	68.000	± 6.000	43.00	92.000	68.000	± 6.00	57.00	92.000	67.00	± 6.00	43.0
Conductividad	µmhos/cm	142.00	± 15.00	117.0	218.0	142.00	± 14.00	119.00	218.0	141.00	± 15.00	117.0
SSF	mg/l	15.000	± 16.000	0.000	101.0	10.000	± 9.000	0.000	44.000	20.00	± 16.000	0.000
SSV	mg/l	7.000	± 3.000	0.000	25.00	6.000	± 2.000	0.000	14.000	8.000	± 3.000	0.000

Nota: Se dan los promedios anuales de las estaciones en el lago

Muestra A- Superficial

Muestra B- Fondo

Cuadro V-2. Análisis físico-químicos de la presa Valle de Bravo, Edo. de México.

**Perfiles de temperatura y de oxígeno disuelto**

En la Figura V-4 se observan los perfiles de temperatura y OD obtenidos en la estación 3 (cortina), y se puede apreciar la homogeneización de estos parámetros por mezclar, en invierno, y la estratificación del lago en verano por la formación de una termoclina y oxiclina en 8 m de profundidad; el epilimnio, con un volumen de  $125 \times 10^6 \text{ m}^3$  se diferencia del hipolimnio, con uno de  $210 \times 10^6 \text{ m}^3$  y un OD menor a  $2 \text{ mg/l}$ , sin llegar a la anoxia (aeración insuficiente).

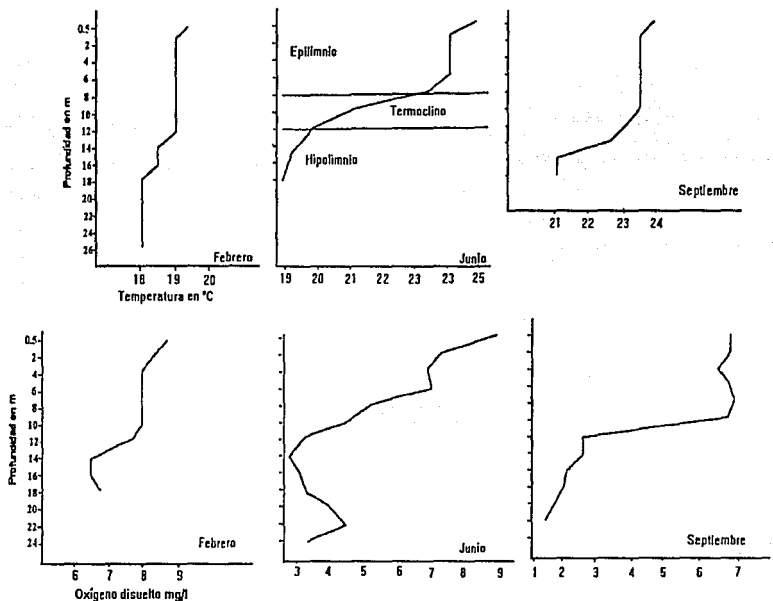


Figura V-4. Perfiles de temperatura y oxígeno disuelto para la presa Valle de Bravo, México, 1987

### Análisis de la clorofila *a*

La concentración máxima de clorofila *a* en el embalse fue de 52.8 mg/m<sup>3</sup> (febrero, estación 2) y una mínima de 10.5 mg/m<sup>3</sup> (julio, estación 3). En el promedio anual por estación de muestreo no hubo diferencias significativas. El promedio anual fue de 29.2 mg/m<sup>3</sup> (cuadro V-3). La profundidad eufótica media del lago es de 5.2 m y la mínima, de 3.4 m, calculadas según Vollenweider (Salas y Limón, 1986). De estos datos se deduce que el epilimnio (8.0 m) sólo fotosintetiza como máximo el 6.5%, ya que la luz es un factor limitante.

Estación						
Mes	1 Club de Yates	2 Casa-Punta	3 Cortina	4 Jesucristo	5 Centro	PROMEDIO
Febreo	43.4	52.8	43.4	51.6	37.8	45.5
Marzo	31.8	22.1	37.4	28.4	24.3	28.8
Abril	31.8	28.8	26.2	27.7	26.2	28.1
Mayo	22.8	32.2	38.2	39.3	38.9	34.3
Junio	34.1	22.1	34.4	-	22.5	28.3
Julio	39.3	17.6	32.2	30.3	33.3	30.5
Julio	-	12.0	10.5	12.0	21.0	13.9
Septiembre	19.1	19.5	23.2	18.7	31.1	22.3
Septiembre	32.2	13.1	17.2	26.2	47.2	27.2
PROMEDIO	31.8	24.5	29.2	29.3	31.4	Anual 29.2

Cuadro V-3. Concentración de clorofila *a* en mg/m<sup>3</sup>, Valle de Bravo, 1987.

### Bacteriología

Las bacterias del nitrógeno y la cuenta estándar se encuentran en el sistema como sigue:

	Fijadores de N UFC/100 (ml)	Amonificante NMP/100 (ml)	Nitrificante NMP/100 (ml)	Desnitrificantes NMP/100 (ml)	Cta. estándar UFC/100 (ml)
Descargas	600	38 x 10 <sup>6</sup>	4136	476 x 10 <sup>3</sup>	15 x 10 <sup>3</sup>
Lago	450	3 x 10 <sup>6</sup>	1423	20 x 10 <sup>3</sup>	9 x 10 <sup>3</sup>
Efluente	1098	15 x 10 <sup>6</sup>	509	3 x 10 <sup>3</sup>	20 x 10 <sup>3</sup>

### Lirio acuático

Esta planta vascular acuática en la presa presenta su mayor cobertura en la época de secas y la menor, durante las lluvias. Existe una correspondencia entre el nivel de agua de la presa, la cobertura y la densidad; a mayor nivel, mayor cobertura y menor densidad; a menor nivel, menor cobertura y mayor densidad. Por esto, la mayor densidad de lirio detectada ( $67 \text{ kg/m}^2$ ) no corresponde a la mayor biomasa calculada, sino a la menor. La mayor biomasa de lirio en la presa ocurre en el mes de marzo, con 121 800 ton, correspondientes a la mayor cobertura detectada. En el cuadro V-4, aparecen los cambios en la biomasa del lirio, con coberturas que van del 2% al 25% del área total de la presa y densidades de  $17 \text{ kg/m}^2$  a  $67 \text{ kg/m}^2$ , lo que da una biomasa promedio de 50 000 ton. Al norte del embalse se encuentra la mayoría de la biomasa del lirio, en tanto que el resto se distribuye de manera homogénea en la presa. Los vientos dominantes del noroeste originan oleajes fuertes. Estos dos factores podrían ser limitantes para el lirio, debido a la fuerte influencia en su distribución.

El análisis químico del lirio reveló los siguientes promedios anuales: humedad, 94.9%; fósforo (peso seco), 0.086% y nitrógeno (peso seco), 1.479%. Los resultados del análisis químico de la planta completa en comparación con la sumatoria de sus partes (pecíolo, hojas, raíz), fueron similares, encontrándose una correlación de 0.8.

La tasa de crecimiento del lirio acuático en la presa Valle de Bravo, medida en los corrales, fue calculada de acuerdo con Romero, *et al.*, (1988) y con los siguientes datos;

Fecha	Tiempo (días)	N(Kg/m <sup>2</sup> ) <sup>*</sup>
8-oct-87	0	1
9-nov-87	31	1.819
10-dic-87	62	2.175

\* Promedio de cuatro mediciones, N = densidad de la planta.

Dicha tasa resultó de  $0.052 \text{ día}^{-1}$  para el otoño, con una capacidad de carga de  $2.287 \text{ kg/m}^2$ . Los lodos bentales en el embalse tienen un promedio de 14% de materia orgánica.

Mes	Densidad kg/m <sup>3</sup> (peso húmedo)	Cobertura (%)	Superficie del embalse (ha)	Biomasa Total de lirio (ton)
Febrero	17	20	1770	59500
Marzo	28	25	1740	121800
Abril	38	10	1720	65360
Mayo	45	5	1690	38025
Junio	40	5	1680	33600
Julio	59	5	1680	49560
Julio	67	2	1680	22512
Agosto	39	5	1710	33345
Septiembre	28	5	1730	24220
Septiembre	21	15	1740	54810
			Promedio	50271

Cuadro V-4. Biomasa del lirio acuático en la presa Valle de Bravo, 1987.

### Cargas de P y N al embalse

Las cargas de fósforo  $L(P)$  y nitrógeno  $L(N)$  debidas a los tributarios al embalse, y su obtención, se muestran en el cuadro V-5, donde  $L(P) = 46.761$  ton/año y  $L(N) = 277.423$  ton/año. De estos datos se deduce que las principales fuentes de contaminación, de acuerdo con la carga de nutrientes, están representadas por el río Amanalco, con el 57% de  $P$  y 58% de  $N$  y la descarga El mercado, con 34% de  $P$  y 19.5 de  $N$ , lo que significa que entre los dos aportan el 91% de  $P$  y el 77.5% de  $N$  a la presa. A excepción del río el Molino con 10.8% de  $N$  y la descarga Embarcadero, con 4.3% de  $P$ , el resto de los tributarios resultan con aportes menores al 2% de  $P$  y 3.5% de  $N$ .

### Balance de P y N

A partir de los resultados, las descargas de  $P$  y  $N$  en ton/año, para cada uno de los componentes del sistema son:

	P	N	N:P
Embalse	<3.350	305.020	
Tributarios	46.761	273.423	6:1
Efluente	<1.538	84.683	
Lirio	2.205	37.922	
Clorofila <i>a</i>	9.782	88.038	

Para realizar el balance de  $P$  es necesario considerar lo siguiente:

- Carga de  $P$  por tributarios =  $P$  en embalse +  $P$  en lirio +  $P$  en fitoplancton -  $P$  en efluente -  $P_s$  (pérdida de fósforo a sedimentos).
- $$\frac{L(N)}{L(P)} = \frac{277.423}{46.761} = 6 < 9$$
- No se tiene el dato exacto de las cargas de fósforo en el embalse y en el efluente, por lo que se busca la carga equivalente de  $P$ , de acuerdo con una proporción  $N:P$  de 9:1 (propuesta por Vollenweider para los lagos cálidos, Salas 1983) basada en el balance de  $N$  y, finalmente, se calcula por diferencia la  $P_s$ . Por lo tanto, el balance de  $N$  es:

$$277.423 = 205.02 + 37.922 + 88.038 - 84.683 - N_s$$

$$N_s = -31.126 \text{ ton/año}$$

(pérdida de  $N$  a sedimentos).

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

$$P_s = \frac{-31.126}{9} = 3.458 \text{ ton/año}$$

El signo negativo indica una sedimentación de este nutriente y no una aportación de los sedimentos al embalse, por lo tanto, éste no se encuentra en equilibrio dinámico, sino que está experimentando acumulación.

### Clasificación trófica

Considerando el modelo propuesto por Salas (Salas y Limón, 1986) para evaluar la eutroficación en lagos cálidos, el cual es:

$$P\lambda = \frac{L(P)}{z} T_w^8 \quad (1)$$

donde:

$P\lambda$  = concentración de  $P$  en el embalse, mg  $P/m^3$  (mg de fósforo por  $m^3$ )

$L(P)$  = carga superficial de  $P$ , mg  $P/m^2/año$

$z$  = profundidad media, 19.4 m (volumen/superficie)

$T_w$  = tiempo de retención, 2.18 años (volumen/gasto del efluente al año)

De acuerdo con el balance de  $P$  y  $N$ , la carga equivalente de  $P$  en los tributarios es:

$$L(P) = \frac{277.43}{9} = 30.83 \text{ ton p/año}$$

Considerando el área del embalse ( $17.3 \times 10^6 \text{ m}^2$ ), la carga superficial de  $P$  es:

$$L(P) = \frac{L(P)}{A} = 1780 \text{ ton p/m}^2/\text{año}$$

La concentración esperada en el embalse, de acuerdo con (1) es:

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

En la Figura V-5, se reproduce la gráfica de Salas (1986) de la clasificación trófica de lagos cálidos, en la cual, la presa Valle de Bravo, con  $L(P)/z = 0.092 \text{ g p/m}^3/\text{año}$  y  $T_{iv} = 2.18$  años, la ubica como un embalse eutrófico.

Como se observa, la concentración calculada ( $57 \text{ mg P/m}^3$ ) es superior a la medida en el embalse ( $10 \text{ mg P/m}^3$ ). Esto sugiere que el sistema no se encuentra en estado permanente, ya que la biomasa de fitoplancton, lirio acuático y sedimentos almacenan  $P$ , que es el factor limitante del sistema, por lo que el embalse no está en un equilibrio dinámico, sino acumulando  $P$ . Esto implica un aumento del nivel trófico y un deterioro si no se toman medidas al respecto.

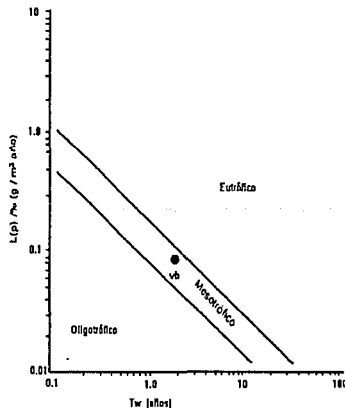


Figura V-5. Estimación de la clasificación trófica para el embalse Valle de Bravo, México 1987.



Tributarios (Ríos)	Q m <sup>3</sup> /s	Q 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /s	P-total mg/l	Carga de P Ton/año	(%)	N-total mg/l	Carga de N Ton/año	(%)
Amaniacó	2.891	89.891	0.295	26.518	(57%)	1.800	161.840	(57%)
Molino	1.860	57.653	0.014	0.810	(2%)	0.518	29.968	(2%)
Sta. Mónica	0.134	4.152	0.064	0.266	(0.69%)	0.742	3.060	(0.69%)
González	0.652	20.280	0.011	0.220	(0.5%)	0.487	9.875	(0.5%)
Carriçal	0.389	12.084	0.010	0.121	(0.3%)		9.379	(0.3%)
<b>Total</b>		<b>184.260</b>		<b>27.935</b>	<b>(60%)</b>		<b>214.143</b>	<b>(77%)</b>
<b>Effluente</b>	<b>4.944</b>	<b>153.773</b>	<b>&lt; 0.01</b>	<b>1.538</b>		<b>0.551</b>	<b>84.683</b>	

Balance hidráulico de la presa Valle de Bravo, México, 1978 (en 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /año)			
Concepto	Entradas	Concepto	Salidas
Tributarios <sup>1</sup>	196.656	Toma <sup>1</sup>	153.773
Lluvias <sup>2</sup>	14.5	Evaporación <sup>3</sup>	29.8
		Infiltración y otros <sup>3</sup>	27.583
	<b>211.156</b>		<b>211.156</b>

<sup>1</sup> Con base en los Q promedios para 1987.<sup>2</sup> Con base en el promedio de 1985 y 1986.<sup>3</sup> Calculado por diferencia.

Cuadro V-5a Cargas de P y N tributarios de ríos a la presa Valle de Bravo, Méx., 1987 y balance hidráulico y de nutrientes.

Tributarios (Descargas)	Q m <sup>3</sup> /s	Q 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /s	P-total mg/l	Carga de P Ton/año	(%)	N-total mg/l	Carga de N Ton/año	(%)
Mercado	0.258	8.020	1.999	16.032	(34%)	6.733	54.003	(19.5%)
Embarcadero	0.046	1.444	1.379	1.991	(4.3%)	3.963	5.722	(2.1%)
Capitanía del puerto	0.016	0.512	0.771	0.387	(0.8%)	2.701	1.396	(0.5%)
Club Náutico	0.074	2.297	0.121	0.277	(0.6%)	0.816	1.874	(0.7%)
Iglesia	0.004	0.133	1.041	0.139	(0.3%)	2.144	0.285	(0.1%)
<b>Total</b>		<b>12.396</b>		<b>18.826</b>	<b>(40%)</b>		<b>63.280</b>	<b>(23%)</b>

Q = gasto promedio de 1985 - 1986

Balance de P y N en la presa Valle de Bravo, México, 1987			
Concepto	Carga de P en Ton/año	Ton/año	N-P
Cargas por tributarios	46.761	277.423	6:1
Effluente	<1.538	84.683	55:1
Lirio acuático	2.205	37.922	17:1
Clorofila a, asedimentos y otros	1.100	9.900	5:1

<sup>1</sup> Con base en 2564 Ton (5.1% de peso seco en 50271 ton de biomasa promedio de lirio) por 1476% de N y 0.096% de P.

Cuadro V-5b. Cargas de P y N tributarios de descargas a la presa Valle de Bravo, Méx., 1987 y balance hidráulico y de nutrientes.

### Aproximaciones de solución

Suponiendo que se desee lograr una  $P\lambda = 20 \text{ mg } P/m^3$  en el embalse, la carga necesaria para lograr esto sería de  $624 \text{ mg } P/m^2/\text{año}$  y, de acuerdo con la superficie del embalse, esto equivale a una  $L(P)$  de  $10.88 \text{ ton/año}$  de  $P$  equivalente, o sea,  $97.2 \text{ ton } P/\text{año}$  actuales, lo que corresponde a una reducción del 65%.

Si teóricamente se elimina el total de las descargas al embalse (lo cual es posible en la realidad), la  $L(P)$  sería de  $27.935 \text{ ton } P/\text{año}$ , provenientes de los cinco ríos, lo que daría una reducción del 40% de la carga actual. De acuerdo con la ecuación (1),  $P\lambda$  sería de  $44 \text{ mg } P/m$ , lo que significaría una leve mejoría del embalse, ya que pasaría al estado mesotrófico.

Ahora bien, si se considera la eliminación de las dos descargas más contaminantes, "Mercado" y "Embarcadero", que aportan el 38% del total de  $P$  y además, el control del río Amanalco, que aporta el 57%, se lograría una reducción aproximada del 95% de  $P$  resultando en una  $P\lambda = 13 \text{ mg } P/m$ , lo que daría posibilidades de que el nivel trófico descendiera hasta oligotrófico, que es lo deseable. La remoción del lirio acuático del embalse implicaría el control de 4% del total de  $P$ .

### V.5 Discusión

Las características físico-químicas del agua de Valle de Bravo permiten zonificar al embalse en cinco regiones: cortina, centro y tres más que coinciden con su morfología y la influencia de los ríos Amanalco, Carrizal y Molino, González y Santa Mónica.

La cantidad de partículas suspendidas, detectadas por turbiedad, es adecuada para la protección de la vida acuática, pero elevadas para las cinco unidades máximas requeridas para el agua potable, lo que implica un aumento en los costos del tratamiento (coagulación, sedimentación y filtración). La gran erosión en la cuenca de la presa se manifiesta claramente en la época de avenidas, cuando se presentan valores de turbiedad mayores de 1500 unidades en algunos tributarios.

La materia orgánica en el sistema de lagos y tributarios, medida como  $DBO_5$ , se encuentra en el límite permisible propuesto por Arrignon (1979), para la protección de la vida acuática ( $6.0 \text{ mg/l}$ ), no así la  $DQO$ , que en todas las estaciones fue mayor. La  $DBO_5$ , determina la poción carbonosa de la materia orgánica, esto indica que en Valle de Bravo está constituida básicamente por materia nitrogenada, lo que se corroboró por la dinámica de las bacterias del nitrógeno y al comparar la  $DBO_5$  con la  $DQO$ . Considerando que la  $DBO_5 \approx DQO$  (Sotelo, 1978), entonces en el sistema se presenta una fuerte nitrificación, ya que los valores de  $DQO$  son hasta 20 veces mayores a los de  $DBO_5$ .

El  $P$  en la presa es el factor que la limita en su productividad biológica; su asimilación instantánea por el fitoplancton y el lirio ocasiona valores  $< 0.01 \text{ mg/l}$  durante casi todo el año. El  $N$  no varía grandemente en los tributarios ni en el lago, pero en el efluente, casi se duplican.

La mineralización del  $N$  orgánico se favorece por las cuentas altas de bacterias amonificantes y nitrificantes. La desnitrificación se lleva a cabo en el orden de  $10^3$ . La eficiencia de la remoción bacteriológica de la presa parece ser baja, e incluso se detecta una acumulación de bacterias, ya que por el efluente salen hasta 20 veces más bacterias, contabilizadas como cuenta estándar en UFC/100 ml, que es la suma de las descargas.

Los sulfatos son escasos tanto en los tributarios como en el embalse, pero juegan un papel importante como fuente de oxígeno (al igual que los nitratos ( $NO_3$ )) en el fondo del lago, durante los meses de estratificación, cuando se abate el oxígeno disuelto (OD), otorgando al agua un olor típico a sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ), que se forma favorecido por su bajo pH.

La temperatura promedio anual en el embalse, de  $15^\circ\text{C}$ , permite clasificarlo como cálido, y de acuerdo con sus perfiles de OD y temperatura, como monomóctico de segundo orden. Su transparencia de  $1.84 \pm 0.35$  m indica la posibilidad de que se trate de un embalse eutrófico, según Vollenweider (1983) Figura V-6.

Por la experiencia en la zona, las mediciones realizadas y la comunicación con los lugareños, parece que la biomasa promedio del lirio en la presa no ha cambiado en varios años, lo que se atribuye a la fuerte influencia del viento, a los cambios en el nivel del agua, a la extracción mecánica de tres máquinas cosechadoras propiedad de la CAVM (SARH) y a la extracción manual por parte de la Cooperativa de Lancharos de Valle de Bravo.

La aplicación del modelo desarrollado por Salas (1983) para evaluar la eutroficación en lagos cálidos, revela que la presa Valle de Bravo es eutrófica cercana a mesotrófica, de lo que se deducen las pautas de solución y conservación del sistema. Con esto se demuestra la utilidad de los modelos simplificados como una herramienta valiosa. Pero conviene mencionar que las particularidades de cada sistema en estudio pueden presentar limitaciones en su aplicación; en el caso de Valle de Bravo, la utilización de las cargas equivalentes de  $P$  en relación al  $N$ , puede ser una de ellas; esto se debe a la imposibilidad de utilizar valores menores al nivel de detección de la técnica analítica utilizada.

En el balance de nutrientes no se considera la carga de  $P$  y  $N$  contenida en malezas acuáticas como es el lirio acuático. Por lo tanto, el modelo es susceptible de complementarse.

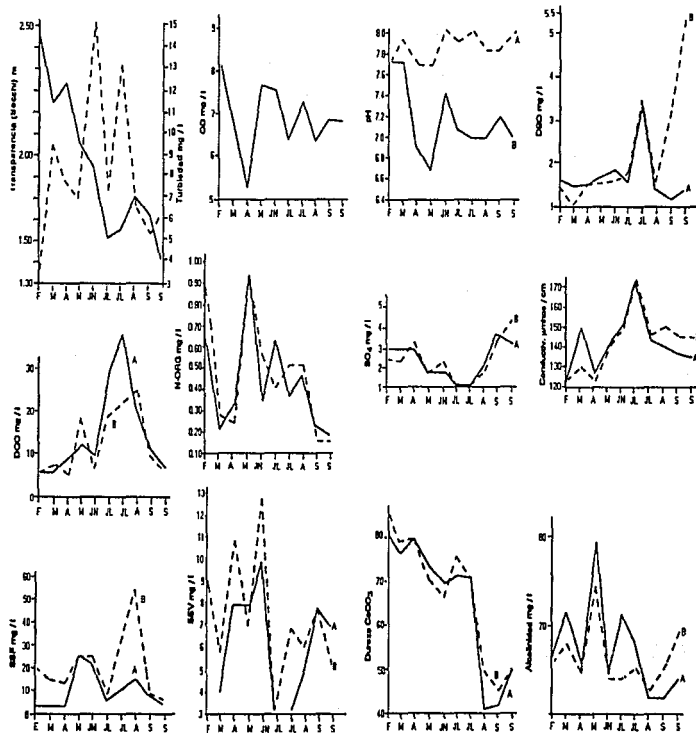


Figura V-6. Variaciones mensuales de parámetros físicos y químicos del embalse Valle de Bravo, México (1987).

---

## V.6 Conclusiones.

- ◆ En el sistema Valle de Bravo, la materia orgánica está constituida por materia nitrogenada.
- ◆ En términos físico-químicos, todas las descargas y los ríos "Amanalco" y "Carrizal" son las principales fuentes de contaminación al embalse.
- ◆ El embalse Valle de Bravo se clasifican como un lago cálido monomítico de segundo orden, con la formación de termoclina a 8 m, con estratificación en verano y oxígeno disuelto en el hipolimnio cercano a 2 mg/l.
- ◆ La biomasa fitoplanctónica de 29.2 mg/m<sup>3</sup> de clorofila., promedio anual, permite una capa fótica promedio de 5.23 m, siendo la luz un factor limitante.
- ◆ En la presa hay acumulación de bacterias debido a las descargas de Fósforo (P) y principalmente de Nitrógeno (N).
- ◆ La biomasa de lirio acuático parece estar limitada a 50,000 toneladas promedio, por la acción del viento, la cosecha mecánica y la disponibilidad de nutrientes por competencia con el fitoplancton.
- ◆ La tasa de crecimiento del lirio en Valle de Bravo es de 0.052 días en otoño y su capacidad de carga (K), de 2.29 kg/m<sup>2</sup>.
- ◆ Las principales cargas de P son aportadas por el río "Amanalco" (57%) y la descarga "El Mercado" (34%).
- ◆ De acuerdo con el estudio realizado en el vaso, Valle de Bravo se clasifica como **eutrófico**.
- ◆ Al eliminar todas las descargas a Valle de Bravo, el embalse pasaría a ser **mesotrófico**.
- ◆ La eliminación de la descarga "El Mercado" y control de la contaminación en el río "Amanalco", parecen ser la mejor solución al problema trófico de Valle de Bravo.

---

## V.7 Recomendaciones

- ◆ Evitar la entrada al embalse de la descarga de aguas residuales denominada "El Mercado".
- ◆ Efectuar un programa de control de descargas al río "Amanalco", ya que ésta es la principal fuente de contaminación en Valle de Bravo.
- ◆ Realizar la destrucción o extracción del lirio acuático presente en la presa.
- ◆ Mantener, en la medida de lo posible, cierta biomasa de lirio en la influencia de las descargas y ríos al embalse, debido a sus propiedades de absorción, que funcionan como sistemas de tratamiento.
- ◆ Realizar un manejo de la cuenca, principalmente en el control de la erosión por reforestación, haciendo énfasis en la subcuenca del río "Amanalco", para disminuir la gran cantidad de sólidos que acarrea.

## CAPITULO VI

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En la mayoría de los casos de eutroficación, obtenidas en los lagos templados, el fósforo es el nutriente de mayor influencia. Sin embargo, esta situación puede no aplicarse a los lagos tropicales en general. Para muchos (aunque no todos) de los lagos tropicales, es más importante el nitrógeno que el fósforo como elemento limitante de la tasa de producción con base en las proporciones de concentración.

La respuesta de los lagos/depósitos a la desviación de las aguas de desecho o al tratamiento avanzado de aguas residuales ha variado, de aquélla en la que la concentración de fósforo se podría predecir con facilidad utilizando un modelo tipo Vollenweider, con un cambio proporcional en el estado trófico, como lo indican la bio masa algal y la transparencia Secchi.

La meta es reducir la concentración de fósforo en el lago, y los estudios de distintos casos muestran que de hecho puede esperarse que esto suceda. La calidad de algún lago, en términos de la biomasa algal y la transparencia, es una función de la concentración de fósforo en un equilibrio absoluto del lago, más no del cambio proporcional en la concentración. Si la concentración de fósforo del lago no alcanza los niveles límite, entonces no se pueden esperar recuperaciones en la calidad después de la desviación o del tratamiento avanzado de aguas de desecho.

La media de fósforo en verano tiene más significado para la calidad del lago en la zona templada que las medias anuales. Si la producción interna proviene del sedimento, ya sea no estratificado térmicamente y *óxico* (suficiente reaereación) o estratificado y *anóxico* (insuficiente reaereación), continúa después de una reducción de la producción externa y el contenido de equilibrio de fósforo en verano es todavía muy alto, no se daría una mejor calidad. Sin embargo, existe evidencia de que la producción interna puede disminuir eventualmente, en cuyo caso, la calidad del lago mejoraría. Hay evidencia de que la producción interna puede aumentar antes de disminuir pero desafortunadamente, aún no se puede predecir tal comportamiento a largo

plazo.

Por lo que se sabe sobre la producción interna y la respuesta de los lagos, se cree que la liberación de fósforo del sedimento disminuirá, de tal manera que una opción después de una reducción en la producción externa, es esperar que la ruta de fósforo del lago sea satisfactoria para las personas que utilizan el lago. Se debe garantizar la mejoría en la calidad del lago y se espera que el fósforo lacustre no alcance un nivel de limitante algal, asumiendo que la velocidad de liberación permanece constante, entonces podría implantarse una técnica de tratamiento en el lago para controlar la descarga proveniente del sedimento poco después que los controles externos estén colocados.

A continuación se presentan los parámetros límites (Cuadro VI-1), que se usan para determinar el estado trófico de los lagos, principalmente de los templados y que contemplan factores como: el índice de estado trófico (IET), los modelos complejos multiparamétricos, las aproximaciones que relacionan la entrada de fósforo en un cuerpo de agua con sus propiedades morfológicas y el balance de masas.

Fósforo total mg/m <sup>3</sup>	Clorofila <i>a</i> mg/m <sup>3</sup>	Prof. Secchi m	% de Sat. de O <sub>2</sub> en el Hipolimnio	Referencias
<b>Para lagos Oligotrófico</b>				
< 10	< 7	> 3.7	> 80	EPA-NES, 1974
0.75-6	0.04-0.94	8-64	-	Carlson, 1977
-	0.3-2.5	-	-	Sakamoto, 1968
-	< 4	-	-	NAS, 1972
-	<4.3	-	-	Dobson, 1974
x máx	x mín	x mín	-	-
≤ 10	25 ≤ 8.0	≥ 6.0 ≥ 3.0	-	Vollenweider, 1983
<b>Para lagos Mesotróficos</b>				
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, 1968
-	4-10	-	-	NAS, 1972
-	4.3-8.8	-	-	Dobson, 1974
x máx	x mín	x mín	-	-
10-35	2.5-8 8.25	3.6 1.5-3	-	Vollenweider, 1983
<b>Para lagos Eutrófico</b>				
> 20	> 12	< 2	< 10	EPA-NES, 1974
48-768	20-1.183	0.062-1	-	Carlson, 1977
-	5-180	-	-	Sakamoto, 1968
-	-	-	-	NAS, 1972
-	> 8.8	-	-	Dobson, 1974
x máx	x mín	x mín	-	-
≥ 35-100	18-25 25-75	1.5-3 0.7-15	-	Vollenweider, 1983

\* Elaborado con datos de Salas 1983.

Cuadro VI-1. Valores establecidos para la clasificación de lagos



El modelo más utilizado para determinar el estado trófico de los lagos (principalmente templados); es el de **carga de nutrientes**, derivado por Vollenweider (en 1968) y modificado por Dillon (en 1975), el cual unifica y concluye los estudios previos, encaminados a desarrollar una metodología estándar para expresar la entrada de nutrientes en función del fósforo y su relación con el grado de eutrofia, y que además cuenta con características intermedias de complejidad, seguridad y costeabilidad en sus aplicaciones, en comparación con los modelos complejos (como el IET y el de balance de masas).

La mayoría de los lagos y embalses en Latinoamérica son del tipo cálido; y las diferencias respecto a los lagos templados son:

- a) Una temperatura mínima de 10 °C en condiciones normales y un promedio anual mínimo de 15 °C;
- b) Las estaciones del ciclo anual se limitan a épocas lluviosas y secas;
- c) Los procesos biológicos son más acelerados por la alta temperatura;
- d) La presencia de macrofitas es más característica de los lagos cálidos, pudiendo llegar a ser más importante que las algas;
- e) Posibles diferencias en los regímenes de mezcla y estratificación;
- f) Además del fósforo, el nitrógeno puede ser limitante así como el carbón debido a su metabolismo acelerado en los lagos cálidos;
- g) En general la tasa de evaporación y/o precipitación es más alta.

En los lagos cálidos, estas características limitan la aplicación de los modelos desarrollados para los lagos templados. No obstante, desde 1981 se ha desarrollado la metodología para evaluar la eutroficación en los lagos cálidos, con base en el modelo antes mencionado (Vollenweider).

En México, esta metodología fue aplicada en los lagos Tequesquitengo, Mor. y Chapala, Jal. por Olvera y Díaz; como una aportación de nuestro país al proyecto regional. Los estudios efectuados en el Valle de Bravo son escasos; se pueden citar el realizado por la SARH (1973), en su *Boletín hidrológico No. 49*, donde se proporcionan la morfología y la hidrología de la presa; el trabajo de López (1971), que describe el basamento calcáreo de la cuenca donde se construyó la presa, actualmente cubierta por materiales volcánicos; el elaborado por Bueno y Márquez (1975), sobre insectos acuáticos; el estudio realizado por la Comisión de Aguas del Valle de México (SARH, 1979), sobre el sistema Cutzamala y tres tesis de licenciatura sobre el plancton de la presa, Franco, (1981); Elías, (1983) y Chávez, (1986).

De acuerdo con Deguchi, *et al.*, (1980), la ictiofauna introducida a la presa Valle de Bravo está compuesta por la trucha arcoiris, charal, pez blanco, carpa común, carpa israel, kingyo, mojarra agalla azul, mojarra verde y mojarra africana.

En el contexto de los antecedentes, el propósito de la investigación fue determinar el estado trófico de la presa Valle de Bravo, aplicando modelos simplificados para evaluar la eutroficación en lagos cálidos, de acuerdo con los parámetros morfológicos y la carga superficial de nutrientes, así como los parámetros físico-químicos y biológicos que permitan dar alternativas

---

---

para su solución y conservación de la calidad del agua en el embalse, para sus usos recreativos y de abastecimiento.

Las **Conclusiones y Recomendaciones** específicas para las condiciones tróficas de la presa Valle de Bravo, se exponen en los siguientes puntos.

- ♦ De acuerdo con el estudio realizado en el vaso, Valle de Bravo se clasifica como **eutrófico**.
- ♦ Al eliminar todas las descargas a Valle de Bravo, el embalse pasaría a ser **mesotrófico**.
- ♦ La eliminación de la descarga El Mercado y el control de la contaminación en el río Amanalco, parecen ser la mejor solución al problema trófico de Valle de Bravo.
- ♦ Efectuar un programa de control de descargas al río Amanalco, ya que ésta es la principal fuente de contaminación en Valle de Bravo.
- ♦ Realizar la destrucción o extracción del lirio acuático presente en la presa.
- ♦ Realizar un manejo de la cuenca, principalmente en el control de la erosión por reforestación, haciendo énfasis en la subcuenca del río "Amanalco", para disminuir la gran cantidad de sólidos que acarrea.

Por último, la eliminación de maleza acuática está íntimamente relacionada con la contaminación de los lagos o embalses; aquellas se desarrollan en menor o mayor grado dependiendo de las condiciones del hábitat y principalmente de los nutrientes que transportan las aguas residuales hacia él.

Sabemos que existen factores que limitan el crecimiento del lirio acuático, como son los nutrientes: fósforo, nitrógeno y otros más, sobre los cuales, una vez incluidos en el embalse, no se tiene control; pero que se podría controlar antes de llegar a los embalses. De aquí podemos deducir que en un futuro no muy lejano, y esto depende de la importancia real que se le de al problema de la contaminación de las aguas del país, se puede llegar al punto de no permitir que las industrias y poblaciones enteras descarguen aguas que rebasen ciertos límites de contaminación. Esto implica el establecimiento de un mayor número de plantas de tratamiento de aguas residuales, financiadas, en el caso de las industrias privadas, por ellas mismas, y en el caso de poblaciones e industrias del estado, con el presupuesto de los estados.

Tomemos en cuenta que los métodos de control de la eutroficación están en etapas de experimentación, resultando esta situación algo incongruente, pues resulta que el problema tiene bastantes años de haberse detectado (principalmente con la proliferación masiva de lirio acuático).

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

---

Identificamos rezagos importantes en este sentido, uno de ellos es el hecho de que hasta 1978 se levantó un inventario nacional de malezas acuáticas, y el hecho más grave es el que a la fecha no se haya actualizado. Los métodos de control de la eutroficación (el cual uno de los más importantes es la eliminación de lirio acuático) requieren de inversiones importantes; pero si consideramos que se está perdiendo un recurso primordial, las inversiones hechas al intentar controlar la eutroficación, en la forma más congruente y sobre bases científicas, finalmente se recuperarán al evitar esta pérdida.

El problema es conocido por casi todos los sectores de la población e instituciones; sin embargo, no se está haciendo nada por atacar el problema, reflejado ésto en los periodos tan largos en los que las investigaciones avanzan muy poco.

Recomiendo principalmente a mis compañeros el seguimiento del problema de la eutroficación de nuestros lagos y embalses, para el desarrollo de subsecuentes trabajos de Ingeniería Sanitaria.

# BIBLIOGRAFIA

1. ODUM, E.P. 1972. Ecología, 3a. edi. Edi. Interamericana, S.A. de C.V. México, D.F. pp. 341-348.
2. AMERICAN SOCIETY OF LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY. 1972. Nutrients and Eutrophication: The Limiting Nutrient Controversy. Special Symposium. Vol. I. G.E. Likens, Ed. Kellogg Biological Station, Michigan State University. 1971.
3. HASLER, A.D. 1969. Cultural Eutrophication is reversible. Bio Science. 19 (5) : pp 425-431.
4. HUTCHINSON, G.E. 1969. Eutrophication, Past and Present. In: Eutrophication: causes, Consequences and Correctives. Nat. Acad. Sci., Wash D.C.
5. HUTCHINSON, G.E. 1973. Eutrophication: The Scientific Background of a Contemporary Practical Problem. American Scientist. 61 : pp 269-179.
6. LANDNER, L. 1976. Eutrophication of Lakes: Causes, Effects and Means for Control, with Emphasis on Lake Rehabilitation. ICP/CEP 210. pp 78.
7. LEE, G.F. 1970. Eutrophication. The Univ. of Wisconsin, Eutr. Inf. Prog. Occasional Paper. No. 2. pp 38.
8. MARGALEF, R. et al. 1976a. Limnología de los embalses españoles 2 vol. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid. pp 422.
9. MARGALEF, R. 1974. Ecología. Ed. Omega. Barcelona pp 951.
10. MARGALEF, R. 1976b. Biología de los embalses. Investigación y Ciencia. 1 : 50-62.
11. MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ed. Omega. Barcelona pp 1010.
12. RUIZ DE LA TORRE, J. Y J.L. ORTIZ. 1970. La eutroficación de las aguas superficiales. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid. pp 35.

13. **VOLLENWEIDER, R.A. 1968.** Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as factors in eutrophication. OCDE, París.
14. **WETZEL, R.G. 1975.** Limnología. Ed. Omega, Barcelona (Trad. de "Limnology", W.B. Saunders, Co. 1975).
15. **SHAPIRO, J. 1975.** A Summary of Approaches to Development of a Trophic State Index For Lakes. OCDE International Workshop on Eutrophication of Lakes, Baden (Austria), 1975. Prep. para US EPA, Ordex # P5J11939-J.
16. **BERNHARDT, H. 1967.** Aeration of Wahnbach Reservoir without changing the temperature profile. Jour. Am. Wat. Works Ass. 59 (8): pp 943-964.
17. **BERNHARDT, H. 1980.** Recent developments in the field of eutrophication prevention. Z. Wasser Abwasser Forsch. 14 (1): pp 14-26.
18. **ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1980.** Restoration of lakes and inland waters. Int. Symp. on Inland Wat. and Lake Restoration, Sept. 8-12, 1980. Portland, Maine. EPA440/5-81-010, pp 552.
19. **FAST, A.W. 1968.** Artificial destratification of El Capitan Reservoir by aeration. Calif. Dep. of Fish and Game, Fish. Bul. pp 141.
20. **LEE, G.F. 1970.** Eutrophication. The Univ. of Wisconsin, Wat. Resources Center. Oc. Paper N° 1. Madison, Wis. pp 39.
21. **OCDE 1982.** Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. OCDE, París, pp 1954.
22. **STEWART, K.M. Y G. ROHILICH, 1967.** Eutrophication a review Calif. Water Qual. Control Board, Public, N° 34, Sacramento, Calif. pp 188.
23. **TOJA, J. 1982.** Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. Revista de Obras Públicas. Abril-Mayo. pp 223-231.
24. **VALLENTYNE, J.R. 1974.** The Algal Bowl. Lakes and Man. Dep. of the Env. Fish and Mar. Sery. Miscel. Spec. Publi. 22 Ottawa 186 pp (Traducido al español por Ed. Omega, 1978, con título "Introducción a la limnología. Los lagos y el hombre").
25. **CHAPRA, S. 1975.** Comment on: "An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes" by W.B. Kirchner y P.S. Dillon. Wat. Resources Res. 11: pp 1033-1034.
26. **CLASEN, J. 1979.** Regional Project Shallow Lakes and Reservoirs. Final Report. OCDE Programme for Monitoring of Inland Waters. 2 vol. ocde. París.
27. **DILLON, P.J. 1975.** The Application of the Phosphorus-Loading Concept to Eutrophication Research. Canada Center for Inlan Waters. Scient. Ser. No. 46. Burlington, Ontario.
28. **JANUS, L.L. y R.A. VOLLENWEIDER. 1982.** The OCDE Cooperative Programme on Eutrophication. Canadian Contribution. Nat. Wat. Res. Inst. Scientific Ser. No. 131, Canada Center for Inland Wat.

Burlington, Ontario.

29. KIRCHNER, W.B. Y DILLON, P.J. 1975. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. Wat. Resources Res. 11: pp 182-183.
30. LARSEN, D.P. Y H.T. MERCIER. 1976. Phosphorus Retention Capacity of Lakes. Jour. Fish. Res. Bd. Canada 33 : pp 1742-1750.
31. LEE, G.F., W. RAST, R.A. JONES y J.L. ORTIZ 1980a. La eutroficación de las aguas superficiales: estudio de un problema antiquísimo. Bol. Inf. del MOPU. 266: pp 11-23.
32. LEE, G.F., W. RAST, R.A. JONES y J.L. ORTIZ 1980b. Progresos recientes en la estimación de la respuesta de los lagos y embalses a las aportaciones de nutrientes. Centro de Estudios Hidrográficos, CEDEX. Madrid España, pp 49.
33. LEE, G.F., W. RAST, R.A. JONES y J.L. ORTIZ 1980c. Availability of Phosphorus to Phytoplankton and its Implications for Phosphorus Management Strategies. In: Phosphorus Management Strategies for Lakes. Loehr, R.C., M.S. Colleen y W. Rast, eds. Ann Arbor Science Publ., Inc. Ann Arbor pp 259-308.
34. OCDE 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. OCDE, París, pp 154.
35. ORTIZ, J.L. 1982. Contaminación en cuencas, eutroficación en embalses. Bol. Inf. del Medio Ambiente. CIMA. 21: pp 12-27.
36. ORTIZ, J.L., R. PEÑA, G.F. LEE y R.A. JONES. 1983. Aportación de nutrientes y eutroficación de embalses. CEH, CEDEX. Madrid. pp 530.
37. RAST, W. y G.F. LEE. 1978. Summary Analysis of the North American (U.S. Portion) Eutrophication Project: Nutrient Loading - Lake Response Relationships and Trophic State Indices. US EPA, EPA - 600/3.78.008, Envir. Res. Lab. Corvallis, Oregon. pp 454.
38. RAST, W., R.A. JONES y G.F. LEE. 1983. Predictive capability of US OCDE phosphorus loading eutrophication models. Wat. Poll. Cont. Fed., 55: pp 990-1003.
39. SONZOGNI, W.C., P.D. UTTORMAK, y G.F. LEE. 1976. The Phosphorus Residence Time Model. Water Res. 10: pp 429-435.
40. VOLLENWEIDER, R.A. 1969. Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication. OCDE, Directorate for Scientific Affairs, París.
41. VOLLENWEIDER, R.A. 1975. Input-Output Models, with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. Schweiz Hydrol. 37: pp 53-84.
42. VOLLENWEIDER, R.A. 1976. Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: pp 53-86.
43. VOLLENWEIDER, R.A., W. RAST y J. KERKES. 1980. The Phosphorus Loading Concept and Great

- 
- Lakes Eutrophication. In: Phosphorus Management Strategies for Lakes. Lochr. R.C., M.C. Colleen y W. Rast, Eds. Ann Arbor Science Publ., Inc. Ann Arbor. pp 207-234.
44. ANONIMO. 1983. El proyecto Cutzamala de México, entra a la segunda fase. Rev. Agua, vol. 2 núm. 5, pp 11-13.
45. APHA, AWWA and WPCF. 1980. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15a ed., Washington, D.C.
46. ARRIGNON, J. 1979. Ecología y Piscicultura de aguas dulces. Mundi-Prensa, Madrid.
47. BUENO, S.J. Y C. Márquez. 1975. Algunos insectos acuáticos de la presa Valle de Bravo., Soc. Méx. Hist. Nat., vol. 36, núm. 1-4, pp 351-363, México
48. CARLSON, R. E. 1977. Atrophic state index for lakes.Limnol. Oceanogr., vol. 22, núm. 2, pp 361-369.
49. CASTAGNINO, W.A. 1982. Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos cálidos tropicales. OMS/OPS/CEPIS, Lima, Perú, pp 10-27.
50. CHAVEZ, A.M.M. 1986. Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo, Edo. de México. Tesis. Fac. de Ciencias, UNAM, México, pp 22.
51. DEGUCHI, J., A. NAKASAWA Y C. GUTIERREZ. 1980. Studies on interspecific relation of fishes in the dam Valle de Bravo, México, on the environment. Bull. Coll. Agr. y Uct. Med. Univ., vol. 37, pp 154-259.
52. DILLON, P.J. 1975. The application of the phosphorus-loading concept to eutrophication research. Scientific Series, núm. 46, Canada Center of Inland Waters, Burlington, Ontario.
53. ELIAS, G.M. 1983. Contribución al conocimiento de los cladóceros del Edo. de México con algunas notas ecológicas. Tesis, ENEP Iztacala, UNAM, México.
54. FRANCO, L.J. 1981. Contribución al conocimiento de la estructura y composición de las comunidades planctónicas de Valle de Bravo México. Tesis, ENEP. Iztacala, UNAM, México.
55. JACKSON, M.L. 1970. Análisis químico de suelos. Omega, España.
56. LOPEZ, S.A. 1971. El relieve Kárstico de Valle de Bravo, Edo. de México. Bol. Inst. Geog., México, vol. 4, pp 88-93,
57. OLVERA, V.V. 1992. Estudios de eutroficación de la presa Valle de Bravo, México. Ingeniería Hidráulica en México, vol. VII Núms. 2/3 II Epoca, may-dic. pp 148-161.
57. APHA, AWWA y WPCF. 1989. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales 17va ed., ediciones Díaz de Santos (1992), Madrid España. pp 10-43.
-

---

*Mi eterna gratitud a la Facultad de Ingeniería de la UMM por permitir formarme una carrera profesional.*

*En especial al Ing. Enrique César Valdez por su amable atención y tiempo cedido a la dirección de esta tesis, así como a la enorme cooperación de la Ing. Alba Vazquez González y del M.D. Enrique Horras Herrera, profesores titulares del Dpto. de Ing. Sanitaria de la División de Ingeniería Civil, Topográfica y Geodésica.*

*Agradezco también a la sección de Ingeniería Ambiental de la División de Estudios de Posgrado, por permitirme el acceso a la Biblioteca, y principalmente a la Dra. Georgina Fernández Villagómez, por su valiosa ayuda en el envío de los fax a España, ya que por medio de esto logré recopilar gran parte del material bibliográfico.*

*José María Martínez González*

---