



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO

03095

1

Universidad Nacional Autónoma de México

**UNIDAD DE CICLOS PROFESIONALES
Y DE POSGRADO
COLEGIO DE CIENCIAS Y HUMANIDADES
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA**

**CONTAMINACIÓN POR FÓSFORO EN EL
LAGO DE CHAPALA**

T E S I S
que para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS
presenta
JOSÉ DE ANDA SÁNCHEZ

299849

México, D.F. 2001



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 esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

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

*Con dificultad conocemos lo que hay sobre la tierra y a
duras penas encontramos lo que está a nuestro alcance.
(Libro de la Sabiduría)*

Dedico esta tesis a mis dos grandes amores,

Susana y Mariana

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	1
RESUMEN	2
1. GENERALIDADES	3
1.1. Formas de contaminación de las aguas	3
1.2. Geoquímica del fósforo en los ecosistemas acuáticos	4
1.2.1. Ciclo general del P	7
1.2.2. Procesos de interfase sedimento-agua	8
1.2.3. Reciclaje y repercusiones del P suministrado	12
1.2.4. Los sedimentos como fuente o acumulador de P	14
1.3. Métodos analíticos para la determinación del P	15
1.4. Indicadores de Calidad de Agua	17
1.4.1. Criterios de calidad para el P en un cuerpo de agua	18
1.4.2. Normatividad	18
2. ANTECEDENTES	21
2.1. Lago de Chapala	21
2.2. Calidad del agua del Lago de Chapala	23
2.3. Hipótesis	27
2.4. Trabajos Previos	27
2.5. Objetivos	28
3. METODOLOGÍA	29
3.1. Balance hidrológico de la Cuenca Lago de Chapala	30
3.1.1. Información hidrológica disponible	31
3.1.2. Batimetría del lago	32
3.1.3. Volumen de almacenamiento	34
3.1.4. Escurrimientos fluviales	35
3.1.5. Escurrimiento superficial	38
3.1.6. Aguas subterráneas	39
3.1.7. Pérdidas por evapotranspiración	39
3.1.8. Ecuación de balance hidrológico	40
3.1.9. Tiempo de residencia hidráulico	41
3.2. Balance de masa para el P en el lago	43

3.2.1. Fuentes puntuales y no puntuales de contaminación	43
3.2.2. Cantidad de P en el lago	45
3.2.3. Análisis estadístico y correlación de valores de concentración de P	48
3.2.4. Entradas de P al sistema	49
3.2.4.1. Río Lerma	
3.2.4.2. Escurrimientos de la cuenca del lago	
3.2.4.3. Plantas de tratamiento	
3.2.5. Salidas de P del sistema	55
3.2.5.1. Río Santiago	
3.2.5.2. Acueducto Chapala-Guadalajara	
3.2.5.3. Pesca	
3.2.5.4. Sedimentos	
3.2.6. Balance de masa para el P en el lago	64
3.3. Distribución espacial y temporal de P en el lago	66
3.4. Relación entre P-total y PO_4^{-3}	69
3.5. Relación entre P-total y clorofila	71
3.6. Estado trófico del lago	73
4. RESULTADOS	74
4.1. Balance hidrológico	74
4.2. Nutrientes y eutroficación en la cuenca	75
4.3. Balance de Fósforo P	76
4.4. Balance de Fosfatos (PO_4^{-3})	77
CONCLUSIONES	79
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	81
ANEXOS	
1. Distribución de P en el lago	
2. Hydrologic balance of lake Chapala, Mexico	
3. Nutrients and Eutrophication in the Lake Chapala basin	
4. Phosphorus balance in Lake Chapala (Mexico)	
5. Phosphates in Lake Chapala, Mexico	

AGRADECIMIENTOS

Desde hace ya muchos años el Lago de Chapala ha despertado el interés de científicos, poetas, compositores, artistas, escritores, historiadores y de un sinnúmero de personas que se han sentido inspiradas por su belleza. El lago ha sido testigo de las transiciones políticas y sociales más importantes de nuestra historia y ha estado estrechamente ligado al desarrollo económico y social de los municipios colindantes y en particular al de la ciudad de Guadalajara dado que, desde su fundación, el lago ha constituido una importante fuente de abastecimiento para esta ciudad. Este hermoso espejo de agua está pasando en la actualidad por una crisis que pone en riesgo su subsistencia.

En un esfuerzo por comprender la problemática de este cuerpo de agua, se escribió esta tesis que ha sido el fruto de varios años de trabajo y colaboración estrecha con varias personas e instituciones entre las que cabe resaltar al Dr. Harvey Shear (*Environment Canada*, Región de Ontario) al Dr. Manuel Guzmán Arroyo (Instituto de Limnología de la Universidad de Guadalajara), al Prof. Dr.-Ing. Ulrich Maniak (Instituto de Hidrología de la Universidad Técnica de Braunschweig, Alemania), al M. En C. Jesús Amezcua (Centro de Estudios Limnológicos, CNA), Dr. Pedro Zárate (Universidad de Guadalajara) y al Ing. Carlos Hernández (Gerencia Técnica Regional, CNA). Muy especialmente agradezco al jurado de este trabajo de tesis por sus valiosos comentarios durante el proceso de revisión, entre quienes se encuentran el Prof. Em. Dr. Zoltán D'Cserna, Dr. Harvey Shear, Dr. Luis E. Marín, Dra. Ma. Aurora Armienta, Dr. Jorge López-Blanco, Dra. Anne Hansen y Dr. Javier Alcocer. Al Dr. Luis E. Marín (Instituto de Geofísica de la UNAM) debo agradecer su valioso apoyo en la fase final de gestión y redacción de esta tesis.

Destaca el apoyo que me brindaron al desarrollo de esta tesis instituciones como la Universidad Nacional Autónoma de México, el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), el Servicio de Intercambio Académico Alemán (DAAD), y el Ministerio de Medio Ambiente de Canadá. Igualmente quiero agradecer el apoyo que me brindó el Dr. Luis E. Garrido Sánchez Director General del CIATEJ, A. C., institución para la cual laboro desde hace ya algunos años, a mis colegas y amigos que vieron de cerca el avance de este trabajo hasta llegar a esta última versión. A mis padres, hermanos y familiares más cercanos que siempre me alentaron en los momentos difíciles en donde parecía que este trabajo no llegaría a su fin, a todos ellos mi mas sinceros sentimientos de gratitud y aprecio. Finalmente quiero agradecer a mi esposa Susana su paciencia, comprensión y cariño y a mi hija Mariana por iluminar mi entusiasmo con su traviesa mirada.

RESUMEN

El Lago de Chapala es el lago natural más grande de México y constituye la principal fuente de abastecimiento para la ciudad de Guadalajara cuya población alcanza actualmente los 5 millones de habitantes. Este lago suministra más del 50% ($7.5 \text{ m}^3/\text{s}$) de las necesidades de esta ciudad. El principal tributario de este lago es el Río Lerma. Durante el periodo 1934-79 las entradas de agua al lago procedentes del Río Lerma fueron en promedio de $1,873 \text{ Mm}^3/\text{año}$. Sin embargo, en los últimos 20 años el suministro promedio alcanza escasamente los $500 \text{ Mm}^3/\text{año}$. El análisis de los parámetros hidrométricos del vaso demuestran que los cambios en la cantidad de agua almacenada se deben principalmente a la sobre-explotación del recurso a lo largo de la cuenca del Río Lerma y no al efecto de sequías o la evaporación que se argumenta en varios trabajos previos. Como resultado de los cambios en el régimen hidrológico, el tiempo de residencia hidráulico del sistema se ha modificado de 10 años en el periodo de 1934-1970 a más de 40 años en años recientes.

Por otra parte, desde hace varios años el lago sufre un proceso de eutrofización cultural debida al exceso de fósforo manifiesto por el crecimiento de vegetación acuática a lo largo de la Cuenca Lerma-Chapala. La aplicación de técnicas no convencionales basadas en un modelo de celdas para el lago, para obtener un balance de masa para el fósforo y ortofosfatos, demostraron que la principal fuente de este nutriente en el lago es el Río Lerma debido a que este río recibe descargas municipales e industriales a lo largo de la cuenca sin tratamiento alguno para la remoción de nutrientes. Los resultados del balance permitieron igualmente estimar que cerca del 70% del fósforo total que recibe el Lago de Chapala se encuentra en la forma de ortofosfato lo cual incrementa la disponibilidad biológica de nutrientes en el lago. Se demuestra igualmente en el balance que los sedimentos del lago actúan como un sumidero de fósforo liberando éste hacia la columna de agua a través del proceso de resuspensión empobreciendo con ello las condiciones de calidad del agua del ecosistema.

1 GENERALIDADES

La falsa creencia de que el agua es un recurso muy abundante generó en el pasado la convicción de que se trata de un bien de carácter prácticamente inagotable y que, por consiguiente, no es preciso gestionarlo como otros bienes más escasos. Sin embargo, la realidad se está encargando de desmentir esta idea optimista y nos enfrenta con un problema de creciente escasez de agua potable.

En la mayoría de las regiones de la Tierra, el agua ha sido, y sigue siendo, un bien gratuito, lo cual ha favorecido que a menudo haya sido derrochada sin miramientos. Así las técnicas de riego tradicionales se basan en una utilización tan generosa del agua que se llega incluso a anegar los campos y a provocar, de manera indirecta una intensa salinización del suelo. Además, el derroche no se limita al uso final del agua, sino que en muchos casos se inicia ya durante su transporte hasta los puntos de almacenamiento y consumo. De este modo, no es de extrañar que las fugas en las redes de canalización y alimentación de agua de las ciudades sean enormes. En la actualidad, el agua está considerada como un recurso económico con el mismo valor que puedan tener las principales materias primas, y cada día está más extendida la convicción de que, como tal, debe administrarse de la manera más racional posible. Este importante cambio de actitud se debe, en gran medida a que han empezado a aparecer los primeros indicios acerca de la disminución de este recurso en algunas zonas del planeta (Gispert, 1997).

1.1 Formas de contaminación de las aguas

La utilización masiva de agua en las sociedades industrializadas es la causa directa de una amplia gama de efectos negativos que se agrupan, por regla general, bajo el concepto de *contaminación de las aguas*. Estos efectos se traducen en una grave alteración del equilibrio natural de los ecosistemas acuáticos. Si el nivel de contaminación no es muy elevado y, por lo tanto, el daño no es grave, se soluciona gracias a la capacidad de autodepuración de la propia naturaleza. En caso contrario, el deterioro acaba siendo acumulativo, permanente e incluso en muchos casos irreversibles.

Los diferentes tipos de contaminación que experimentan las aguas dependen de los diversos usos a los que se destinan. Así, son diferentes los efectos que producen sobre el agua: la generación de energía eléctrica, su uso en la industria con el vertido de infinidad de efluentes, las prácticas agrícolas que inducen la eutroficación, su empleo como vía de transporte con el consiguiente riesgo de vertidos no deseados en forma de mareas negras, o sus aplicaciones domésticas con las subsecuentes descargas de detergentes y fosfatos

(Gispert, 1997).

Los lagos y embalses localizados en planicies aluviales tropicales sufren en mayor o menor medida de los problemas de eutroficación inducida por la sobrecarga de nutrientes siendo el nitrógeno (N), fósforo (P) y carbono (C) los principales promotores de este proceso (Melack, 1992). El N y el P son los macronutrientes (requeridos en grandes cantidades por las células) que generalmente son escasos considerando las necesidades de los microorganismos y por consecuencia frecuentemente son los que limitan el crecimiento y la producción de biomasa. Excepto en el caso de aguas muy poco alcalinas, el C generalmente se encuentra presente en suficientes cantidades por lo que rara vez llega a ser el nutriente limitante en la producción de biomasa. Los problemas que produce la contaminación por exceso de nutrientes en lagos y embalses sobre los diferentes ciclos bioquímicos en los ecosistemas acuáticos ha sido el tema de investigación desde hace varias décadas en el campo de la limnología (Dillon y Rigler, 1975; Welch, 1992a, 1992b). La eutroficación se manifiesta en un excesivo crecimiento de plantas acuáticas a niveles tales que se les considera como interferencia en los usos destinados para el cuerpo de agua donde están presentes. Uno de los principales estimulantes del crecimiento incontrolado de plantas acuáticas es el exceso en los niveles de nutrientes tales como el N y el P (Dillon y Rigler, 1974; Thomann y Mueller, 1987).

1.2 Geoquímica¹ del fósforo en los ecosistemas acuáticos

El fósforo (P) se encuentra presente tanto en las aguas naturales como en las aguas residuales. Por lo general, en éstas últimas solo se presenta en forma de fosfato. Los fosfatos están clasificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (pyro-, meta- y otros polifosfatos), y fosfatos formando enlaces orgánicos. Los fosfatos se presentan en solución, formando parte de las partículas o detritus o bien en los organismos acuáticos vivos (Greenberg *et al.*, 1992).

Estas formas de fosfatos provienen de una gran variedad de fuentes. Pequeñas cantidades de ciertos fosfatos condensados se adicionan en los procesos industriales para el tratamiento biológico de algunas aguas residuales. Grandes cantidades de los mismos compuestos se añaden en las lavanderías o en los procesos de limpieza de textiles debido al uso de detergentes fosforados que es el constituyente químico de la mayoría de los artículos de limpieza. Asimismo los ortofosfatos se encuentran presentes en los

¹ El estudio de la abundancia absoluta y relativa de los elementos y de las especies atómicas (isótopos) en la tierra y de la distribución y migración de los elementos individuales en las diferentes partes de la tierra (atmósfera, hidrosfera, corteza terrestre, etc.) y en minerales y rocas, con el objeto de descubrir los principios que gobiernan esta distribución y migración (American Geological Institute, 1962).

fertilizantes químicos que se aplican en las tierras agrícolas y en los jardines u hortalizas de las casas. Una vez que se han aplicado dichos fertilizantes, los ortofosfatos que contiene, emigran a los cuerpos de agua durante el período de lluvias gracias a las escorrentías o bien, en las regiones de climas fríos, cuando se derrite la nieve al final del invierno. Los fosfatos orgánicos se forman básicamente en los procesos biológicos que lleva a cabo la naturaleza. Este tipo de fósforo se encuentra en las aguas residuales incorporado a los microorganismos ahí presentes o bien en los residuos alimenticios. Igualmente pueden formarse a partir de los ortofosfatos ya que éstos se asimilan por los microorganismos usados en los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales o bien provenir de los residuos orgánicos de la biota misma que existe en el cuerpo de agua (Greenberg et al., 1992). En contraposición a lo que sucede con las numerosas formas que presenta el N en un ecosistema acuático, la única forma significativa del fósforo inorgánico es el ortofosfato (PO_4^{-3}). Una proporción muy grande del fósforo de un lago, mayor al 90%, está ligado orgánicamente en fosfatos orgánicos y constituyentes celulares en la materia particulada viviente en suspensión o se encuentra adsorbido a materiales orgánicos e inorgánicos particulados sin vida (ver Figura 1.1). El total del fósforo inorgánico y orgánico se ha separado en diversas formas para su análisis; frecuentemente, esas fracciones están referidas meramente al metabolismo del fósforo. La cantidad mayormente importante, desde el punto de vista metabólico en un lago, es el contenido de fósforo reactivo disuelto el cual se obtiene de la muestra filtrada.

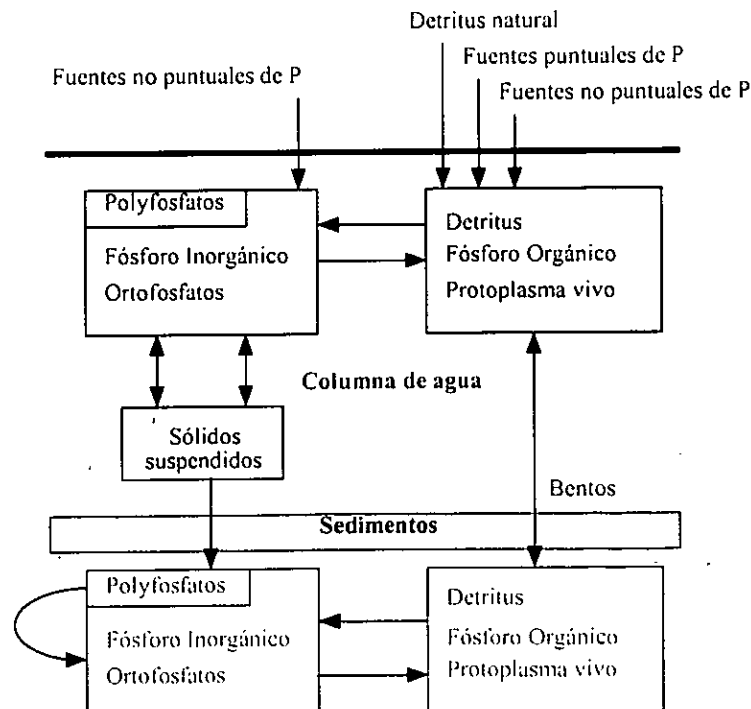


Figura 1.1 Esquema simplificado del ciclo del P en el agua (McCutcheon, 1993).

El P particulado en un ecosistema acuático incluye (Wetzel, 1975):

- 1) El P mineral que forma parte de las rocas y el suelo, como en la hidroxapatita, son fases mezcladas en las cuales el fósforo es adsorbido sobre complejos inorgánicos como en las arcillas, carbonatos e hidróxidos férricos.
- 2) El P adsorbido sobre materia orgánica particulada sin vida o en agregados macro-orgánicos.

En contraste con el P contenido en la materia particulada, el P inorgánico disuelto en el filtrado está compuesto de:

- 3) Ortofosfatos (PO_4^{-3}),
- 4) Polifosfatos, cuyo origen está fundamentalmente en los detergentes y
- 5) Coloides orgánicos o P combinado con coloides adsorptivos.

El P es un elemento esencial para el crecimiento de los organismos y es el nutriente que limita la productividad primaria en los cuerpos de agua dulce. Cuando el fósforo es el nutriente limitante del crecimiento de biomasa, las descargas de aguas residuales crudas o deficientemente tratadas, el drenaje de los campos agrícolas y ciertas descargas industriales que van a dar a un cuerpo de agua, estimularán con seguridad el crecimiento fotosintético de los micro- y macroorganismos acuáticos en cantidades masivas. A este fenómeno se le conoce como eutroficación (Thomann y Mueller, 1987).

En esta sección se discutirá el papel que juega el P en un lago o embalse a través del análisis de su ciclo y de sus interacciones en la cadena alimenticia. Igualmente se discutirán los cambios que sufren, a lo largo de este ciclo, sus diferentes formas y las interacciones que manifiesta en la interface sedimento agua. Esto nos llevará a una mejor comprensión de los mecanismos que suscitan los impactos ambientales generados por el exceso de este elemento en la naturaleza.

1.2.1 Ciclo general del P²

El P elemental es químicamente muy activo, debido a ello no se le encuentra en estado puro en la naturaleza, por lo que normalmente se le encuentra combinado con otros elementos. La última fuente natural de P en los ecosistemas acuáticos se encuentra en las rocas las cuales llegan al cuerpo de agua a través de los procesos erosivos de tierras cultivadas y no cultivadas o bien de las descargas directas de aguas residuales sin tratamiento. El P es aprovechado inicialmente por las plantas y por los microorganismos capturándolo como P inorgánico disuelto (PID) con la ayuda de los procesos de fotosíntesis, quimiosíntesis y descomposición (ver Figura 1.2). Todos los organismos

² Tomado de Welch and Lindell (1992)

requieren del P para desarrollar su metabolismo y estructura. La fotosíntesis ayuda al desarrollo de las plantas verdes, constituidas principalmente por el fitoplancton presente en los cuerpos de agua superficial como son los lagos y esteros, y son las principales responsables del consumo del PID. Los macrófitos presentes en las aguas someras y las bacterias presentes en la columna de agua y en los sedimentos superficiales también contribuyen eficazmente en la remoción del PID de las aguas. Posteriormente en la cadena alimenticia, el fitoplancton y las bacterias son consumidas por animales herbívoros y éstos a su vez son consumidos por depredadores. Una fracción del PID aprovechado en la cadena alimenticia puede contribuir igualmente en la formación del P orgánico disuelto (POD) y del P orgánico particulado (POP) a través de las excreciones y del proceso de descomposición de los animales respectivamente. El POD y el POP se pueden reciclar a PID por la acción de las bacterias que intervienen en el proceso de descomposición de materia orgánica. El PID puede liberarse a través del proceso de autólisis³ sin microorganismos y a través de la excreción de los animales. Los procesos restantes incluyen la sedimentación del PIP (P inorgánico particulado) y del POP. La sedimentación de los aglomerados fecales de fitoplancton y zooplancton detrital (muerto) y vivo constituyen procesos importantes en la pérdida de P en los cuerpos de agua superficial. Una buena parte del P sedimentado tiene características refractarias y forman parte de los sedimentos permanentes. Sin embargo, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas en la interfase sedimento-agua y en los sedimentos superficiales, una porción del P sedimentado puede emigrar nuevamente hacia las aguas superficiales como PID.

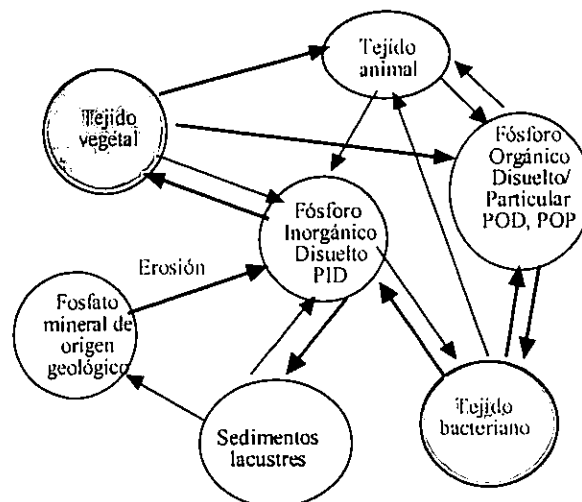


Figura 1.2 Ciclo del P en el agua enfatizando los procesos de transporte más importantes (Welch and Lindell, 1992).

³ La destrucción de una célula o alguno de sus componentes por la acción de sus propias enzimas hidrolíticas. Este es un proceso que se presenta particularmente en los organismos que experimentan metamorfosis (Allaby, 1996)

1.2.2 Procesos de interfase sedimento - agua⁴

El intercambio de P entre sedimento y el agua en un lago depende de varios factores que actúan en forma separada o en conjunto. Los mas importantes son:

- Potencial de oxidación y reducción (redox), el cual a su vez depende de la concentración de oxígeno;
- El potencial de hidrógeno, pH;
- La relación de recambio de agua, ya que ésta afecta los procesos de difusión y transporte;
- La temperatura, debido a que ésta afecta la actividad microbiana;
- La fracción relativa de P en el sedimento que están asociados con elementos tales como el Fe/Al, Ca y materia orgánica, que varían normalmente en su concentración de lago a lago.

La importancia relativa de estos procesos varía con la profundidad y con el grado de estratificación térmica del lago. En esta sección se discute en primer término el ciclo anual de un lago típico, templado, estratificado, anóxico (en el hipolimnión). Consideremos el ciclo anual de un lago templado típico, estratificado y anóxico.

Al inicio de la estratificación térmica, el oxígeno disuelto (OD) disminuye en el hipolimnión debido a la descomposición microbiana de la materia orgánica en la columna de agua y en la superficie de los sedimentos. Conforme el OD se aproxima a 0 mg/L, prevalecen las condiciones reductoras en el agua y el hierro presente en los sedimentos superficiales se reduce de su forma férrica (Fe^{+3}) a su forma ferrosa (Fe^{+2}). El P que está ligado a los complejos hidroxílicos del Fe^{+3} (por ejemplo $\text{FeOOH-H}_3\text{PO}_4$), se solubiliza y se deposita dentro de los poros intersticiales de los sedimentos, posteriormente se difunde dentro de la superficie de los sedimentos a través del agua anóxica presente en los poros de los mismos. La velocidad de difusión intersticial del P en los poros es función del gradiente de concentración del P reactivo soluble (PRS) contenido en el agua que llena los poros intersticiales de las partículas que conforman los sedimentos y el PRS que se encuentra en la capa acuosa que rodea externamente las partículas de los sedimentos. Es posible mantener un gradiente de concentración de fósforo alto y de esta forma incrementar la velocidad de transferencia del P de los poros de las partículas que conforman el sedimento hacia la interfase acuosa externa si se mantiene una concentración baja de P en dicha capa acuosa externa. Como resultado de una tasa de remoción razonablemente constante, el contenido de P hipolimnético se incrementa más o menos en forma lineal a

⁴ Tomado de Welch and Lindell (1992)

través del periodo de estratificación. A medida que el P se incrementa en el hipolimnion⁵, éste decrece en el epilimnion debido a que éste queda capturado en los sedimentos o bien por el fitoplancton y aglomerados fecales del que conforman el zooplancton. La razón por la cual el P se incrementa en el hipolimnion puede deberse a la descomposición microbiana del fitoplancton que se va sedimentando y del detritus. Cuando el lago se desestratifica en el otoño, la totalidad de la columna de agua y los sedimentos superficiales se van enriqueciendo de oxígeno disuelto. Conforme ésto ocurre, el hierro ferroso se oxida al estado férrico y el P se adsorbe formando un complejo hidróxido para retornar a los sedimentos. El P puede incrementarse nuevamente en invierno en lagos dimicticos⁶ si el oxígeno disuelto medido debajo del hielo comienza a disminuir. Sin embargo, si el agua superficial permanece óxica, entonces el P no se remueve de los sedimentos, inclusive si los sedimentos más profundos son altamente reductores y el lago es eutrófico.

EL ciclo de oxidación-reducción del hierro en los sedimentos lacustres y sus implicaciones en el intercambio del P con el agua de la superficie fue descrita inicialmente por Einsele (1936) y desde entonces este tópico se convirtió en uno de los más importantes entre los limnólogos. Utilizando el procedimiento de fracciones, desarrollada para estudiar la química de suelos, los investigadores han caracterizado los sedimentos de acuerdo a las fracciones de P que son fácilmente desorbidas: enlaces hierro/aluminio, enlaces de calcio y finalmente enlaces incorporados con la materia orgánica. Los sedimentos que tienen una mayor proporción de enlaces hierro/aluminio se espera que sean altamente reactivos a los cambios de OD y de pH. Los sedimentos que están dominados en su mayor proporción por enlaces débiles y materia orgánica, que normalmente se presenta esta condición en lagos que reciben importantes cantidades de aguas residuales municipales, se espera que sean más sensibles a la temperatura y a la actividad microbiana y en menor medida a los cambios de pH o de OD. Sin embargo, la química de los sedimentos es bastante compleja y no siempre la oxidación-reducción del hierro controla el intercambio de hierro entre los sedimentos y la fase acuosa.

En algunos ecosistemas en donde existe alta concentración de *Microcystis*⁷ en los sedimentos superficiales y alta concentración de C en los sedimentos profundos, se favorece la reducción del carbono en lugar de la del hierro. No obstante que existen estas

⁵ Se refiere a las aguas profundas de menor temperatura y con mínima recirculación en los lagos tpermicamente estratificados durante el verano.

⁶ Se aplica a lagos en donde se presentan dos periodos estacionales de circulación libre. Este fenómeno es común en lagos con climas de mediana latitud (Allaby, 1996).

⁷ Algas azul-verdes que tienden a vivir en grupos para formar colonias y tiende a flotar por debajo de la superficie del agua. Estas crecen preferentemente en aguas dulces o en esteros de baja salinidad.

excepciones, se ha observado que en la mayoría de los lagos profundos en donde existe estratificación térmica, el intercambio del P entre los sedimentos y la columna de agua está dominado por el efecto de óxido-reducción del hierro.

Ahora bien, ¿cuáles son los mecanismos que operarían en los lagos de climas templados someros no estratificados, aparentemente óxicos y en las zonas litorales de los lagos profundos? Algunas investigaciones han demostrado que el P contenido en el sedimento de lagos someros y óxicos pueden representar la mayor parte de la fracción total. Bajo condiciones óxicas, la solubilidad del hierro se controla con el pH. A un pH de aproximadamente 6, que es el valor típico encontrado en los sedimentos de lagos con baja dureza de agua, la solubilidad del Fe^{+3} es mínima y por consecuencia el P puede adsorberse y removerse por los sedimentos. Con el incremento del pH se incrementa la solubilidad del Fe; y el P, que había sido adsorbido en forma de complejos hidroxiférrico (quimiosorción), se libera nuevamente a la fase acuosa. Cuando existe una tasa elevada en el proceso de fotosíntesis en lagos enriquecidos con nutrientes, ésta puede dar como resultado valores de pH hasta de 10 al mediodía, lo cual a su vez produce tasas muy altas de remoción de P desde los sedimentos en los lagos someros e igualmente en las zonas litorales de los lagos profundos (Welch y Lindell, 1992). Sin embargo, aun no está claro si que tales valores de pH puedan ser iguales en la interfase sedimento – agua, ya que esta zona generalmente actúa como solución buffer y mantiene un pH de aproximadamente 6. El efecto de fotosíntesis eleva el valor de pH, sin embargo, se puede seguir manteniendo el P solubilizado en la columna de agua y por lo tanto disponible para ser capturado por las algas.

La temperatura igualmente constituye una importante fuerza de remoción de P especialmente en sedimentos que contienen una carga orgánica importante. El papel de la temperatura se relaciona con la estimulación de la actividad bacteriana, la cual crea condiciones anóxicas y por consecuencia la reducción del Fe. La actividad bacteriana se puede incrementar dramáticamente como respuesta a moderados cambios de temperatura. Estos cambios se experimentan con mayor frecuencia en la interfase sedimento – agua de lagos someros no estratificados y en las zonas litorales. Sin embargo, el mezclado que produce el viento en este tipo de lagos, mantiene altas concentraciones de OD a lo largo de la columna de agua, lo cual no favorece el mecanismo de reducción de Fe como explicación para la remoción del P en este tipo de ambientes.

Por tanto aun queda la interrogante ¿cuál es el mecanismo que favorece el intercambio "aeróbico" de P en los sedimentos en ambientes someros? Aunque los perfiles de oxígeno

– temperatura en ambientes someros muestran normalmente amplios perfiles uniformes de temperatura y concentraciones de OD saturados o supersaturados a lo largo de la columna de agua, estas condiciones no persisten en la interfase sedimento – agua. Una ligera estratificación térmica se puede presentar en forma temporal bajo condiciones de remanso permitiendo con ello que disminuya la concentración de OD en la capa de agua inmediata superior a los sedimentos. Igual, si no existe estratificación térmica, también se puede presentar disminución del OD en esta zona cercana a los sedimentos cuando existen condiciones de remanso. Además, se ha observado que el Fe se incrementa después de que disminuye la concentración de OD en la capa acuosa cercana a los sedimentos.. De esta forma, las altas tasas de remoción de P desde los sedimentos que se presentan en verano en lagos no estratificados se puede deber al mecanismo de reducción del Fe. Adicionalmente al efecto de las bacterias que causan la reducción del Fe indirectamente a través de la disminución del OD por medio de su actividad metabólica, existen evidencias que las bacterias pueden reducir directamente al Fe. Esta observación se soporta por la fuerte correlación que se ha observado entre el Fe y el P Total durante el verano en lagos someros eutroficados.

El efecto de mezclado debido al incremento en la velocidad del viento seguido del periodo de remanso, mueve a la capa acuosa en la superficie del sedimento y se produce el transporte de P hacia la columna de agua. Aunque el Fe presente pueda oxidarse durante el mezclado, el P puede permanecer en la columna de agua bajo condiciones de pH elevado causado por el efecto de fotosíntesis. Por otra parte, se ha observado que el P removido de los sedimentos ricos en nutrientes en lagos someros polimícticos⁸ pueden quedar rápidamente biodisponibles en la zona iluminada para ser capturado por el fitoplancton. Mientras que en los lagos profundos térmicamente estratificados el P queda atrapado en los sedimentos y después son liberados en el hipolimnion, en los lagos no estratificados el P se mantiene constantemente en reciclaje durante el verano. Existen otros procesos de menor magnitud que igualmente pueden contribuir en el transporte de P desde los sedimentos hasta la columna de agua tales como a) la ebullición de gases de los sedimentos puede ayudar como medio de transporte para el P reactivo soluble intersticial si la superficie de los sedimentos se encuentra en un ambiente reductor, b) bioturbación de los sedimentos superficiales debido a la movilidad de los invertebrados bénticos y otros mecanismos menos comunes como pueden ser c) el movimiento de los sedimentos por el afloramiento de aguas subterráneas en el interior del lago.

⁸ Término aplicado a lagos de altitudes elevadas cercanas a los trópicos cuyas aguas se encuentran constante circulación. Cuando existe un periodo de remanso, éste suele ser demasiado corto.

1.2.3 Reciclaje y repercusiones del P suministrado⁹

Los lagos tienden a restablecer el equilibrio de los niveles de P en el agua en un tiempo relativamente corto una vez que se han iniciado las estrategias de control de las entradas de nutrientes. El incremento permanente de las concentraciones de P en un lago es un proceso que tuvo su origen con adiciones frecuentes y en pequeñas proporciones de P a fin de incrementar y posteriormente mantener una concentración alta del mismo. La forma en la que se restablece rápidamente el equilibrio del ciclo de P en un lago ya ha sido demostrada en experimentos a nivel de laboratorio (microcosmos) usando P radiactivo (³²P) (Hays y Phillips, 1958).

Los principales resultados de trabajo de Hays y Philips (1958) se pueden resumir en los siguientes puntos:

- a) El PID se remueve rápidamente de la fase acuosa siguiendo un comportamiento exponencial, pero la serie de reacciones no alcanzan a completarse tal como se planteó teóricamente, siendo el resultado concluyente que en la realidad no todo el PID se convierte a POD.
- b) Las bacterias logran capturar y retener una buena parte del PID como PP, el cual se recicla con la fase acuosa como PID.
- c) La pérdida de P total se presentó en mayor proporción en los lodos, los cuales compiten con las bacterias para ganar el PID y es mucho más lento para liberarlo.
- d) Se establece un equilibrio entre el agua y la fase sólida en donde el P total (³²P) alcanzó aproximadamente una décima parte de su valor inicial.

Sin embargo, las tasas de transferencia de los procesos anteriormente descritos varían considerablemente de lago a lago ya que éstas dependen de varios factores tales como intensidad de la luz, temperatura, población de las especies y el nivel trófico del lago entre otros. Como conclusión, los modelos dinámicos que se desarrollaron para ecosistemas acuáticos son más útiles describiendo como trabaja un sistema de esta naturaleza que para propósitos de predicción. Para ilustrar como puede construirse un modelo de un ecosistema se explica a continuación un modelo hipotético en estado estacionario para la columna de agua de un lago estratificado el cual se muestra en la Figura 1.3. En general cualquier sustancia puede modelarse pero normalmente se concentran los esfuerzos en modelar el C, N o P. La conversión de los resultados del modelo de un elemento a otro se lleva a cabo a través de relaciones elementales apropiadas, que constituye en sí una simplificación importante del modelo, es decir que las relaciones entre estas especies

⁹ Tomado del Welch y Lindell (1992).

permanecen constantes. A través de este modelo simplificado en estado estacionario podemos darnos cuenta de lo complejo que resulta el análisis del ciclo de P en un sistema acuático.

French (1983) y Schnoor (1996) explican cómo se desarrollan los modelos dinámicos del ciclo de los nutrientes en un lago para explicar el proceso de eutrofización. En estos modelos se toma en cuenta las interacciones de estos nutrientes con el crecimiento bacteriano, fitoplancton, zooplancton, organismos bénticos, peces, concentración de oxígeno, etc. y a su vez explica como inciden estas interacciones sobre la calidad del agua del lago. Al considerar igualmente que el lago presenta estratificación térmica llegamos a obtener un conjunto de ecuaciones diferenciales no lineales que se resuelven en forma simultánea y requieren métodos especiales para su solución numérica.

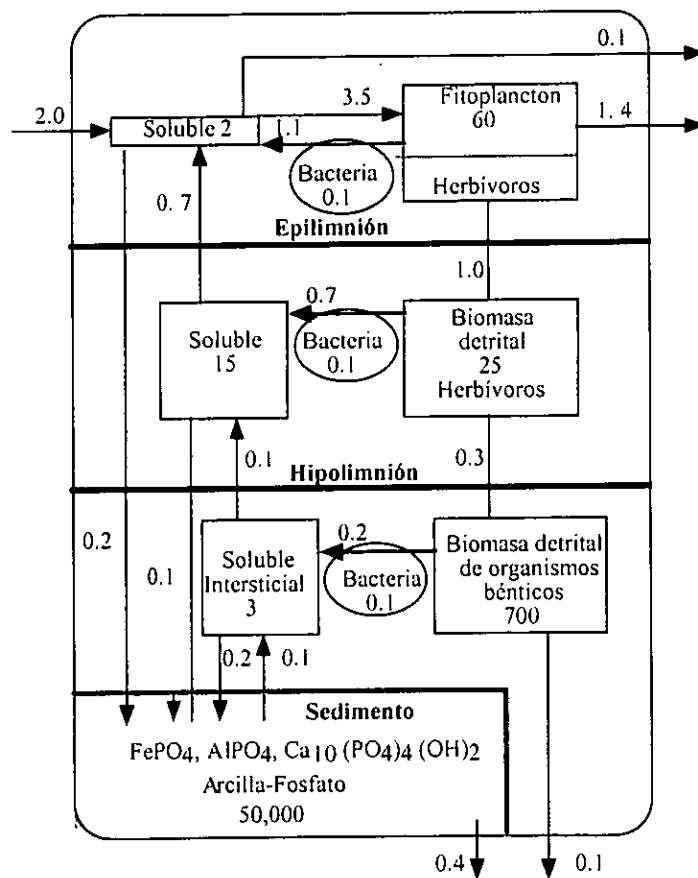


Figura 1.3 Modelo hipotético del ciclo de P en un lago en estado estacionario (Stumm y Leckie, 1971).

1.2.4 Los sedimentos como fuente o sumidero de P¹⁰

En esta sección se discute el cuándo y en qué medida los sedimentos actúan como fuente o sumidero de P. Es importante comprender este proceso dado que tiene una incidencia directa sobre la productividad del lago y para establecer estrategias de manejo de la calidad de sus aguas. La mayoría de los procesos involucrados en el intercambio sedimento – agua ya fueron discutidos en la sección anterior. Sin embargo, el conocimiento sobre la contribución relativa de cada uno de estos procesos de intercambio en un lago dado no se conocen completamente y probablemente sea imposible llegar a determinar con cierta precisión. No obstante, se pueden concluir algunas cuestiones generales de los trabajos hasta ahora realizados en este campo:

- a) Los lagos son casi siempre sumideros para el P en el largo plazo, sin importar si éstos son someros, profundos, óxico o anóxicos. Excepto cuando una fracción de la entrada ha sido removida recientemente, la masa de P que entra por lo general será mayor que sale en una base anual de comparación. La fracción retenida generalmente es mayor que 0.5, pero ésta puede cambiar en un rango muy amplio. Otra forma de verificar esto es comparando los tiempos de retención de P y el agua calculado en base a la cantidad de agua (o P) en el lago y la cantidad de agua (o P) que ingresa al lago.
- b) No obstante que los sedimentos actúan como sumideros para el P, éstos actúan también como fuentes significativas de P durante algunos periodos en el año. El proceso más significativo que determina cuándo y en qué medida los sedimentos actúan como fuente, es el estado de óxido – reducción del Fe, independientemente si se trata de un lago estratificado o no estratificado, óxico o anóxico. Los lagos estratificados y óxicos generalmente remueven poco P desde sus sedimentos porque el Fe siempre está oxidado y sorbe en forma efectiva el P. Sin embargo, en lagos estratificados que tienen un hipolimnion anóxico y en lagos no estratificados que experimentan periodos de viento y de remanso en forma alterna durante el verano, la remoción del P contenido en los sedimentos, debido a la reducción del Fe, ocasiona que las salidas de P del lago sean superiores a las entradas. Los valores altos de pH causados por el efecto de fotosíntesis y los procesos de reciclaje que ocurren en la columna de agua tiende a retardar el proceso de sedimentación del P. Otros procesos que suministran P desde los sedimentos, tales como la descomposición de macrófitos, bioturbación, excreción de las carpas, ebullición de gas, migración de algas, etc., no han demostrado ser tan significativos como el proceso de transporte causado por el

¹⁰ Tomado del Welch y Lindell (1992).

efecto de óxido – reducción del Fe.

- c) Mientras que es un tópico importante el proceso de sedimentación y remoción de P biodisponible de los sedimentos en lagos estratificados que llegan a alcanzar la zona fótica para ser capturado por las algas, no lo es para la cuestión de determinar si el lago actúa como fuente o sumidero de P. Mientras que el P que entra al cuerpo de agua alcanza el hipolimnion, igual si esta o no biodisponible para las algas, los sedimentos actúan técnicamente como una fuente de ese P. Sin embargo existe amplia evidencia, como se mencionó anteriormente, de que algo de ese P hipolimnético puede transportarse y llegar al epilimnion¹¹.

En la siguiente sección se discutirán las técnicas analíticas que permiten analizar las diferentes formas de P presentes en un ecosistema acuático lo cual es importante para determinar en qué nivel influye una especie sobre de otra en un cuerpo de agua en particular.

1.3 Métodos analíticos para la determinación del P

El análisis de P comprende dos pasos generales en el procedimiento analítico: (a) La conversión de las formas de P de interés a ortofosfato soluble, y (b) determinación calorimétrica de ortofosfato soluble. La separación del P en sus diferentes formas se encuentra definido desde el punto de vista analítico, pero las diferencias en las técnicas analíticas han sido seleccionadas de tal forma que estas puedan usarse para fines de interpretación según el caso que se este estudiando o investigando (APHA, 1992).

La filtración a través de un filtro de membrana de 0.45 μm de diámetro de poro logra separar las formas disueltas y las formas suspendidas de P. Se ha considerado desde el punto de vista analítico que la filtración a través de un filtro de 0.45 μm , realmente logra separar las formas suspendidas y solubles del P; de esta forma se ha visto conveniente recurrir a un criterio común para lograr repetibilidad en la técnica analítica y de esta forma lograr la adecuada separación de las formas suspendida y soluble de fósforo (APHA, 1992).

Se ha comprobado estadísticamente que el diámetro de poro seleccionado en la filtración logra separar la mayoría de las partículas suspendidas que contienen P. La prefiltración a través de un filtro de fibra de vidrio suele usarse con la finalidad de incrementar la velocidad de filtración (APHA, 1992).

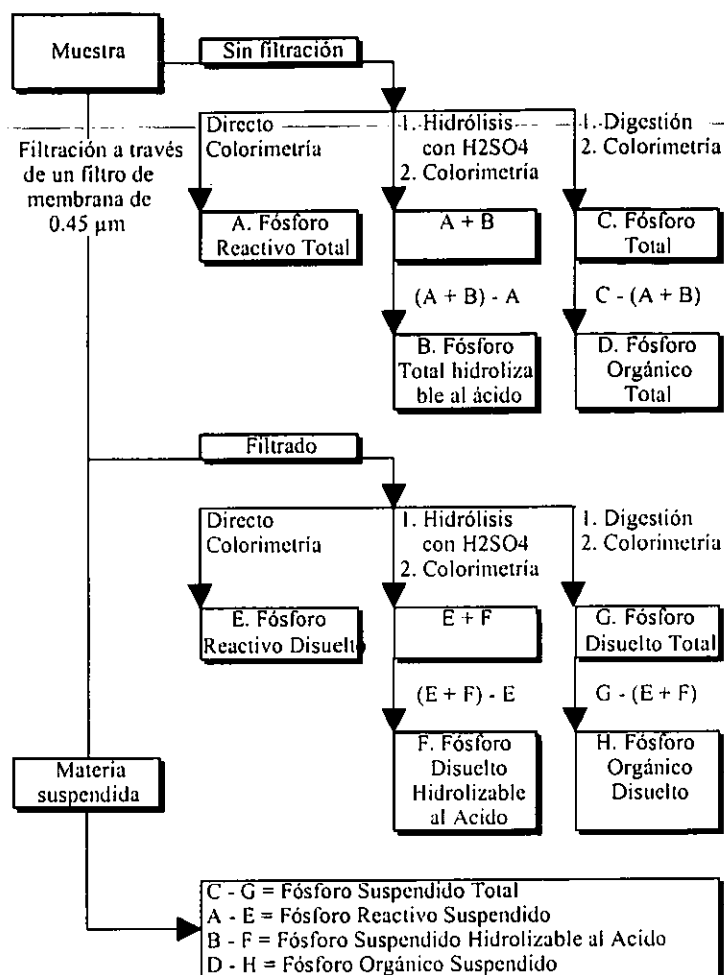
¹¹ Las aguas superiores de mayor temperatura y con mayor nivel de circulación cercanas a la superficie de un lago térmicamente estratificado durante el verano

Los fosfatos que responden a las técnicas colorimétricas, sin existir una hidrólisis o digestión oxidativa previa, se denomina "P reactivo". No obstante que el P reactivo es en gran parte una medida del ortofosfato presente en la muestra, una pequeña fracción del fosfato condensado presente en la muestra se hidroliza inevitablemente en el procedimiento analítico. El P reactivo se encuentra disuelto tanto en la fase disuelta como en la fase suspendida (APHA, 1992).

La hidrólisis ácida que se lleva a cabo a la temperatura de ebullición del agua, convierte tanto los fosfatos disueltos y particulados a ortofosfatos solubles. La hidrólisis inevitablemente libera algunos fosfatos presentes en compuestos orgánicos, pero esta cantidad se puede reducir considerablemente si se hace una cuidadosa selección del ácido y del tiempo llevado a cabo en la hidrólisis así como en la temperatura. El término "P hidrolizable al ácido" se prefiere en lugar del término de "fosfato condensado" para denominar esta fracción (Greenberg et al., 1992).

Las fracciones de fosfato convertidas a ortofosfato, únicamente por el efecto de la oxidación de la materia orgánica presente, son considerados como P "orgánico" o "enlazado orgánicamente". La severidad que se requiere para llevar a cabo la oxidación y lograr la conversión deseada depende de la forma -y de alguna manera también de la cantidad- del P orgánico presente. El P orgánico se presenta tanto en la fase disuelta como en la fase suspendida, de la misma manera como se presenta en el caso del P reactivo y del P hidrolizable al ácido (APHA, 1992).

El P total al igual que las fracciones del P disuelto y suspendido, se dividen analíticamente en tres especies químicas conocidas como: P reactivo, P hidrolizable al ácido y P orgánico. La Figura 1.4 muestra los pasos a seguir en cada una de las fracciones de P. Tal como se indica, las determinaciones analíticas se conducen normalmente solo sobre la muestra sin filtrar y la muestra ya filtrada; el P contenido en la fracción suspendida normalmente se calcula por diferencia (APHA, 1992).



Nota: "Materia Suspendida" es sinónimo de "Materia Particulada", así mismo el fósforo suspendido se refiere al fósforo particulado.

Figura 1.4 Procedimiento analítico para la determinación de las diferentes fracciones de P (Greenberg et al., 1992).

1.4 Indicadores de calidad de agua

Desde el año de 1994 los gobiernos de Estados Unidos y de Canadá han trabajado intensamente en el desarrollo de indicadores que permitan medir las "condiciones de salud" en la Cuenca de los Grandes Lagos. Este inmenso ecosistema contiene cerca de 23,000 km^3 de agua dulce y cubre una superficie total de 244,000 km^2 y constituye una de las principales reservas de agua dulce del planeta (Fuller and Shear, 1995; SOLEC, 2000). La experiencia que se ha ganado en la implementación de indicadores en esta cuenca ha ayudado a mejorar las metodologías de conservación y restauración de otros cuerpos de agua (EPA, 1999, 2000). Los factores que inciden en la salud de un ecosistema acuático se pueden agrupar en tres niveles: factores químicos, físicos y biológicos. Entre los factores químicos que cobran mayor relevancia en este tipos de ecosistemas es la

concentración de fósforo, dado que este elemento se encuentra involucrado en la cinética de reproducción de los microorganismos acuáticos (SOLEC, 2000).

La calidad del agua del Lago de Chapala se evalúa periódicamente a través del "Índice de Calidad del Agua" (ICA), el cual lo reporta la CNA. Sin embargo este índice aglutina diferentes valores de concentración medida de diversos parámetros, tales como cloro residual, turbiedad, coliformes totales, entre otros. A través de una correlación se asignan diferentes pesos a cada parámetro y se puede determinar una calidad de agua "global" para el lago. Desafortunadamente esta estrategia no permite ver en forma clara cuáles parámetros son los que están afectando mayormente la calidad del agua. Por tanto no es posible establecer estrategias que descendan en proyectos específicos para controlar dichos parámetros. Tal es el caso de la elevada concentración de fosfatos debida al sobre uso de agroquímicos y de detergentes fosforados para uso industrial y doméstico.

1.4.1 Criterios de calidad para el P en un cuerpo de agua

El estado actual de calidad del agua en la gran mayoría de las cuencas hidrológicas de nuestro país es bastante pobre y podemos constatarlo, como reflejo de la problemática que subsiste a nivel nacional, en el estado actual del lago mas grande de México – el Lago de Chapala – tal como se discute en el trabajo de investigación escrito por de Anda (1997). Igualmente la literatura escrita en relación al control de malezas acuáticas en México (CNA-IMTA, 1993; Guzmán, 1992; Díaz, 1989; Domínguez, 1989; IMTA, 1989; Soto, 1989; Viscán, 1989; Villalpando, 1985) son una manifestación de que el problema en el país ha adquirido proporciones importantes. Sin embargo, es muy probable que el presupuesto de la Comisión Nacional del Agua destinado para el control de malezas acuáticas exceda en mucho al presupuesto destinado para el control estratégico de las fuentes de nutrientes en las cuencas hidrológicas.

1.4.2 Normatividad

En México no existe hasta el momento ninguna regulación que especifique las concentraciones máximas permisibles de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en cuerpos de agua. Las normas oficiales mexicanas, hasta ahora emitidas (NOM-001-ECOL-1996 y NOM-O31-ECOL-1993), se concretan a regular las condiciones particulares de descarga (ver Tablas 1.1 y 1.2). Al comparar esta regulación con las normas emitidas por otros países podemos notar que los límites máximos permisibles llegan a ser hasta 30 veces mayores que los valores estipulados por las normas americanas (ver Tabla 1.3).

Tabla 1.1
Límites máximos permisibles para contaminantes básicos

Parámetros	Ríos						Embalses Naturales y Artificiales			
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temp. °C	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante (3)	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos sedim. (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Sólidos susp. totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60
DBO5	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60
N-Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25
P-Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10

P.M. = Promedio Mensual (1) Instantáneo
P.D. = Promedio Diario (2) Muestra simple promedio ponderado
N.A. = No Aplicable (3) Ausente según el método de prueba definido en la NMX-AA-006

(A), (B), (C): Tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. CNA (1993).

Tabla 1.2
Límites máximos permisibles para contaminantes básicos

Parámetros	Aguas Costeras						Suelo		Humedales naturales	
	Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)			
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.		
Temp. °C	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante (3)	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Sólidos sedim. (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Sólidos susp. totales	100	175	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125
DBO5	100	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150
N-Total	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
P-Total	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

P.M. = Promedio Mensual (1) Instantáneo
P.D. = Promedio Diario (2) Muestra simple promedio ponderado
N.A. = No Aplicable (3) Ausente según el método de prueba definido en la NMX-AA-006

(A), (B), (C): Tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. CNA (1993).

Los criterios de calidad de agua de la United States Environmental Protection Agency (USEPA) establecen que la concentración de fosfatos no debe exceder de 0.05 mg/L si la

corriente descarga en un lago o embalse, 0.025 mg/L en lagos y embalses, y 0.1 mg/L en corrientes de agua que no descargan en lagos o embalses. Estas medidas se consideran con el fin de evitar el crecimiento de algas (USEPA, 1986). Las aguas superficiales que se mantienen en un rango de concentración de P de 0.01 a 0.03 mg/L tienden a permanecer libres de contaminación por crecimiento de algas. La Tabla 1.3 resume los criterios de calidad de agua seguidos para los lagos y embalses en los Estados Unidos.

Durante varios años no existió en México una regulación en materia de calidad de las aguas descargadas a los cuerpos de agua nacionales. Por otra parte la regulación actual permite aún altos niveles de concentración de P en las descargas de aguas residuales municipales e industriales, por lo que resulta razonable deducir que el problema de eutroficación que actualmente prevalece en las cuencas hidrológicas del país continuará su grado de avance en los próximos años. El riesgo en el futuro es que el país tendrá necesariamente que pagar costos de saneamiento de cuencas y restauración de lagos sumamente elevados si es que se desea realmente crear un desarrollo sustentable en el país y proteger los bienes de la nación para garantizar la salud y supervivencia de las generaciones de este siglo.

Tabla 1.3
Criterios de calidad de agua para lagos y embalses

DESTINO USO		Parámetro de control	Unida- des	Valor Límite	Observaciones
Criterio Federal (USEPA, 1986):					
Corrientes / Ríos		P total	mg/l	0.100	
Corrientes / Entradas a Lagos		P total	mg/l	0.050	
Lagos / Represas		P total	mg/l	0.025	
Ejemplos de criterios particulares para algunos estados:					
Represas	Colorado	Clorofila a	µg/l	15.000	
		P total	mg/l	0.035	
	Minnesota	P total	mg/l	0.150	
Embalses	USEPA Región 4				
	Suministro de agua	P total	mg/l	0.015	
	Vida acuática	P total	mg/l	0.025	
Lagos	Carolina del Norte	Clorofila a	µg/l	40.000	
		P total	mg/l	0.050	
Lagos en monañañas	(USEPA, 1994d)	P total	mg/l	0.020	
Valores recomendados en estuarios:					
Soporte de vida acuática		P elemental	µg/l	0.100	(USEPA, 1994)
Diversidad máxima		P total	mg/l	0.010	(N < 0.1 mg/l)
Diversidad moderada		P total	mg/l	0.100	(N < 0.1 mg/l)

En el siguiente capítulo se discuten los antecedentes de este trabajo de tesis tales como los límites geográficos del área en estudio, la información disponible de calidad y cantidad de agua en el Lago de Chapala y se abre la discusión sobre el aspecto de los nutrientes en este cuerpo de agua especialmente el P. De acuerdo a esta información se estableció una hipótesis que pretende demostrarse. Para ello se establecieron una serie de objetivos que exigen el desarrollo de una cuidadosa metodología de trabajo para ser alcanzados.

2 ANTECEDENTES

2.1 Lago de Chapala

El Lago de Chapala es el vaso natural interior mas grande de México, el tercer lago mas grande de Latinoamérica y probablemente el lago somero mas grande del mundo. Cuando su elevación alcanza 1,524 m snm, su profundidad media es de 7.2 m y alcanza un volumen medio de almacenamiento de 7,962 Mm³ cubriendo una superficie aproximada de 111, 200 ha (1,112 km²). Por los múltiples usos que ofrece, constituye un recurso muy importante para la nación y en especial para la región donde se encuentra. La cuenca del Río Lerma, su principal afluente, alberga importantes actividades industriales, agrícolas y urbanas, en cuyo crecimiento el agua ha sido un factor importante. Sin embargo, dichas actividades han modificado gradualmente el ecosistema del Lago de Chapala reduciendo su volumen de almacenamiento causada por la drástica disminución de los caudales del Río Lerma y por las demandas de agua para el suministro de la ciudad de Guadalajara. Por otra parte la calidad del agua que llega al lago no corresponde a los estándares internacionales de calidad exigidas para corrientes fluviales que desembocan en un lago o embalse, debido al bajo control de las aguas de descarga industriales, agrícolas y municipales que se vierten a lo largo de la cuenca del Río Lerma.

En el período 1990-1998 el volumen de almacenamiento del lago disminuyó al punto de que la profundidad media anual del lago no superó los 4.0 m y la tendencia actual es a seguir disminuyendo paulatinamente su volumen dadas las tendencias mostradas en los últimos años en los caudales del Río Lerma (ver Tabla 2.1). En la Tabla 2.1 se observa que el volumen del lago y su profundidad media han disminuido substancialmente desde 1980, mientras que la precipitación pluvial se ha mantenido razonablemente constante. De la misma forma se aprecia la disminución en las contribuciones del Río Lerma y el dramático descenso en el flujo a través del Río Santiago. Este descenso se debe a la desviación de sus aguas a través del acueducto Chapala-Guadalajara para satisfacer las demandas de la ciudad de Guadalajara (ver Figura 2.1). Actualmente el escurrimiento que se mide en el Río Santiago es principalmente el flujo que recibe este río procedente del

En el siguiente capítulo se discuten los antecedentes de este trabajo de tesis tales como los límites geográficos del área en estudio, la información disponible de calidad y cantidad de agua en el Lago de Chapala y se abre la discusión sobre el aspecto de los nutrientes en este cuerpo de agua especialmente el P. De acuerdo a esta información se estableció una hipótesis que pretende demostrarse. Para ello se establecieron una serie de objetivos que exigen el desarrollo de una cuidadosa metodología de trabajo para ser alcanzados.

2 ANTECEDENTES

2.1 Lago de Chapala

El Lago de Chapala es el vaso natural interior mas grande de México, el tercer lago mas grande de Latinoamérica y probablemente el lago somero mas grande del mundo. Cuando su elevación alcanza 1,524 m snm, su profundidad media es de 7.2 m y alcanza un volumen medio de almacenamiento de 7,962 Mm³ cubriendo una superficie aproximada de 111, 200 ha (1,112 km²). Por los múltiples usos que ofrece, constituye un recurso muy importante para la nación y en especial para la región donde se encuentra. La cuenca del Río Lerma, su principal afluente, alberga importantes actividades industriales, agrícolas y urbanas, en cuyo crecimiento el agua ha sido un factor importante. Sin embargo, dichas actividades han modificado gradualmente el ecosistema del Lago de Chapala reduciendo su volumen de almacenamiento causada por la drástica disminución de los caudales del Río Lerma y por las demandas de agua para el suministro de la ciudad de Guadalajara. Por otra parte la calidad del agua que llega al lago no corresponde a los estándares internacionales de calidad exigidas para corrientes fluviales que desembocan en un lago o embalse, debido al bajo control de las aguas de descarga industriales, agrícolas y municipales que se vierten a lo largo de la cuenca del Río Lerma.

En el período 1990-1998 el volumen de almacenamiento del lago disminuyó al punto de que la profundidad media anual del lago no superó los 4.0 m y la tendencia actual es a seguir disminuyendo paulatinamente su volumen dadas las tendencias mostradas en los últimos años en los caudales del Río Lerma (ver Tabla 2.1). En la Tabla 2.1 se observa que el volumen del lago y su profundidad media han disminuido substancialmente desde 1980, mientras que la precipitación pluvial se ha mantenido razonablemente constante. De la misma forma se aprecia la disminución en las contribuciones del Río Lerma y el dramático descenso en el flujo a través del Río Santiago. Este descenso se debe a la desviación de sus aguas a través del acueducto Chapala-Guadalajara para satisfacer las demandas de la ciudad de Guadalajara (ver Figura 2.1). Actualmente el escurrimiento que se mide en el Río Santiago es principalmente el flujo que recibe este río procedente del

escurrimiento del Río Zula, el cual originalmente descargaba sobre el lago. En la desembocadura del Río Zula se construyó un canal que controla las descargas del Río Zula hacia el lago o sobre el Río Santiago.

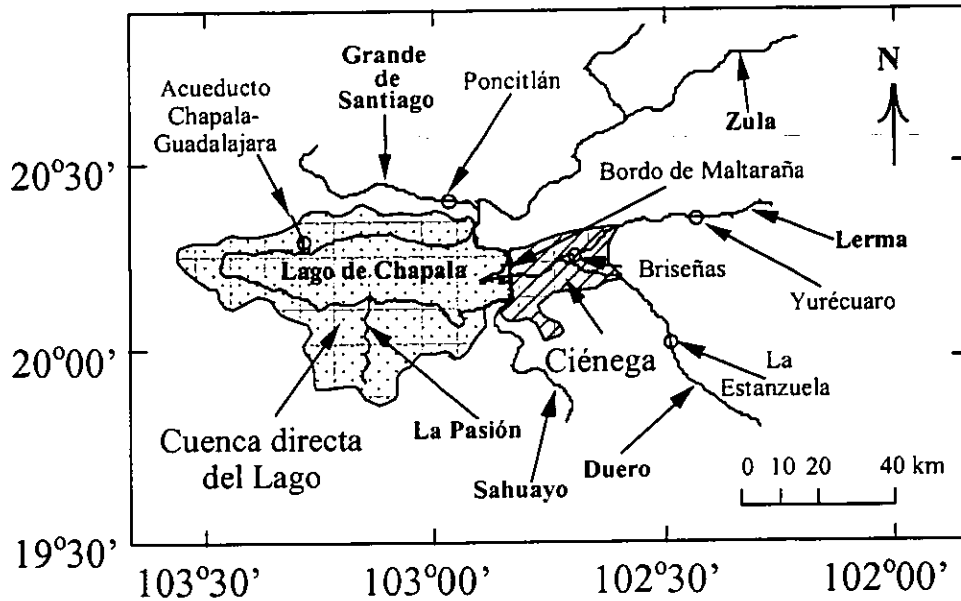


Figura 2.1 Cuenca Lerma-Chapala en la cercanía con el Lago de Chapala.

Tabla 2.1
Parámetros morfométricos del Lago de Chapala 1934-98 (CNA, 1999)

Parámetros Morfométricos	Periodo			
	1934-69	1970-79	1980-89	1990-98
Volumen (Mm ³)	5388.0	7320.3	4572.8	3813.2
Area (km ²)	1070.2	1144.0	1061.8	1008.8
Profundidad (m)	4.90	6.40	4.29	3.74
Variables Hidrológicas (Mm ³ /año)				
Contribución del Río Lerma	1873.73	1873.94	409.33	494.13
Contribución del Río Duero	nm	nm	nm	228.3
Precipitación pluvial	797.8	933.8	917.7	921.0
Salidas del Río Santiago	1292.9	1680.0	335.4	121.3
Salidas del Acueducto	-	-	-	149.3
Evaporación	1455.0	1578.2	1393.8	1312.0

En la siguiente sección se hablará, en forma general, sobre la calidad del agua del lago, haciendo énfasis en el aspecto relacionado con la concentración de nutrientes en este cuerpo de agua.

2.2 Calidad del agua del Lago de Chapala

El Lago de Chapala es un lago francamente alcalino, con un valor promedio de pH de 8.7. Dentro de las características fisicoquímicas relevantes del lago se reporta una transparencia mínima de 10 cm en la región oriental y una máxima de 60 cm en la región occidental lo cual manifiesta un grado muy alto de turbiedad en sus aguas. El oxígeno disuelto refleja una variación entre 6.8 y 7.0 mg/L lo cual refleja, de acuerdo a la presión barométrica del lugar, un porcentaje de saturación mayor al 90% sin presentar variaciones importantes en la columna de agua. Esta característica se atribuye al excelente grado de mezclado de sus aguas producido por el viento y su baja profundidad (Limón, 1987; Limón *et al.*, 1989; Guzmán, 1992a).

La cantidad de materia orgánica medida en el lago (DBO_5) es de 1.4 a 2.0 mg/L, y es ligeramente mayor en las zonas próximas a las descargas de aguas municipales. A lo largo del año, la temperatura promedio superficial del agua fluctúa entre 17.8°C y 23.8°C. En el fondo del lago prácticamente se tiene la misma variación. El fósforo inorgánico total, en la zona próxima a la desembocadura del Río Lerma, es del orden de 0.517 mg/L y en el resto del lago existe una variación entre 0.35 y 0.40 mg/L (Limón, 1987; Limón *et al.*, 1989; Guzmán, 1992a). La concentración de este nutriente es notoriamente elevada en comparación a otros lagos de climas templados (EPA, 1999).

El nitrógeno orgánico como nitrato tiende a disminuir en dirección Este-Oeste y aumenta en la zona próxima a la población de Chapala. Los sulfatos presentan una distribución relativamente uniforme con variaciones entre los 47 y 70 mg/L. Las grasas y aceites tienen una fuerte variación entre 4.1 y 115.6 mg/L. La dureza total oscila entre los 100 y 250 mg/L y la alcalinidad total entre 196 y 246 mg/L. En la desembocadura del Río Lerma se tiene un valor de coliformes fecales entre 123 y 875 mg/L mientras que para el resto del lago los valores son alrededor de 90 NMP/100 ml (Limón, 1987; Limón *et al.*, 1989; Guzmán, 1992a).

En años pasados la gran mayoría de las sustancias orgánicas e inorgánicas de todas las aguas residuales que llegaban al lago sufrían una transformación natural, en primer lugar por la enorme capacidad de dilución del vaso y por los distintos procesos fisicoquímicos y biológicos que se llevaban a cabo en sus aguas (SPP, 1981). En la década de los 70's el

Gobierno Federal a través de la Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica, programó el estudio limnológico del Lago de Chapala (SRH, 1972; SRH, 1973) y el monitoreo del mismo, tomando como objetivos principales conocer el grado de contaminación, la capacidad de asimilación de contaminantes y su variación a través del tiempo (SPP, 1981). En la década de los 80's las afectaciones más visibles causadas por las altas concentraciones de nutrientes en la cuenca del Río Lerma y en el lago fueron el excesivo crecimiento de malezas acuáticas, y el dramático descenso de nivel que experimentó el lago a finales de esa misma década (Guzmán, 1992a, 1992b). En 1993 la maleza acuática fija y flotante llegó a cubrir cerca del 12% (13,344 ha) de la superficie libre del lago (INEGI, 1995). Cabe mencionar, que el problema de crecimiento de malezas acuáticas, debido al exceso de nutrientes, se aprecia igualmente en el Río Lerma y en el Río Santiago. Algunos efectos adversos de este crecimiento fueron: la disminución de la actividad pesquera debido a la extensa cobertura del lirio acuático y tule la cual impedía la navegación principalmente en la parte Este del lago, los malos olores en la ribera debido a la descomposición de lirio removido en forma natural por el oleaje, pérdida de la belleza escénica, entre otros.

Igualmente en esta década se presenta por primera vez en el lago crecimiento de algas, aparentemente *Anabaena* (Centro de Estudios Limnológicos, CNA, comunicación personal) que en su descomposición produjeron malos olores manifestándose notoriamente en el agua de abastecimiento a la Ciudad de Guadalajara. En la actualidad no se cuenta con información sobre las repercusiones del proceso de degradación biológica, en la salud de la vida acuática del lago y en la salud pública de los usuarios. Recientemente se concluyó un trabajo que compendia la información disponible de calidad de agua proporcionada por la CNA en el periodo 1974-1997 la cual comprende una base de 2,683 registros conteniendo información de 46 parámetros de calidad de agua de 25 estaciones lacustres, 9 estaciones litorales y 6 estaciones fluviales. Esta base de datos se "depuró" dado que se encontraron incongruencias en algunos de los valores oficiales reportados (CNA, 1997 Rodríguez, 2000).

Con la intención de conocer la condición trófica del Lago de Chapala y el nivel de contaminación de sus aguas, en agosto de 1995 se efectuó una evaluación preliminar de la calidad de agua (de Anda, 1995). En esta evaluación se hizo énfasis en la concentración de nutrientes medidos en diversos puntos del lago (en la Figura 2.2 la cota 100 sobre el mapa batimétrico representa los 1,526 m snm). Los resultados analíticos reportados en la Tabla 2.2 revelan un valor promedio de 1.9 mg P/L y de 3.2 mg N/L. Siendo las concentraciones recomendadas de P y N para lagos y embalses tropicales son

0.05 a 0.06 mg P/L y 0.02 a 0.1 mg N/L, respectivamente (Ryding y Rast, 1987), es notable la desviación de los valores encontrados en el lago con respecto a los estándares internacionales, ya que las concentraciones de P y N en el lago son, respectivamente, 40 y 30 veces superiores al valor recomendado para lagos y embalses tropicales.

La relación N/P en los puntos de monitoreo variaron en el rango de 1 hasta 10 en los puntos de monitoreo 1 al 9 y alejándose hasta un valor de 18 en el punto de monitoreo 10. Los valores medidos en los puntos 1, 2, 5, 6, 8 y 9 fueron menores a 4 lo cual es indicativo de problemas de eutroficación con infestación potencial de algas nocivas en los cuerpos de agua dulce (Thomann y Mueller, 1987). Sin embargo, este proceso de eutroficación no se ve manifiesto en los niveles que corresponde en la literatura debido a los altos valores de turbiedad en el lago que obstruyen la actividad fotosintética. La penetración de la luz apenas llega a 65 cm en el mejor de los casos (Transparencia disco Secchi). En la medida que el lago reduce su volumen de almacenamiento, disminuye el tirante hidráulico y se incrementa el proceso de resuspensión de sedimentos lo cual propicia a su vez un incremento en la turbiedad de sus aguas.

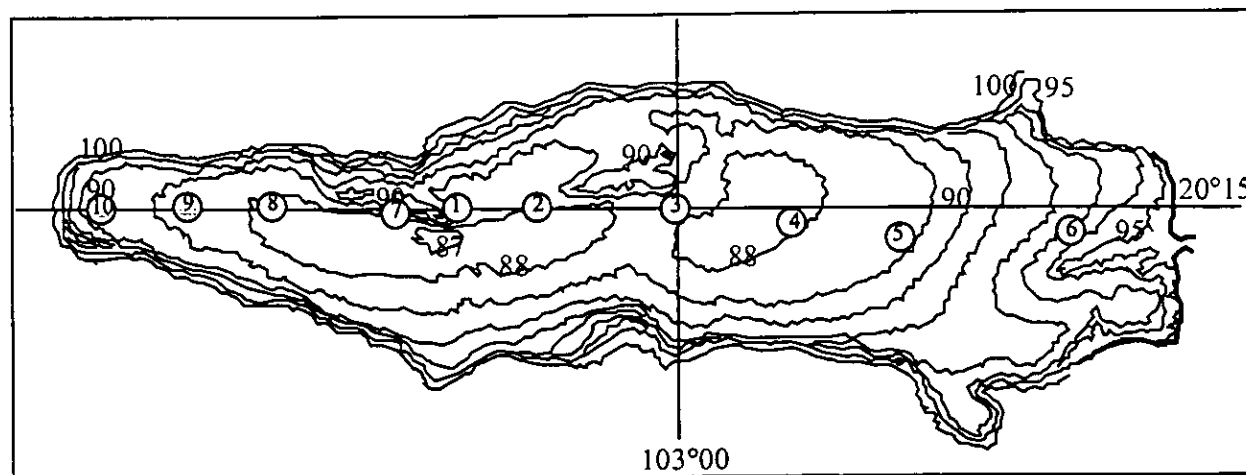


Figura 2.2 Localización de los puntos de monitoreo longitudinal (Dibujo sin escala).

Los datos de calidad del agua que se utilizaron en esta tesis, y que constituyen la base sobre la cual se desarrollo el balance de P para el lago, son los que la CNA (1997) ha reportado desde la década de los 70's. Los métodos analíticos aplicados por la CNA han sido básicamente los mismos autorizados por las normas internacionales. La validez estadística de la información fue ampliamente estudiada y discutida en el trabajo de Rodríguez (2000) haciendo énfasis en el comportamiento estadístico del P total. En este trabajo se demuestra que el comportamiento estadísticos de los datos de concentración de P total en el lago tiene un margen reducido de desviación estándar en las diferentes

estaciones lacustres. En forma diferente se manifiesta el comportamiento estadístico de los datos de concentración de P total en las corrientes fluviales en donde la desviación estándar es mayor. Sin embargo, en ambos casos, los datos muestran una curva de distribución uniforme. Para llevar a cabo el análisis estadístico de la información se recurrió al uso del módulo estadístico del programa RAISON (1996).

Tabla 2.2
Medición de algunos parámetros de calidad de agua relevantes en el
Lago de Chapala (de Anda, 1995).

Estación	Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Fecha	D/M/A	2/8/95	2/8/95	2/8/95	2/8/95	2/8/95	2/8/95	3/8/95	3/8/95	3/8/95	4/8/95
Hora		9:55	10:45	11:55	12:45	13:30	14:30	10:45	11:30	12:15	13:15
Condiciones atmosféricas	Descrip	claro	claro	claro	claro	claro	claro	claro	claro	claro	claro
Prof. total	m	4.8	5.4	5.2	5.8	3.6	1.0	5.5	5.25	4.5	3.6
Profundidad de muestreo	m	3.6	3.6	3.6	3.6	3.0	0.8	3.6	3.6	3.6	3.0
Profundidad de sonda Hydrolab	m	3.6	3.6	3.6	3.6	3.0	0.6	3.6	3.6	3.6	3.0
Temp. amb.	°C	23	25	26	26	26	31	25	25	26	26
Temp. del agua	°C	24.87	24.00	23.80	24.41	24.5	24.72	24.96	24.28	24.21	25.45
Conductividad	□S	880	855	860	868	803	803	900	899	899	913
O ₂ disuelto	mg/L	7.12	7.2	7.41	7.46	6.56	3.45	7.13	6.99	7.08	5.02
pH		8.62	8.59	8.59	8.59	8.58	7.55	8.61	8.62	8.63	8.30
Redox		0.102	0.106	0.104	0.103	0.105	0.156	0.122	0.124	0.122	0.127
Transparencia disco Secchi	cm	50	45	55	65	25	10	75	65	55	45
Alcalinidad total (CaCO ₃)	mg/L	365.8	355.6	345.4	345.4	315.0	172.7	375.9	365.8	365.8	355.6
Color	°Hazen	45	40	45	40	70	90	50	50	35	30
DQO	mg/L	15.20	22.90	30.50	22.90	30.50	45.70	7.60	15.20	30.50	30.50
Nitratos, NO ₃ ⁻	mg/L	1.64	0.63	0.67	1.40	1.60	1.40	0.98	1.85	1.64	1.83
Nitritos, NO ₂ ⁻	mg/L	0.040	0.044	0.040	0.040	0.051	0.041	0.035	0.044	0.035	0.040
Nitrógeno total	mg/L	3.02	3.40	2.40	2.60	3.90	3.95	3.30	3.70	2.70	2.90
Fósforo total	mg/L	3.19	3.11	0.29	0.34	3.40	1.00	0.34	3.30	3.80	0.16
Turbiedad	NTU	25.7	44.8	30.8	33.1	78.2	181.5	30.0	24.1	26.4	27.3

2.3 Hipótesis

La concentración de P en un lago o embalse es un indicador ecológico relevante dadas las implicaciones que tiene sobre la productividad primaria y el crecimiento de vegetación en un ecosistema acuático. Cuando la fuente del mismo no es de origen natural, sino procedente de cargas puntuales o difusas generadas por el hombre, entonces la concentración del P constituye una medida indirecta de los esfuerzos invertidos por la sociedad y gobierno para mantener la salud ambiental del ecosistema en cuanto a calidad y cantidad de agua.

La concentración de P total en el Lago de Chapala sobrepasa los estándares recomendados a nivel internacional para lagos y embalses y esto se debe principalmente a la contaminación producida por la actividad humana a lo largo de la Cuenca del Río Lerma más que en la cuenca directa del lago. Debido a ello los sedimentos y la columna de agua del lago han ido acumulando en forma creciente cantidades importantes de P en su diversas formas. La capacidad de remoción de P del lago ha ido disminuyendo debido al drástico descenso del caudal de entrada del Río Lerma, su principal contribuyente. Esto debido principalmente a la sobre – explotación del recurso a lo largo de la cuenca. Los esfuerzos gubernamentales para resolver el problema han sido escasos y el creciente deterioro de las condiciones ambientales de este ecosistema no podrán revertirse sin un cambio profundo en las políticas nacionales para la protección y conservación del recurso.

2.4 Trabajos Previos

En la búsqueda de soluciones que permitan resolver el problema de salud ambiental del ecosistema del Lago de Chapala, tiene especial importancia el control de los nutrientes que favorecen el crecimiento de las malezas acuáticas tanto en el lago como en sus afluentes y efluentes. Una estrategia que resulta obvia para ejercer un control adecuado de nutrientes, sin recurrir al uso de sustancias químicas agresivas, que pueden agravar el problema de contaminación, es alterar el *status* vegetativo de dicha maleza al evitar el transporte hacia el cuerpo de agua, precipitar, inhibir y/o remover los nutrientes primarios limitantes como son el nitrógeno y fósforo (N, P), principalmente (Welch, 1992b).

Existe una gran cantidad de literatura que hace referencia al problema de eutroficación en lagos templados y lagos cálidos tropicales inducido por el incremento en la concentración de nutrientes (Maki *et al.*, 1983; Ryding y Rast, 1989; Melack, 1992). Sin embargo, la literatura no señala hasta ahora alguna referencia específica en donde se discuta el problema de exceso de nutrientes y en específico del P en el Lago de Chapala (Limón *et*

al., 1989; Lind 1990; Lind *et al.*, 1992a, 1992b, 1993, 1994,) o alguna propuesta de saneamiento que tome en cuenta el control y remoción de dicho nutriente (Escalante, 1992; León-Vizcaino *et al.*, 1994).

Dada la importancia que tiene el mantener un adecuado control sobre los nutrientes en un lago o embalse (SOLEC, 2000), resulta conveniente realizar un análisis de la cantidad de fósforo presente en el Lago de Chapala, la variación espacial y temporal de su concentración en el lago en los últimos años y su interrelación con el régimen hidrológico. Esta información permitirá evaluar el comportamiento de este nutriente en el lago en el periodo 1974 a 1998 para conocer su situación actual y su perspectiva futura.

2.5 Objetivos

Los objetivos de esta tesis se limitan al área de estudio (Lago de Chapala), durante el periodo de 1974 a 1998, para:

- a) Conocer el funcionamiento hidrológico e hidráulico del vaso lacustre;
- b) Determinar en qué magnitud la actividad humana a lo largo de la Cuenca del Río Lerma ha modificado el balance hidrológico del sistema del Lago de Chapala;
- c) Evaluar, en espacio y tiempo, la variación de las concentraciones de P y PO_4^{-3} totales en el lago y comparar los resultados con los estándares recomendados a nivel internacional para lagos templados y para lagos cálidos tropicales;
- d) Realizar un balance de masa, en el periodo de estudio, para el P y PO_4^{-3} totales y de esta forma conocer el principal contribuyente de P al lago;
- e) Evaluar la carga externa de P, PO_4^{-3} totales y la relación N/P y con ello determinar cuál sería el estado trófico potencial del lago de acuerdo a este criterio¹²;
- f) Discutir qué repercusiones tienen, los resultados obtenidos, sobre la salud del ecosistema; y
- g) Sugerir medidas para el control de P en este cuerpo de agua.

En el siguiente capítulo se discutirá la metodología aplicada para conocer el régimen hidrológico de la Cuenca Directa del Lago de Chapala, igualmente se explicará con detalle la forma en la cual se realizó el balance de masa para el P y se discutirán las relaciones encontradas entre el P y PO_4^{-3} totales. Por otra parte se plantea igualmente una metodología para conocer lo que se denominó como "estado trófico potencial del lago" con base a los criterios establecidos por otros autores para lagos de climas templados.

¹² El efecto de fotosíntesis en el Lago de Chapala disminuye drásticamente debido a la turbiedad del agua. Esta evaluación permite observar los efectos que tendría el P, en el estado trófico del lago, en caso de que sus aguas fueran menos turbias y permitieran el paso de la luz a una mayor profundidad.

3 METODOLOGIA

En este capítulo se expondrá la metodología que se utilizó para llegar a los objetivos anteriormente planteados. Igualmente se hará mención sobre el proceso de obtención, clasificación y ordenamiento de la información existente de calidad y cantidad de agua en la cuenca del Lago de Chapala así como de los recursos computacionales aplicados para el análisis de datos medidos y las estrategias seguidas para la generación de datos faltantes (*calculados*).

El modelo de balance de fósforo del lago que se obtuvo en este trabajo se basa en la aplicación de dos modelos. El primero de ellos pretende conocer el régimen hidrológico del lago en el periodo de 1934 a 1997 para lo cual se recurrió a un modelo de tipo determinístico global en estado no estacionario (Chow *et al.*, 1988). En segundo término se desarrolló un modelo de calidad de agua de tipo determinístico en estado no estacionario (Schnoor, 1996) el cual asocia los datos del modelo hidrológico previamente obtenido. Para el caso del modelo de calidad de agua, el trabajo se limitó a estudiar a los años comprendidos en el periodo 1974 a 1997. De acuerdo a lo antes señalado, se determinó que las actividades centrales del trabajo debían estar comprendidas en los siguientes puntos:

- 1) Desarrollo de un balance hidrológico mensual de la cuenca directa del lago,
- 2) Aplicación de pruebas de correlación estadística entre las concentraciones medidas de P con las variables hidrológicas del sistema a fin de estimar en forma indirecta, algunas de las mediciones faltantes de concentración de estos componentes.
- 3) Desarrollo del balance mensual para el P en el lago.
- 4) Obtención de mapas 2D para conocer la distribución espacial y temporal de P en el lago y con ellos explicar cualitativamente los mecanismos relevantes de transporte de dichos componentes.
- 5) Estimación del grado trófico del lago de acuerdo a criterios basados en su régimen hidráulico y la carga superficial de P.

Cada uno de estos puntos será discutido ampliamente en el resto del capítulo señalando la calidad y cantidad de información utilizada en la obtención de los resultados.

La metodología aquí explicada fue igualmente utilizada para desarrollar el balance de masa para fosfatos (PO_4^{-3}).

3.1 Balance hidrológico de la cuenca del Lago de Chapala

Desde 1934 la CNA toma lecturas diariamente de los principales parámetros hidrológicos registrados en tres estaciones hidrometeorológicas y tres estaciones hidrométricas fluviales localizadas en la Cuenca del Lago de Chapala a fin de contar con información actualizada sobre precipitación pluvial, evaporación, volumen de almacenamiento del lago, flujos de alimentación y de salida, entre otros. Un cambio histórico importante en el régimen hidráulico de la cuenca del lago lo representó la construcción y puesta en marcha en el año de 1990 del acueducto Chapala-Guadalajara. Esta obra cumple con el objetivo de dotar agua para la ciudad de Guadalajara evitando las pérdidas por evaporación que experimentaban las aguas en su curso normal a través del Río Santiago. Actualmente el Río Santiago subsiste gracias a los escurrimientos del Río Zula y ya no se utiliza como medio para conducir el agua a Guadalajara; debido a ello en la cuenca del lago el uso del Río Santiago se limita a dotar de agua a los distritos de riego y a las poblaciones más cercanas al cauce de este río.

Como se mencionó anteriormente, en este trabajo se decidió aplicar un modelo hidrológico determinístico considerando intervalos de tiempo mensuales con la finalidad de analizar el comportamiento hidráulico del sistema y contar con este modelo como punto de partida para posteriormente realizar un balance de masa de las especies de interés. De acuerdo a la ecuación de continuidad, la velocidad de cambio de almacenamiento es igual a la diferencia entre las entradas y salidas del sistema (Chow *et al.*, 1988; Ecuación 3.1).

$$\frac{dV}{dt} = I(t) - Q(t) \quad (3.1)$$

En donde:

$V(t)$ = Volumen de almacenamiento del lago medido a tiempo "t"

$I(t)$ = Entradas al sistema a tiempo "t" (corrientes fluviales, precipitación, escurrimientos, etc.)

$Q(t)$ = Salidas del sistema a tiempo "t" (corrientes fluviales, evaporación, infiltración, etc.)

El sistema hidrológico de la cuenca del Lago de Chapala puede representarse mediante el esquema mostrado en la Figura 3.1. En esta figura se representa, en un diagrama de bloques, las entradas y salidas del sistema tanto puntuales como difusas. Como puede observarse en este diagrama, el Río Zula se considera como fuera del sistema y sus aportaciones naturales son directamente hacia el Río Santiago lo cual es importante mencionar dado que la medición del caudal del Río Santiago se hace aguas abajo en la Presa de Poncitlán tal como se mostró en la Figura 2.1 del capítulo anterior. Actualmente

en la ciudad de Ocotlán existe un canal que permite derramar eventualmente las aguas del Río Zula sobre el lago cuando los niveles del mismo son muy bajos, de esta forma en algunas ocasiones la Comisión Nacional del Agua (CNA) ha utilizado las aportaciones de este río para compensar los bajos volúmenes de almacenamiento del lago.

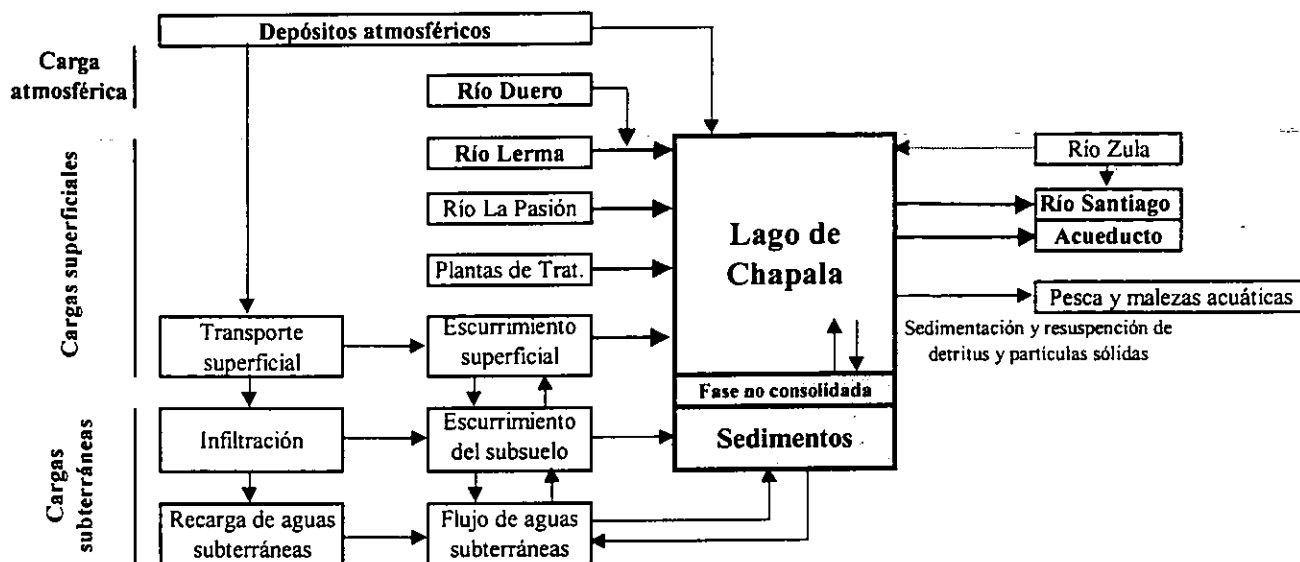


Figura 3.1 Diagrama esquemático del sistema hidrológico del Lago de Chapala.

3.1.1 Información hidrológica disponible

Del diagrama de la Figura 3.1 puede deducirse que se requieren una gran cantidad de datos para resolver y validar el modelo hidrológico del sistema. La información que fue posible obtener de la CNA para el periodo 1934-1997 se menciona a continuación:

- Área y volumen diario de almacenamiento del lago;
- Los valores promedio diarios medidos de precipitación pluvial y evaporación;
- Los valores promedio diarios medidos del caudal del Río Lerma, el caudal (natural o por bombeo) a través del Río Santiago y el caudal de bombeo a través del Acueducto Chapala-Guadalajara;
- Los valores promedio diarios medidos en el caudal del Río Zula (datos proporcionados por la CNA en el periodo 1992-1997 únicamente);
- El Río La Pasión no se encuentra dentro del programa de monitoreo de la CNA pero se estima su contribución en aproximadamente 1% de la del Río Lerma;
- El tirante hidráulico diario del lago (profundidad media);

- g) Cobertura de maleza acuática (información proporcionada por la CNA sólo para el periodo 1990-1996);
- h) Descargas diarias de las plantas de tratamiento de aguas residuales que vierten sus aguas directamente en el lago (información disponible por la SEDEUR en Jalisco sólo para el periodo 1996-1997).

3.1.2 Batimetría del lago

El Lago de Chapala a sido objeto de cuatro estudios batimétricos. El primero de ellos fue elaborado por Ballesteros (1929) haciendo uso de métodos tradicionales de la época para determinación de profundidades en mantos lacustres. Ballesteros usó una escala graduada para la determinación de las diferentes profundidades. El segundo estudio se hizo en el año de 1970 por el Instituto de Ingeniería de la UNAM en combinación con la SRH haciendo uso de fotografía aéreas y una ecosonda. El tercer estudio se realizó en el año de 1981 por la SARH haciendo uso de una ecosonda de dos niveles y recibiendo los datos en una computadora. Los datos se reprodujeron y reflejaron en una serie de planos batimétricos con un alto nivel de resolución. Los parámetros morfométricos se calcularon en base a este último estudio y fueron publicados por Limón (1987), Lind (1992) y más recientemente por de Anda et al. (1998). estos resultados se muestran en las Figuras 3.2, 3.3 y 3.4 y en la Tabla 3.1. El estudio batimétrico más reciente se realizó en 1997 por la CNA, los resultados de este estudio se encuentra en fase de análisis y aún no se han dado a conocer en forma oficial.

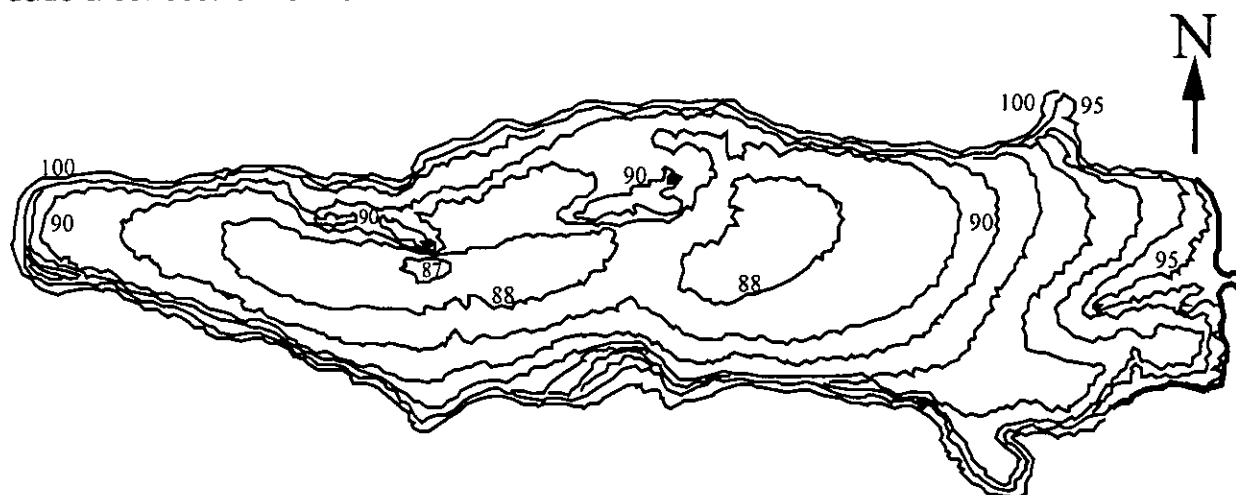


Figura 3.2 Batimetría del Lago de Chapala (SRH, 1981).
La cota 100 representa una elevación de 1,526.8 m snm.

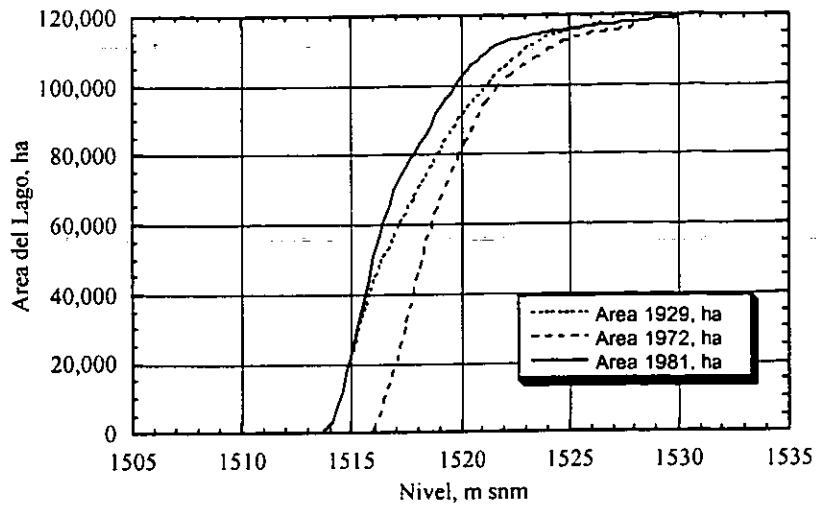


Figura 3.3 Curvas hipsográficas (área-profundidad) calculadas de los levantamientos batimétricos de Ballesteros (1929), SRH(1970), y SARH(1981).

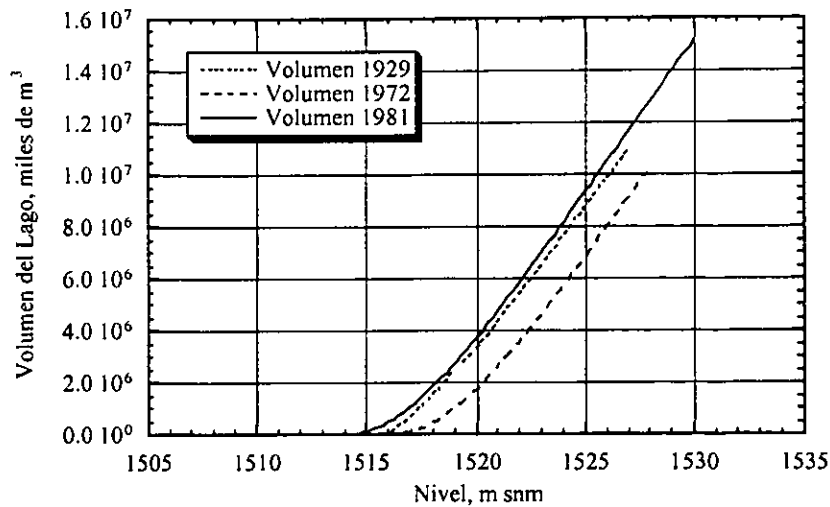


Figura 3.4 Curvas de volumen-profundidad calculadas de los levantamientos batimétricos de Ballesteros (1929), SRH(1970), y SARH(1981).

Tabla 3.1 Parámetros morfométricos del Lago de Chapala.

VARIABLE	Simbología (Hutchinson, 1957)	Unidades	Elevación, m snm	
			1,524	1,521
Volumen	<i>V</i>	Mm ³	7,962	4,667
Área	<i>A</i>	ha	111,200	103,900
Anchura máxima	<i>bx</i>	km	22.50	22.50
Longitud máxima	<i>l</i>	km	77.00	75.00
Profundidad máxima	<i>Zm</i>	m	10.50	7.50
Profundidad media	<i>Z</i>	m	7.20	4.50
Profundidad relativa	<i>Zr</i>		0.028	0.028
Línea de costa	<i>L</i>	km	215.0	209.5
Desarrollo de la línea de costa			1.82	1.83

3.1.3 Volumen de almacenamiento

Desde 1934 la CNA dispone de registros diarios de volumen de almacenamiento y superficie de agua superficial en el lago. Con la información obtenida de la batimetría obtenida por la SARH en 1981 se desarrolló un modelo basado en la geometría de una pirámide invertida que predice el volumen promedio mensual en el vaso con un 99.91% de fiabilidad (de Anda et al. 1998). Sin embargo, las correlaciones utilizadas para el cálculo de la superficie y volumen del lago están basadas en dos correlaciones no lineales que proporcionan más de un 99.99% de correlación con los datos de las curvas hipsográficas y de volumen del lago proporcionadas por la CNA y que están basadas en la batimetría anteriormente citada. Estas correlaciones son:

$$A = 39921450230.3121 + 55717768.3187 H^2 + 92.1828 e^{0.01H} \quad (3.2)$$

$$V = 64536761093.8194 - 85879798.72H + 28568.337 H^2 \quad (3.3)$$

En donde:

- A* Área del lago en su superficie de agua, ha
- V* Volumen de almacenamiento en el lago, miles de m³
- H* Altura del espejo de agua sobre el nivel del mar, m snm
- h* Cota medida en el lago, m

La altura sobre el nivel del mar se calcula mediante la expresión: $H = h + 1426$.

3.1.4 Escurrecimientos fluviales

Del Río Duero se cuenta con información mensual en el período 1990-1997 y del Río Zula en el período 1992-1997. El Río Duero descarga en el Río Lerma (ver Figura 3.1) por lo que las aportaciones del Río Lerma en este estudio representan la suma de ambos ríos. El flujo del Río Zula, cuyas aportaciones anuales son del orden de 60.5 millones de m^3 , descarga en forma natural en el Río Santiago (ver Figura 3.1). La estación de aforo para este río se encuentra en la presa de Poncitlán, por lo que las mediciones que efectúa la CNA en Poncitlán representan la suma de las descargas por el Río Santiago más las aportaciones del Río Zula. Solo en casos en donde los niveles del lago han sido muy bajos se permite escurrir las aguas del Río Zula hacia el Lago de Chapala con la finalidad de compensar los bajos flujos del Río Lerma. Dado que la estación de aforo del Río Zula comenzó a operar a partir del año de 1992 y no se cuenta con información previa, para propósitos de balance se considera el flujo del Río Zula como una aportación (entrada) al Lago de Chapala y en el balance se verá reflejada la contribución del Río Zula únicamente para esos años. Es importante observar que desde el año 1992 se ha presentado en el Río Zula un decremento en el flujo de aproximadamente 25 millones de m^3 por año y en el caso del Río Duero de 44 millones de m^3 por año (ver Figura 3.5). El origen de dichos decrementos es completamente antropogénico ya que existen nuevos distritos de riego a lo largo de ambos ríos aprovechando las aguas para fines agrícolas.

La Figura 3.6 muestra los flujos promedio anuales del Río Lerma y del Río Santiago hasta el año 1997. En esta figura se muestran igualmente los flujos de bombeo medidos en el acueducto Chapala-Guadalajara. Asimismo en la Figura 3.7 se muestra el la captación promedio anual por lluvia y las pérdidas por evaporación en el Lago de Chapala para el período 1934-1997. La CNA aplica un factor de corrección empírico de 0.77 sobre las mediciones tomadas en los evaporímetros instalados en las estaciones de la ribera a fin de estimar la evaporación potencial del lago.

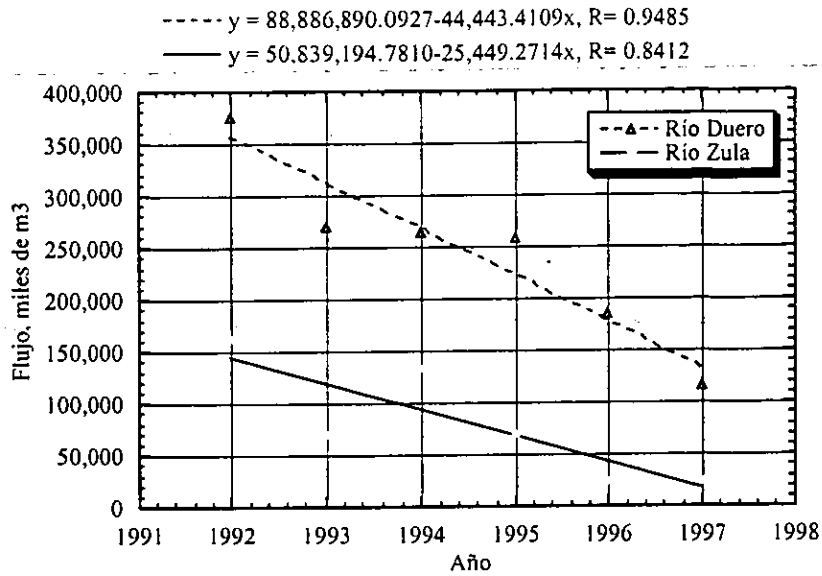


Figura 3.5 Flujos anuales del Río Zula y el Río Duero.

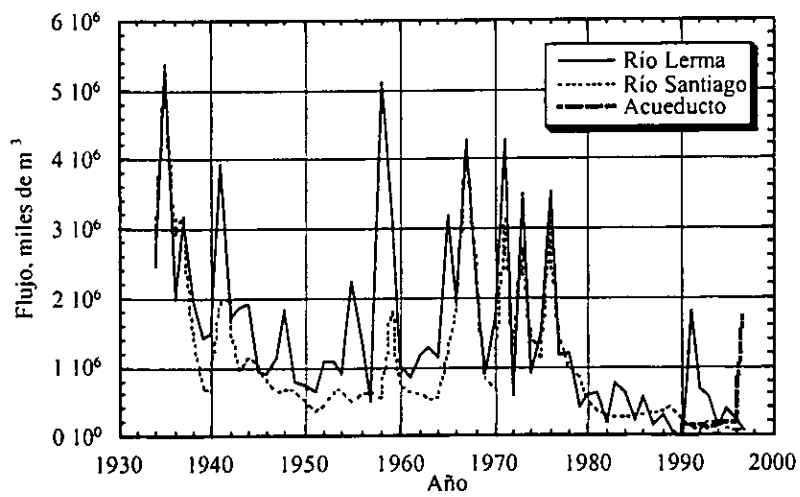


Figura 3.6 Flujos promedio anuales del Río Lerma, Río Santiago y del Acueducto Chapala-Guadalajara (a partir de 1990).

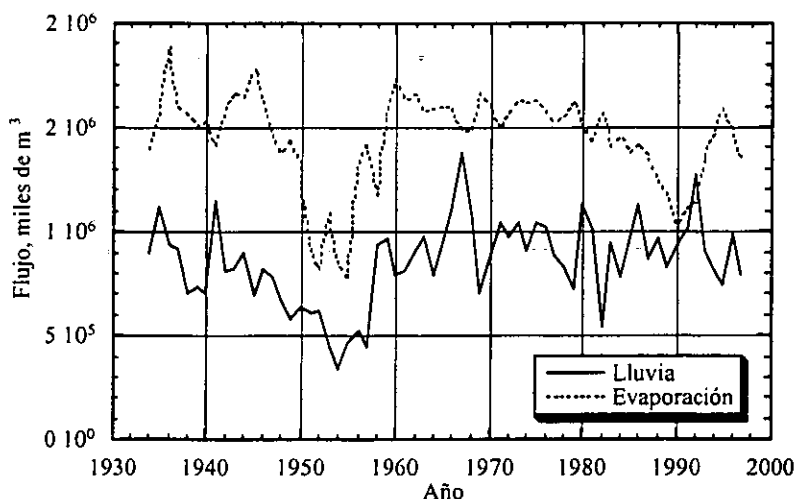


Figura 3.7 Precipitación y evaporación promedio anuales en el Lago de Chapala.

En la Figura 3.7 se puede observar una tendencia irregular entre la lluvia y la evaporación en los años de 1990 a 1995 período en el cual se manifestó un descenso importante en el nivel del lago. No obstante que la aportación por lluvias no tuvo cambios importantes en su comportamiento, el lago bajó drásticamente de nivel debido a la disminución del flujo de suministro del Río Lerma desequilibrando el nivel hidráulico del sistema y ocasionando con ello una disminución de la superficie libre del lago (ver Figura 3.8).

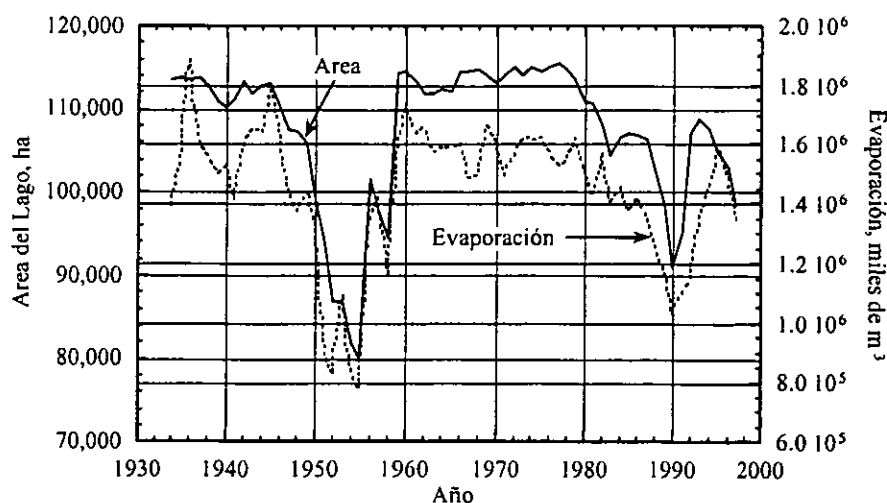


Figura 3.8 Relación de los cambios de área y la evaporación en el lago.

La Figura 3.9 muestra las variaciones de nivel en el Lago de Chapala en el periodo 1934-1997. En esta figura se puede apreciar que los niveles mas bajos alcanzados en el lago durante este período han sido el de 1953 el cual es el resultado de una severa sequía que se presentó en el país durante esos años. El segundo descenso importante de nivel se presentó en el año de 1990 como consecuencia del sobre uso del agua a lo largo de la cuenca del Río Lerma. Los volúmenes de captación del lago se aprecian en la misma figura.

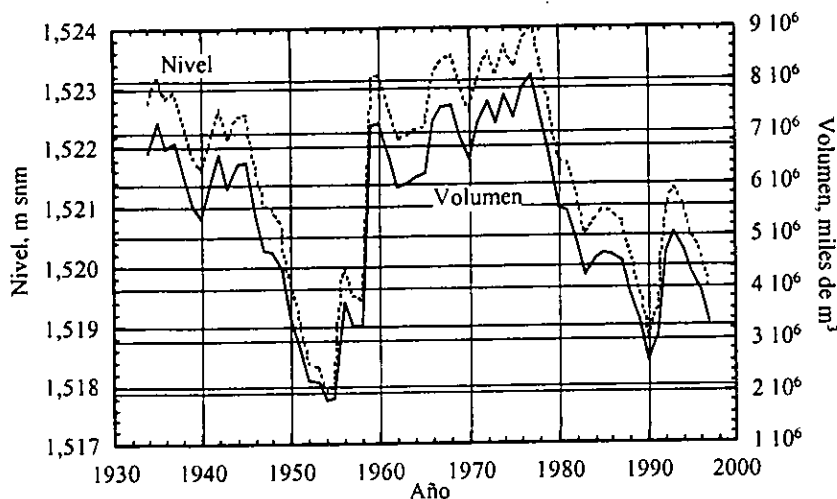


Figura 3.9 Variaciones de nivel y volúmenes de captación en el Lago de Chapala.

3.1.5 Esguerrimiento superficial

Con la finalidad de calcular los esguerrimientos de la cuenca directa del lago se utilizó el método establecido por el *Soil Conservation Service* (SCS) (Chow et al., 1988). Para aplicar este método fue necesario obtener información topográfica, edafológica, vegetación y uso de suelo de la cuenca del lago con la finalidad de seleccionar adecuadamente los números de curva (CN) involucrados en la ecuación sugerida por el SCS (Ecuación 3.4)

$$P_e = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S} \quad S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (3.4)$$

En donde:

- P_e = Esguerrimiento directo, pulg.
- P = Precipitación, pulg.
- S = Retención máxima potencial, pulg.
- CN = Número de curva adimensional

En la ecuación anterior los valores reportados en la literatura (Chow, et al., 1988) de los números de curva *CN* están en función de la humedad del área (seco, normal y húmedo), uso de suelo y tipo de suelo desde el punto de vista hidrológico (muy arenoso, arenoso, arenoso – arcilloso y muy arcilloso). En las estimaciones realizadas para la Cuenca del Lago de Chapala se usó como referencia un antecedente de humedad de clima seco (Grupo I)¹³ y suelo arenoso – arcilloso (Grupo hidrológico C). En la Tabla 3.2 se muestran los usos de suelo (INEGI, 1997), las coberturas de área correspondientes y los números de curva considerados para la Cuenca Directa del Lago de Chapala (Zavala, 2001).

Tabla 3.2 Números de curva usados en la Ecuación 3.4

Uso de suelo en la Cuenca Directa del Lago de Chapala	Area	Número de Curva
	km ²	CN
Agricultura de temporal	245.9	71
Bosque de encino	169.0	66
Matorral subtropical	408.3	79
Uso urbano	17.7	85
Agricultura de riego	47.8	71
Pastizal inducido	300.7	61
Cuerpos de agua	2.8	99.99
TOTAL	1,192.2	

3.1.6 Aguas subterráneas

Los estudios geohidrológicos encontrados en la literatura (SRH, 1973b; CNA, 1990) cuantifican las extracciones de los pozos, definen las tendencias de los flujos de las aguas subterráneas de la cuenca directa, pero no cuantifican las aportaciones al lago por esta vía. Por lo que el modelo hidrológico tendrá esta importante limitación en cuanto a información. Sin embargo, en forma indirecta y a través de la ecuación de continuidad establecida en la Ecuación (3.1), es posible dar una estimación indirecta de la contribución de las aguas subterráneas y su comportamiento en los últimos años como se discute posteriormente.

3.1.7 Pérdidas por evapotranspiración

La cobertura de malezas acuáticas (principalmente lirio y tule) en el Lago de Chapala a variado notablemente a lo largo de los últimos años presentándose una cobertura máxima en el período de 1990 a 1997 de 13,161 ha de las 108,767 ha totales del lago, esto

¹³ Precipitación pluvial en 5 días menor a 0.5 pulgadas en el estiaje y menor a 1.4 pulgadas durante las lluvias (Chow, et al., 1988)

significa una cobertura del 12.1%. Si designamos un factor de evapotranspiración de 1.5: 1.0 (IMTA, 1989) observamos que la contribución de la maleza acuática a la evaporación total del lago fue del orden del 6% en el máximo de cobertura presentado en dicho período (ver Figura 3.10).

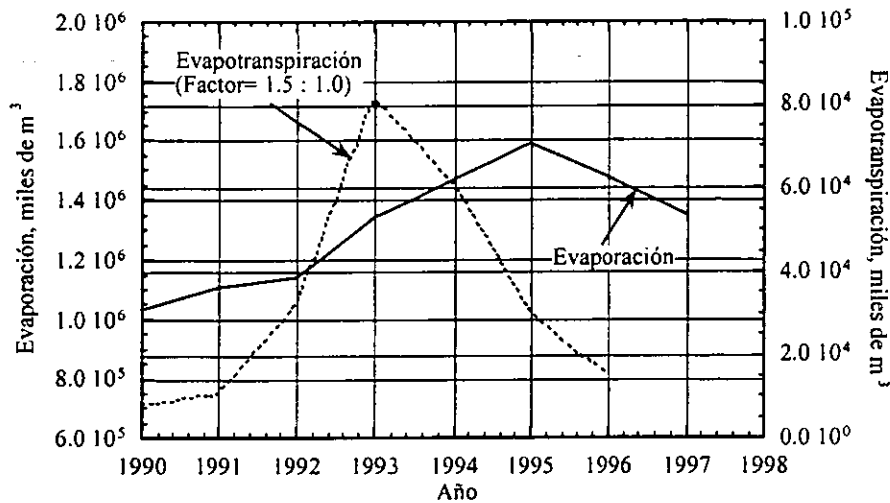


Figura 3.10 Pérdidas por evapotranspiración calculadas en base a la cobertura de malezas acuáticas en el Lago de Chapala en el período 1990-1997.

3.1.8 Ecuación de balance hidrológico

De acuerdo a lo antes mencionado, la Ecuación 3.1 para el caso del Lago de Chapala se ve transformada en la siguiente expresión (Ecuación 3.5):

$$\frac{dV(t)}{dt} = \left[\sum_{i=1}^4 Q_i(t) \right]_{\text{Entradas}} - \left[\sum_{i=5}^8 Q_i(t) \right]_{\text{Salidas}} \pm Q_9(t) \quad (3.5)$$

En donde:

- $V(t)$ Volumen del lago a tiempo "t";
- $Q_1(t)$ Aportaciones del Río Lerma;
- $Q_2(t)$ Aportaciones del Río Duero, Río Zula y Río La Pasión;
- $Q_3(t)$ Precipitación pluvial sobre el lago;
- $Q_4(t)$ Escurrimientos de la cuenca directa del lago;
- $Q_5(t)$ Salidas por el Río Santiago;
- $Q_6(t)$ Salidas por el Acueducto Chapala-Guadalajara;
- $Q_7(t)$ Salidas por evaporación;
- $Q_8(t)$ Salidas por evapotranspiración;
- $Q_9(t)$ Contribuciones / Salidas de otras fuentes.

De esta ecuación, es posible calcular el término $Q_9(t)$ atribuible a otras entradas o salidas no consideradas en el balance por no contar con información suficiente como es el caso de las aguas subterráneas y otras extracciones de aguas superficiales y profundas no controladas. Para fines de estimación del balance hidrológico la Ecuación (3.5) se discretizó para valores mensuales y con ello fue posible calcular el término $Q_9(t)$ para el periodo 1974-1997 tal como se indica en la siguiente expresión:

$$Q_9(t) = \frac{\Delta V - \left[\sum_{i=1}^4 Q_i(t) \Delta t \right]_{\text{Entradas}} + \left[\sum_{i=5}^8 Q_i(t) \Delta t \right]_{\text{Salidas}}}{\Delta t} \quad (3.6)$$

Si el valor de $Q_9(t)$ en la Ecuación (3.6) es negativo, esto significa que el vaso está perdiendo agua por infiltración en ese mes y en caso de dar un valor positivo esto es indicativo de que el vaso lacustre recibió una mayor aportación por aguas subterráneas (ver Figura 3.1). En el trabajo de Zavala (2001) se aplicó esta metodología demostrándose que en los últimos 20 años el Lago de Chapala ha ido perdiendo una importante cantidad de su volumen debido a la infiltración en el subsuelo (en el orden de $400 \text{ Mm}^3/\text{año}$), que puede interpretarse como extracciones de pozos localizados en las cercanías del lago. Es probable que la mayoría de esta extracciones provengan de pozos localizados en la Ciénega de Chapala que es la zona de mayor explotación agrícola (INEGI, 1995).

3.1.9 Tiempo de residencia hidráulico

A principios de los años 1970's se redujeron drásticamente las aportaciones del Río Lerma al Lago de Chapala (ver Figura 3.6). Como herramienta de análisis, se estudiaron dos relaciones hidrológicas que permitieran visualizar si dicha reducción en las contribuciones del Río Lerma se debieron a efectos climáticos o factores antropogénicos derivados de la necesidad de aprovechar el recurso para favorecer el intenso desarrollo urbano, industrial y agrícola que se dio lugar a lo largo de la cuenca a partir de esta década. Una de dichas relaciones involucra el análisis del comportamiento de la relación del volumen del lago y el flujo del Río Lerma la cual se ha denominado tiempo de residencia hidráulico de las aguas del río en el lago descrita en la Ecuación (3.7).

$$\tau = \frac{V_{\text{lago}}(t)}{Q_{\text{Lerma}}(t)} \quad (3.7)$$

La segunda es una relación adimensional dada por la precipitación pluvial en el lago y el flujo del Río Lerma conforme a la Ecuación (3.8)

$$\rho = \frac{P_{pluvial}(t)}{Q_{Lerma}(t)} \quad (3.8)$$

Los resultados de ambas relaciones se observan en la Figura 3.11. Es sencillo reconocer que a partir de los años 1970's se inicia un proceso de perturbación hidrológica en el sistema de tal magnitud que no puede ser atribuible a cambios climáticos, de lo contrario se hubiese manifestado algún cambio importante en la tendencia de la gráfica en los años 1950's, años en las que se presentó una sequía importante en la región. Por lo tanto la perturbación observada en la Figura 3.11 a partir de los años 1970' s y con mayor magnitud en 1990 debe ser de origen antropogénico. En los últimos años no se ha hecho nada por revertir esta tendencia y con ello a lograr la estabilidad hidráulica del sistema. La administración adecuada del recurso a lo largo de la cuenca es el único medio para lograr dicha estabilidad ya que los factores climáticos importantes como lo son la lluvia y la evaporación no han sufrido modificaciones importantes en los últimos años siendo factores que no han influido en los cambios bruscos de nivel que ha venido sufriendo el lago en este periodo.

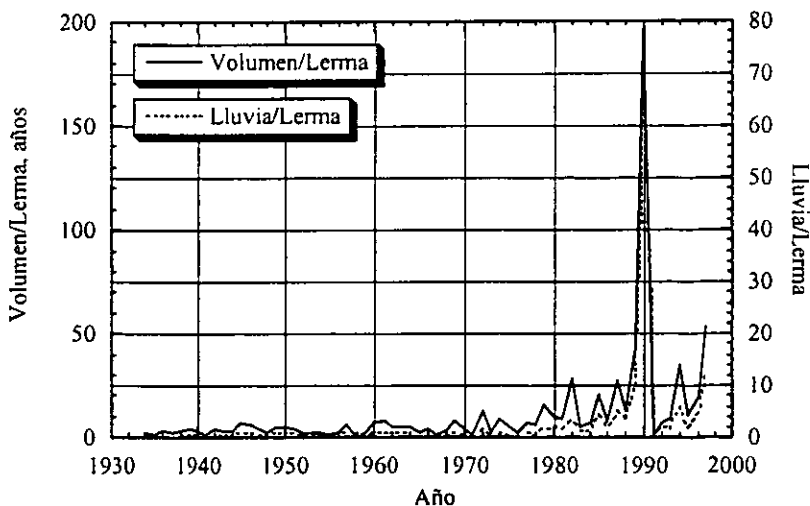


Figura 3.11 Tiempo de residencia hidráulico calculado para el Río Lerma. Relación entre precipitación pluvial y flujo del Río Lerma en el Lago de Chapala.

3.2 Balance de masa para el P en el lago

El P y PO_4^{3-} guardan una estrecha relación entre sí según lo explica Welch (1992a) en el ciclo general del P para un ecosistema acuático. Por lo que fue necesario efectuar un balance de ambos y comparar los resultados obtenidos con la finalidad de analizar las relaciones que existen entre éstos dos componentes en el ecosistema en estudio (de Anda et al. 2000, 2001). Sin embargo, para propósitos de explicación de la metodología de trabajo se enfocará el desarrollo de la misma para el P total sabiendo que ésta metodología igualmente se aplicó para el caso de los fosfatos (PO_4^{3-}).

Desde hace varios años se han venido desarrollando modelos de calidad de agua para comprender los procesos de captura y remoción de nutrientes que se llevan a cabo entre los sedimentos y la columna de agua y sus repercusiones en el proceso de eutroficación de lagos y embalses (French, 1983). En este trabajo se ha seleccionado un modelo homogéneo de tipo determinístico en estado no estacionario el cual nos permitirá visualizar de manera global lo que sucede con estos componentes en el Lago de Chapala. La ecuación general de balance de P para un intervalo de tiempo dado se describe a continuación (Ryding y Rast, 1989; Schnoor, 1996; Maniak, 1997):

$$V \frac{dP}{dt} = L_{entra} - L_{sale} \pm K_s PV \quad (3.10)$$

En donde:

P Cantidad de P medida en el lago, toneladas

V Volumen del lago, Mm^3

t Tiempo, mes.

L_{entra} Entradas de P puntuales y/o difusas, toneladas/mes

L_{sale} Salidas de P puntuales y/o difusas, toneladas/mes

K_s Coeficiente de sedimentación (-) / remoción (+) de primer orden, mes^{-1}

3.2.1 Fuentes puntuales y no puntuales

No obstante las limitaciones de información, se desarrolló una metodología para evaluar cuantitativamente el balance de P en el lago en el período 1974-1997 y de esta forma dar explicación al comportamiento que ha tenido este nutriente en relación a la calidad del agua del ecosistema. Para desarrollar el balance de P es necesario conocer las fuentes puntuales y no-puntuales en el Lago de Chapala. Después de analizar el ecosistema en estudio identificamos las siguientes entradas y salidas potenciales de P en el lago:

Fuentes puntuales: Río Lerma, Río La Pasión, Río Zula (el cual eventualmente se conducen sus aguas al lago), vertido de aguas municipales sin tratar procedentes de las poblaciones de la ribera, vertido de aguas municipales tratadas en plantas que no disponen de sistemas para remoción de nutrientes.

Fuentes no puntuales externas: Asentamientos de establos y granjas de ganado en donde las excretas se escurren al lago durante las lluvias, Arrastre de desechos animales por lluvia, Arrastre de fertilizantes químicos y orgánicos por lluvia desde los campos agrícolas a los ríos y arroyos que desembocan en la cuenca del lago, Prácticas inadecuadas de riego y drenaje a lo largo del Río Lerma y principalmente en la Ciénega del lago, Eventuales sobreniveles del lago que inundan tierras de cultivo ricas en fertilizantes, abonos orgánicos, etc. que son arrastrados posteriormente al lago, Arrastre atmosférico de polvo en el cuerpo de agua y precipitación del mismo sobre la superficie del lago a través de la lluvia y el polvo, Procesos erosivos de las laderas de montañas que rodean la cuenca del lago en donde existen actividades agrícolas, ganaderas y forestales, Infiltración de fertilizantes químicos y orgánicos, Infiltraciones de materia orgánica fecal procedente de pozos de absorción, Infiltración de aguas subterráneas.

Fuentes no puntuales internas: Procesos de resuspensión sedimento-agua.

Asimismo las salidas de P del lago podemos clasificarlas como descargas puntuales y no puntuales aquellas que se identificaron como relevantes se citan a continuación.

Descargas puntuales: Río Santiago, Acueducto Guadalajara-Chapala y aguas subterráneas extraídas por bombeo para riego agrícola.

Descargas no puntuales: Extracción pesquera y de malezas acuáticas, descarga de aguas subterráneas por infiltración

En la Figura 3.12 se han resaltado aquellas fuentes y descargas de P de las cuales se cuenta con información a intervalos de tiempo regulares necesarias para efectuar un balance de este nutriente para periodos mensuales de tiempo. Como se observa en el diagrama anterior se carece de información de varias fuentes y salidas de P en el lago. Sin embargo, se considera para propósitos del balance únicamente las fuentes y descargas mas relevantes del sistema. Se pueden efectuar algunas aproximaciones basadas en modelos generales para estimar las aportaciones por el Río La Pasión así como por escorrentías y erosión. Igualmente es factible, conociendo la superficie de las zonas de riego aledañas a la cuenca del lago, estimar el consumo probable de agua destinada a riego así como las descargas de drenaje agrícola. Sin embargo, hasta el

momento no ha sido posible obtener información completa en cuanto a aguas subterráneas. La literatura existente (SRH, 1973b; CNA,1990) no señala la carga hidrológica de entradas y salidas de aguas subterráneas al lago y no menciona datos específicos de concentraciones de P. Por tanto este balance aun carece de información necesaria que permitiría asegurar un cierto nivel de exactitud. Sin embargo tomando en consideración los componentes mas importantes del sistema que contribuyen en el balance podemos acercarnos a los valores reales.

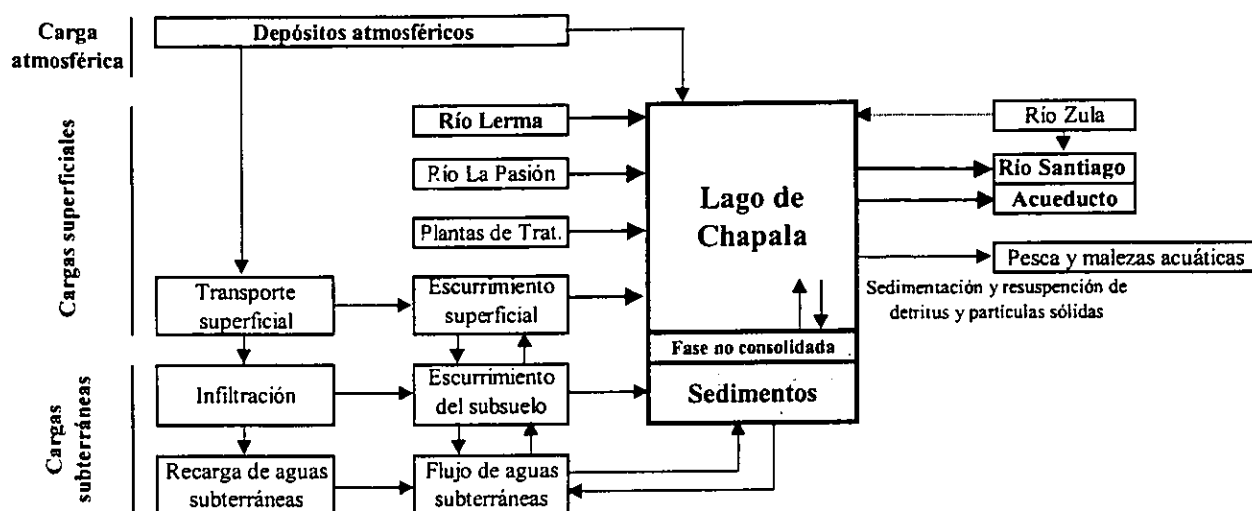


Figura 3.12 Diagrama indicando las trayectorias de transporte de fósforo al lago.

3.2.2 Cantidad de P en el lago

Para la determinación del contenido de P en el lago a un tiempo dado, se tomaron las mediciones que la CNA a efectuado en el Lago de Chapala en 25 estaciones lacustres desde 1974 y en 9 estaciones litorales desde 1990. Igualmente se consideran las mediciones efectuadas en las estaciones localizadas en la desembocadura del Río Lerma (LE-1), a la entrada del Río Santiago (SA-1) y a la entrada del acueducto Chapala-Guadalajara (Ac), tal como se describe en la Figura 3.13 y en la Figura 3.14.

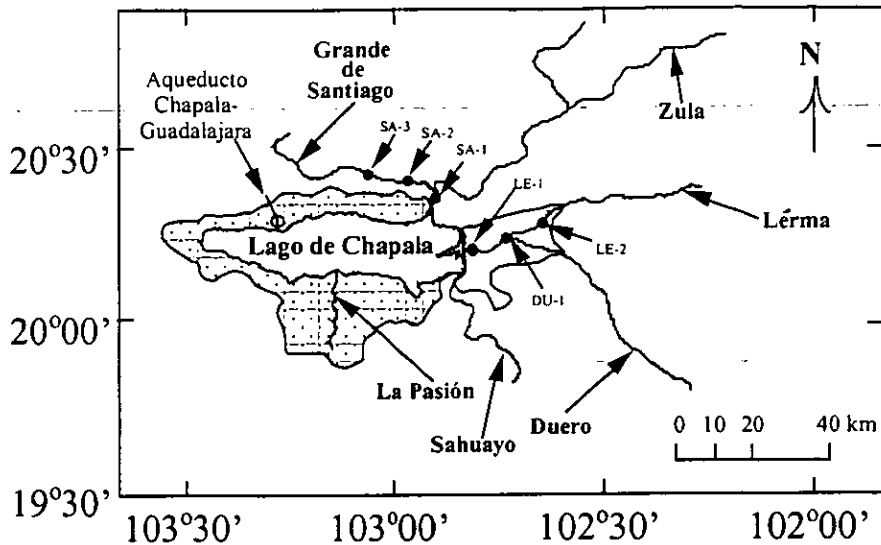


Figura 3.13 Localización de las estaciones fluviales monitoreadas en la Cuenca del Lago de Chapala (CNA, 1997).

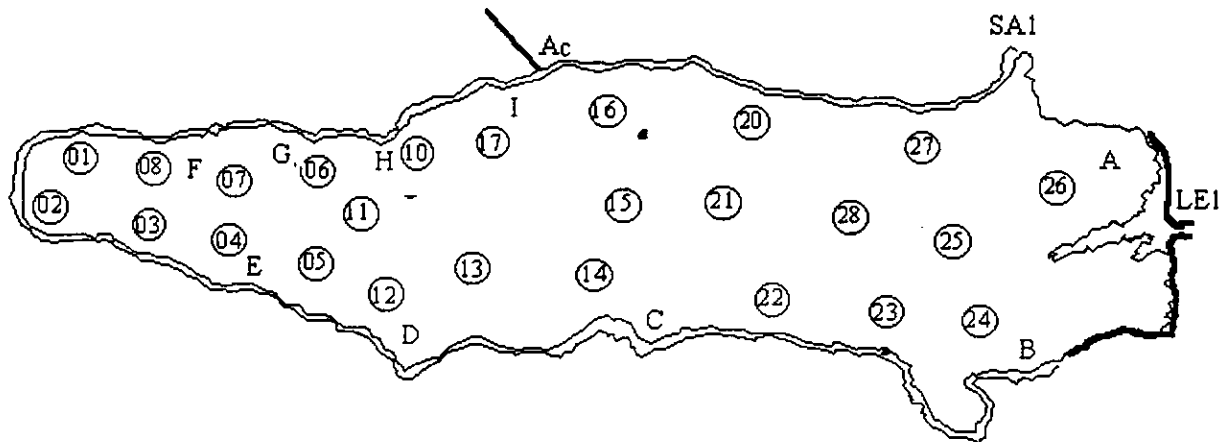


Figura 3.14 Localización de las estaciones lacustres y litorales monitoreadas en el Lago de Chapala (CNA, 1997)

Reacomodando la Ecuación (3.10) discutida al inicio de esta sección y despejando el término K_sPV logramos obtener la Ecuación (3.11). El término K_sPV puede en este caso interpretarse como la carga interna de P en el lago durante un intervalo de tiempo dado mientras que el término $\pm V(dP/dt)$ es la diferencia en el contenido de P en la columna de agua durante el mes.

$$K_sPV = L_{salc} - L_{entra} + V \frac{dP}{dt}$$

(3.11)

Un valor negativo de K_sPV en la Ecuación (3.11) indica que existe un depósito neto de P durante el mes, mientras que un valor positivo indica una remoción neta de P (por ejemplo cargas internas hacia el lago durante ese mes). Para resolver la Ecuación (3.11) en intervalos mensuales de tiempo, es necesario previamente desarrollar las siguientes actividades:

- a) Identificar las entradas y salidas (puntuales, difusas e internas) de P en el espacio geográfico limitado por la cuenca directa del lago (ver Figura 3.12 y 3.13);
- b) Obtener los datos de calidad del agua de cada una de las estaciones de monitoreo lacustres, litorales y fluviales de la CNA localizadas en la cuenca del lago (CNA, 1997);
- c) Hacer un análisis estadístico de la información existente de concentración de P medido en las estaciones fluviales a fin de estimar las concentraciones mensuales de P en las estaciones fluviales del Río Lerma (LE-1), Río Santiago (SA-1) y Acueducto Chapala-Guadalajara que no cuentan con monitoreos continuos de forma mensual.
- d) Desarrollar una base de datos de calidad de agua en el período de estudio en cada una de las estaciones de monitoreo de la CNA en el lago. Igualmente en dicha base se consideran los datos de concentración medidas en la desembocadura del Río Lerma, a en el origen del Río Santiago (período 1974-1997) y en la estación de bombeo del Acueducto Chapala - Guadalajara (período 1990-1997) (ver Figura 3.13 y 3.14);
- e) Obtener información de calidad de agua de las descargas de aguas residuales municipales (Secretaría de Desarrollo Urbano en Jalisco, 1997) y estimar la carga mensual promedio de P al lago procedente de estas fuentes puntuales;
- f) Hacer una estimación de la carga total mensual de P potencialmente aportada a la cuenca directa del lago calculando el escurrimiento potencial en función del uso de suelo y tipo de suelo y estimando dichas aportaciones con los datos de precipitación pluvial mensual en la cuenca del lago. Con esta información se aplica el modelo de coeficientes de exportación asociado a los usos de suelo identificados en la cuenca directa (Reckhow *et al.*, 1980);
- g) Obtener información histórica sobre abundancia y captura de peces en el lago;
- h) Obtener información histórica de cobertura de malezas acuáticas para el período de estudio, a fin de estimar la cantidad potencial extraída y/o acumulada de P procedente de la biota del lago;

- i) Desarrollar el balance para los meses en donde existe información y hacer una estimación a través de correlaciones estadísticas de las cantidades no medidas en el periodo en estudio.

3.2.3 Análisis estadístico y correlación de valores de concentración de P

Para establecer un balance para el P total¹⁴ en el lago es importante contar con información a intervalos continuos (p. ej. datos mensuales) de las concentraciones de cada una de estas especies medidas en las entradas y salidas puntuales del sistema. La CNA realiza desde 1974 campañas de monitoreo de calidad de agua en los escurrimientos de los Ríos Lerma, Duero y Santiago, y a partir de 1991 monitorea la calidad de agua del Acueducto Chapala – Guadalajara (ver Figura 3.12 y 3.14). El monitoreo de calidad de agua que realiza la CNA en los influentes, efluentes y en el lago mismo no se efectúa con regularidad. Esta situación ocasiona serios problemas para la realización de un balance formal de estas especies en el lago. Con la finalidad de estimar los valores no medidos de P en los influentes y efluentes superficiales del lago, es necesario:

- a) Realizar pruebas de correlación estadística entre las concentraciones medidas de P entre las tres estaciones de monitoreo, localizadas en la cercanía de los influentes (LE-1, DU-1, LE-2) y efluentes naturales del lago (SA-1, SA-2, SA-3) las cuales se muestran en la Figura 3.2.
- b) Mediante las ecuaciones de ajuste así obtenidas que hayan obtenido un mayor grado de correlación, se estiman los datos faltantes (datos calculados) en las estaciones LE-1 y SA-1 a través de los datos medidos en las estaciones DU-1 y LE-2 y las SA-2, SA-3 respectivamente.
- c) El resto de los datos mensuales faltantes en LE-1 y SA-1 se estiman por interpolación haciendo uso de análisis de series de tiempo y de esta forma se completa una serie continua mensual de concentraciones de cada componente en el periodo de estudio. Mediante la técnica de *splines* se pueden suavizar los resultados de la gráfica obtenida en el proceso de interpolación.

El manejo estadístico de los datos de calidad de agua en las estaciones fluviales se apoya en la herramienta de software denominada **WinSTAT** (<http://www.winstat.de>). A través de este paquete estadístico fue posible hacer las pruebas de correlación estadística e interpolación de datos correlacionados. Asimismo, en el caso de datos que no pudieron estimarse por correlación, se recurrió al análisis en series de tiempo disponible en este mismo paquete. En las siguientes secciones se discutirá con detalle el procedimiento de

¹⁴ Ver sección 1.3. El balance se establece sobre los valores medidos como totales en muestras sin filtrar.

cálculo al que se recurrió para obtener las cargas de las entradas y salidas más importantes de P en el sistema Lago de Chapala. Los valores de las fuentes y salidas puntuales de P se calcularon en todos los casos multiplicando el flujo de agua medido en la fuente o salida (estación fluvial, descargas de aguas residuales, etc.) por la concentración de P correspondiente medida o calculada en forma mensual de acuerdo con la Ecuación (3.12).

$$P_j = Q_j \cdot C_j \quad (3.12)$$

En donde:

- P_j Masa de P de la corriente fluvial "j", ton/mes
- Q_j Flujo medido de la corriente fluvial "j", Mm³/mes
- C_j Concentración medida o calculada de la corriente fluvial "j", mg/L (ton/Mm³)

3.2.4 Entradas de P al sistema

3.2.4.1 Río Lerma

el Río Lerma constituye uno de los principales contribuyentes de nutrientes al lago. La CNA ha monitoreado la calidad del agua en tres estaciones sobre el río próximas al Lago de Chapala las cuales se han denominado respectivamente Lerma-1 (LE-1), Duero-1 (DU-1) y Lerma-2 (LE-2) descritas en la Figura 3.13. Para dar una idea de la magnitud del impacto del Río Lerma como contribuyente de nutrientes al lago, podemos decir que en el período 1990 - 1997 el Río Lerma descargó al lago un volumen anual promedio de 476 millones de m³/año. La concentración media de P-total en el Río Lerma medida en la estación LE-1 se mantuvo en 1.52 mg/L (ton/millón de m³), valor obtenido promediando los datos existentes para este período. De aquí se deduce que la carga procedente del Río Lerma en este período fue de 724 t de P/año.

A fin de establecer la carga mensual de P al Lago de Chapala procedente del Río Lerma para el período 1974 a 1997 es necesario contar con información hidrométrica y de concentración de P en la desembocadura del Río Lerma. Por esta razón los datos de la estación LE-1 son muy importantes para establecer la carga de P ya que LE-1 está ubicada a la entrada del lago y por ello se debe contar con la mayor cantidad de información posible. La base de datos proporcionada por la CNA carece de algunos datos de concentración de P para ciertas fechas. Sin embargo, si se busca una relación funcional entre los datos de las estaciones LE-2 y DU-1 con la de LE-1, en forma indirecta es posible estimar una parte de los datos faltantes en la estación LE-1 a partir de la

información existente en las dos estaciones anteriores. Los resultados obtenidos en el análisis de los datos se muestran en las figuras Figura 3.15 y 3.16 presentándose en ambos casos una correlación aceptable entre.

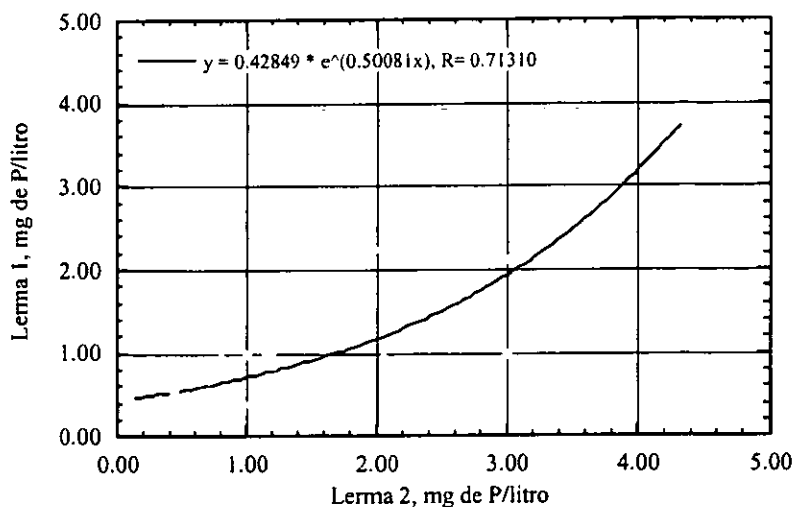


Figura 3.15 Correlación entre los valores de concentración de P-total para las estaciones LE-1 y LE-2.

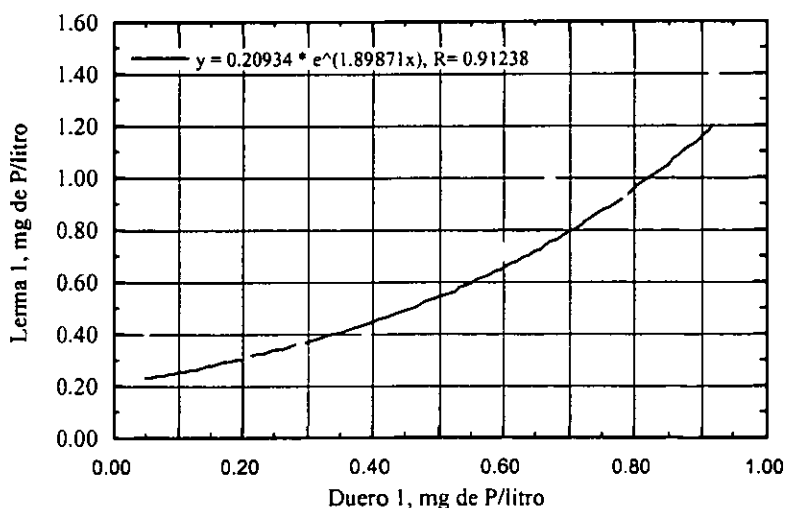


Figura 3.16 Correlación entre los valores de concentración de P-total para las estaciones LE-1 y DU-1.

Posteriormente se efectuó un análisis de tendencia temporal de las concentraciones medidas y la calculadas de P para la estación LE-1 de donde se obtuvo la gráfica mostrada en la Figura 3.17. En esta gráfica se observa una tendencia global de la

concentración de P-total a aumentar exponencialmente con el tiempo. Como podrá notarse, la correlación obtenida es muy baja debido a la dispersión de los datos.

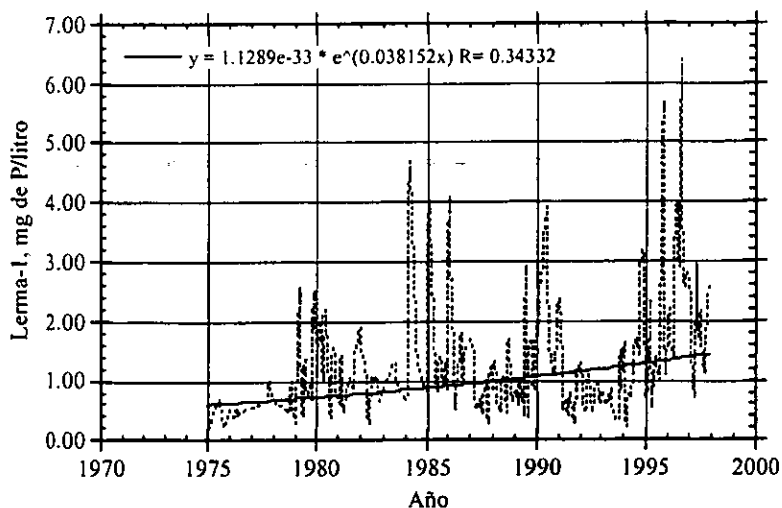


Figura 3.17 Tendencia temporal de la concentración de P-total en la estación LE-1.

Una estrategia razonable para lograr una mejor correlación de los datos mostrados en la gráfica anterior es el de separar dichos datos de acuerdo a los ciclos estacionales naturales del lago. En el Lago de Chapala se distinguen tres periodos estacionales: estiaje, lluvias e interestiaje. Sin embargo, al separar los datos en dichos periodos estacionales no se obtuvo ninguna correlación satisfactoria.

La cantidad total mensual de P descargada por el Río Lerma sobre el Lago de Chapala se muestra en la Figura 3.18. La gráfica muestra el resultado de multiplicar la carga hidráulica del Río por la concentración promedio mensual de P. El comportamiento irregular de los datos calculados para la carga de P se debe a que el agua del Río Lerma se controla a través de diferentes presas y bordos de retención a fin de aprovechar el agua para riego de campos agrícolas antes de llegar al lago. Estas prácticas de riego normalmente son, en la mayoría de los casos, por inundación o escurrimiento lo que origina el retorno de agua de riego al Río Lerma con una carga importante de nutrientes manifestándose esto en la medición de altas concentraciones de P. Adicionalmente, los cambios drásticos en el régimen hidrológico de la cuenca, inducidos por el alto nivel de sobreexplotación del recurso a lo largo del Río Lerma, explican la intensa dispersión de las cargas de P en el periodo de estudio.

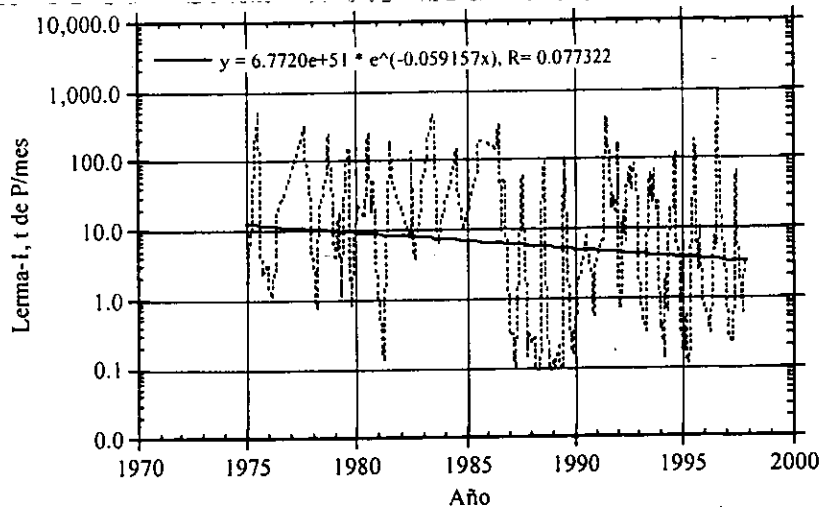


Figura 3.18 Carga total de P descargada hacia el lago procedente del Río Lerma.

3.2.4.2 Escurrimientos de la cuenca del lago

Aplicando el método de coeficientes de exportación (Ryding y Rast, 1989), es posible hacer una estimación de la cantidad de P que potencialmente puede arrastrarse al lago por los escurrimientos procedentes de la cuenca directa. La cuenca directa del lago sin incluir la superficie media del espejo de agua, tiene una cobertura de 1,192.2 km². En esta cuenca los usos de suelo más frecuentes están representados por la agricultura, la actividad pecuaria y forestal, existiendo sin embargo superficies importantes sin explotación debido a lo accidentado de las laderas de montañas que rodean al lago (SeMARNaP, 1998). En la Tabla 3.3 se hace una estimación de la cantidad potencial de P que llega al lago por escurrimientos de la cuenca del lago dependiendo del uso de suelo. La cantidad calculada en esta Tabla convierte a los escurrimientos y a la erosión potencial como un importante contribuyente de P al lago.

Tabla 3.3 Usos de suelo identificados en la Cuenca del Lago de Chapala (Zavala, 2001)

Uso de suelo en la Cuenca Directa del Lago de Chapala	Area	Coefficiente de exportación para el P	P Total
	km ²	(kg/ha/yr)	kg/yr
Agricultura de temporal	245.9	2.00	49,180.00
Bosque de encino	169.0	0.11	1,859.00
Matorral subtropical	408.3	0.10	4,083.00
Uso urbano	17.7	1.20	2,124.00
Agricultura de riego	47.8	4.60	21,988.00
Pastizal inducido	300.7	0.10	3,007.00
Cuerpos de agua	2.8	0.00	0.00
TOTAL	1,192.2		82,241.00

3.2.4.3 Plantas de tratamiento

Con la finalidad de dar seguimiento al programa de saneamiento de la cuenca Lerma-Chapala, se han instalado desde 1990 algunas plantas de tratamiento en las principales ciudades ubicadas a lo largo de la ribera del lago, la ubicación de las mismas se muestra en la Figura 3.18. Dado que ninguna de estas plantas cuenta con un tratamiento terciario para remoción de nutrientes (N y P) la concentración de P medida a la descarga de estas plantas normalmente es alta tal como se muestra en la gráfica de la Figura 3.19 al igual en la misma figura se muestran el volumen de descarga total de estas plantas. La carga total de P aportada por las plantas de tratamiento no ha excedido las 6 toneladas mensuales en los últimos años tal como se muestra en la Figura 3.20 siendo 4.54 t de P/mes el valor medio. Por tanto, las descargas municipales por descargas de las plantas de tratamiento son de aproximadamente 54.48 t de P/año constituyendo una fuente importante de P para el vaso.

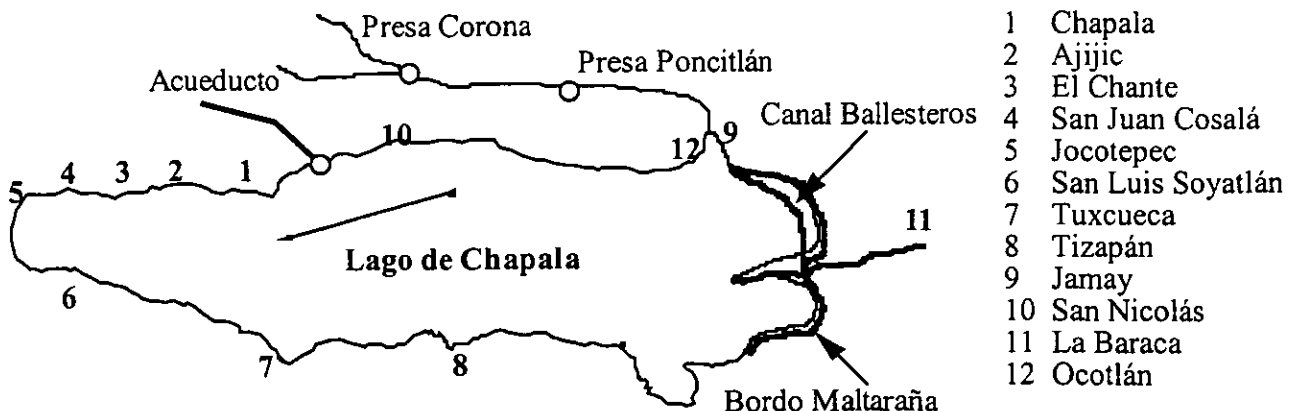


Figura 3.18 Localización de Plantas de Tratamiento en el Lago de Chapala.

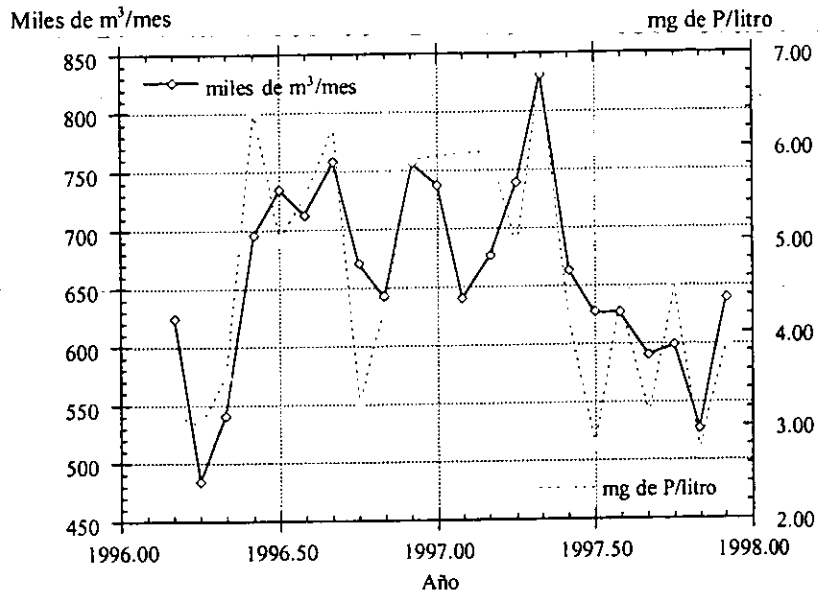


Figura 3.19 Volumen total de descarga de aguas tratadas y concentración media de P a la descarga de las plantas de tratamiento localizadas en la ribera del Lago de Chapala.

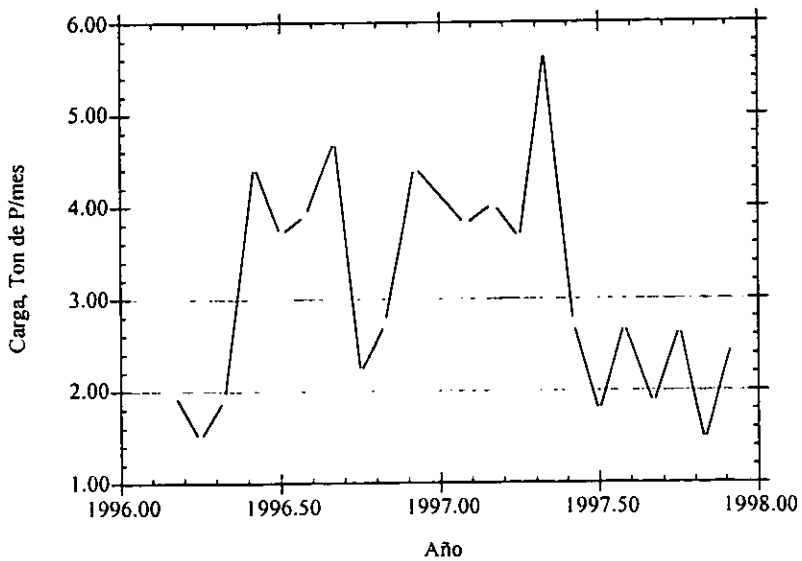


Figura 3.20 Carga total mensual de P procedente de las descargas de aguas municipales de las plantas de tratamiento localizadas en la ribera del Lago de Chapala.

3.2.5 Salidas de P del sistema

3.2.5.1 Río Santiago

La salida natural del Lago de Chapala la constituyó, hasta enero de 1991, el Río Santiago. A partir de esta fecha se puso en operación el Acueducto Chapala-Guadalajara. Actualmente este acueducto es el sistema de abastecimiento con el que se suministra el 52% del agua requerida para Guadalajara. Otras salidas hidrológicas importantes no controladas son las infiltraciones a mantos friáticos localizados por abajo del fondo del lago y la evaporación aunque esta última, por sí misma, no es capaz de arrastrar P del lago.

Los flujos del Río Santiago están vinculados con los del Río Lerma a fin de mantener el balance hidrológico del sistema. A partir de la década de los 1980's disminuyen las aportaciones del Río Lerma lo cual obliga a modificar el régimen de flujo del Río Santiago a fin de mantener un volumen de captación razonable del lago. Esta situación a incrementado notablemente los tiempos de retención del agua del vaso, incrementando la concentración de nutrientes, y por consecuencia han aumentado las posibilidades de que se manifiesten problemas de eutroficación en el lago (crecimiento de malezas acuáticas y algas) como se explicará posteriormente en este capítulo.

Con la finalidad de obtener información complementaria para la estación SA-1, próxima al Lago de Chapala, se siguió una estrategia análoga a la realizada en las estaciones de la CNA sobre el Río Lerma. Para ello se tomaron los datos de concentración de nutrientes en dos estaciones adicionales a SA-1, las cuales se denominaron SA-2 y SA-3 respectivamente (ver Figura 3.13). Al igual que los coeficientes de correlación obtenidos para el Río Lerma existe una correlación satisfactoria entre los datos de la estación SA-1 y los de las estaciones SA-2 y SA-3. Las gráficas de las Figura 3.21 y 3.22 muestran el comportamiento de estos datos y su respectivo grado de correlación.

Por otra parte, no debe olvidarse, que el Río Santiago recibe las aguas del Río Zula (ver Figura 3.12 y Figura 3.13). El efecto del escurrimiento del Río Zula no perturba notoriamente el sistema ya que sigue existiendo un buen nivel de correlación entre los datos de concentración de las tres estaciones analizadas.

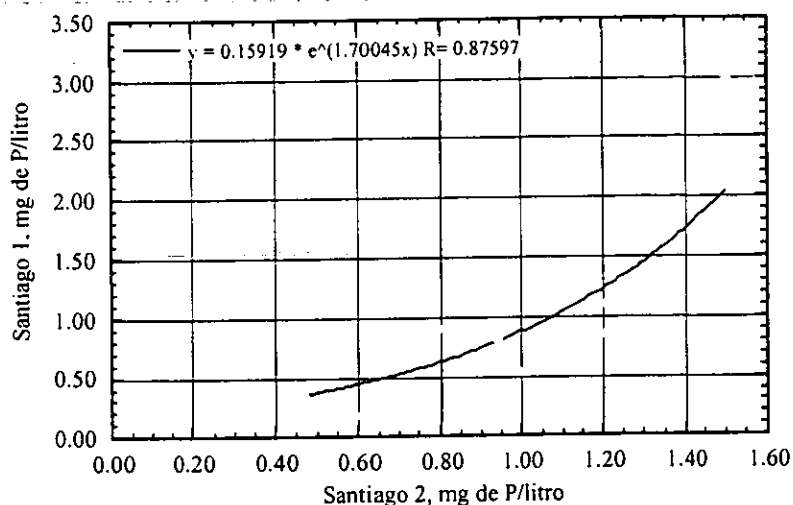


Figura 3.21 Correlación entre los valores de P-total para las estaciones SA-1 y SA-2.

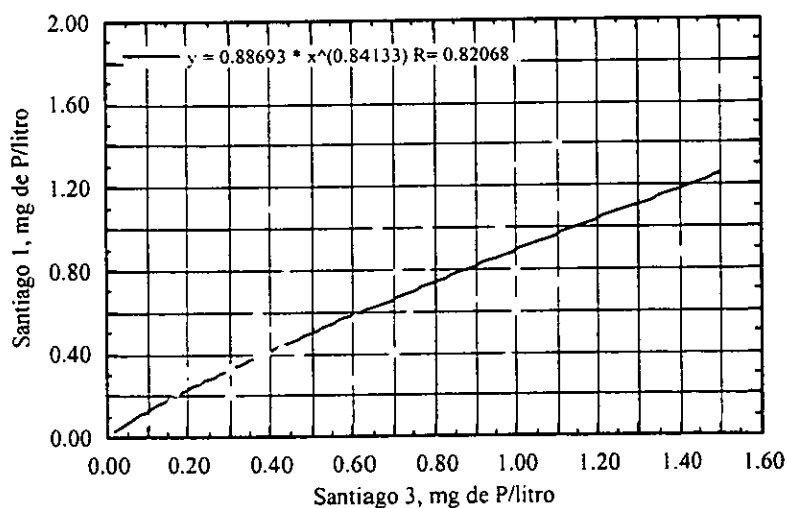


Figura 3.22 Correlación entre los valores de P-total para las estaciones SA-1 y SA-3.

A través de estas correlaciones se calcularon algunos espacios temporales donde faltaba información en la estación SA-1 y donde sí existía para la estación SA-2 o SA-3. Una vez efectuado este procedimiento, se realizó un análisis de tendencia de la concentración de P-total con respecto al tiempo para la estación SA-1 obteniéndose la gráfica mostrada en la Figura 3.23.

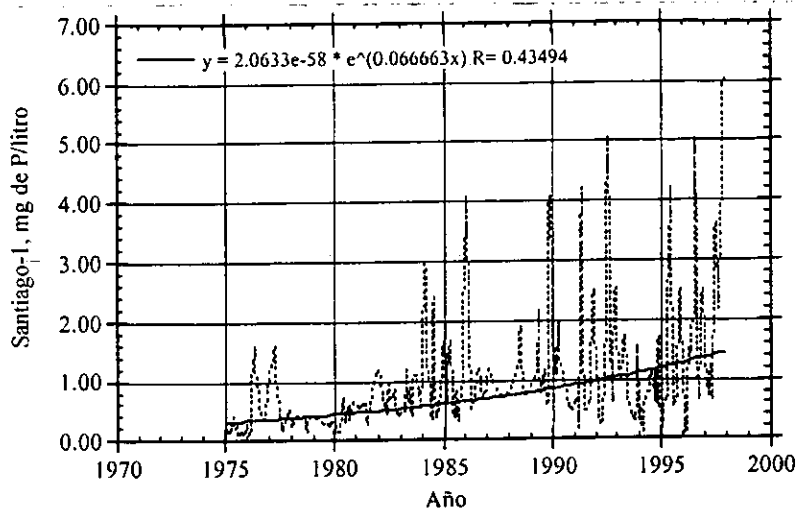


Figura 3.23 Tendencia de la concentración de P-total medida en la estación SA-1.

En esta gráfica se observa la tendencia de crecimiento exponencial de la concentración de P medida sobre el Río Santiago siendo más acentuada dicha tendencia a partir de 1990. Esto se puede explicar debido a que, al restringir el flujo del Río Santiago para dar salida prioritaria al lago a través del Acueducto, se concentraron los nutrientes vertidos a la cuenca de este río manifestándose en un incremento en la concentración de los mismos. La carga mensual de P-total transportada a través del Río Santiago se puede observar en la gráfica de la Figura 3.24 en donde, como era de esperarse, hay un decrecimiento exponencial de la descarga de este nutriente debido a la disminución de flujo.

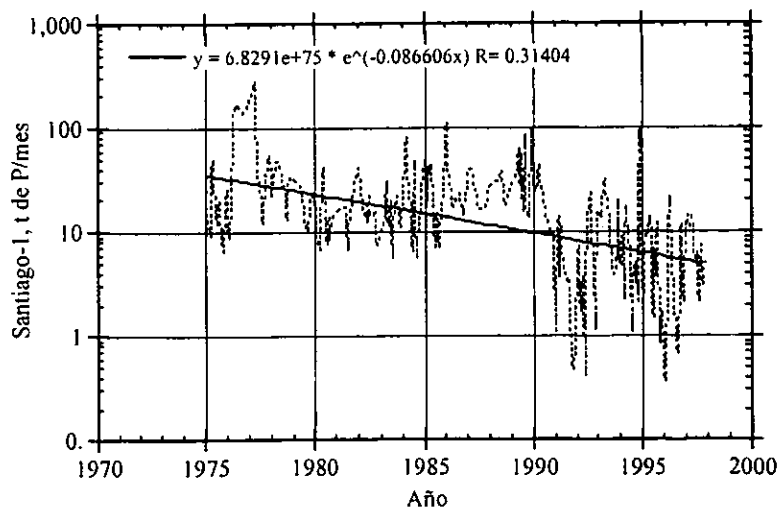


Figura 3.24 Cantidad mensual de P-total descargada del lago a través del Río Santiago.

En la búsqueda de otras alternativas de correlación que permitieran estimar las concentraciones de P faltantes en los datos proporcionado por la CNA y de esta forma obtener un conjunto mensual de valores de P-total para las principales entradas y salidas de P del lago durante el período de estudio, se hicieron pruebas de correlación entre los caudales de los ríos y las concentraciones de P medidas en cada uno de ellos respectivamente. Hipotéticamente, para un río con un caudal regulado por factores climáticos y existiendo fuentes puntuales y difusas de P relativamente constantes, debe existir una correlación entre la concentración de P con el flujo del río si las fuentes de P en la cuenca del río son razonablemente constantes y de esta forma observarse una mayor concentración de P a un menor flujo y viceversa. Los resultados de las pruebas de correlación aplicadas para los ríos Lerma y Santiago demostraron que no existe tal correlación, por lo que se tomaron las correlaciones generales obtenidas en las gráficas de de concentración con respecto al tiempo a fin de completar la información necesaria para establecer el balance mensual de P en el lago.

3.2.5.2 Acueducto Chapala-Guadalajara

Dadas las nuevas condiciones de salida de agua del lago a través del Acueducto Chapala-Guadalajara, la disminución en la descarga mensual de P a través del Río Santiago se compensa con la descarga de dicho nutriente a través del Acueducto. En las siguientes figuras se puede observar que la tendencia de crecimiento de las cantidades de P-total a través del Acueducto es de tipo exponencial.

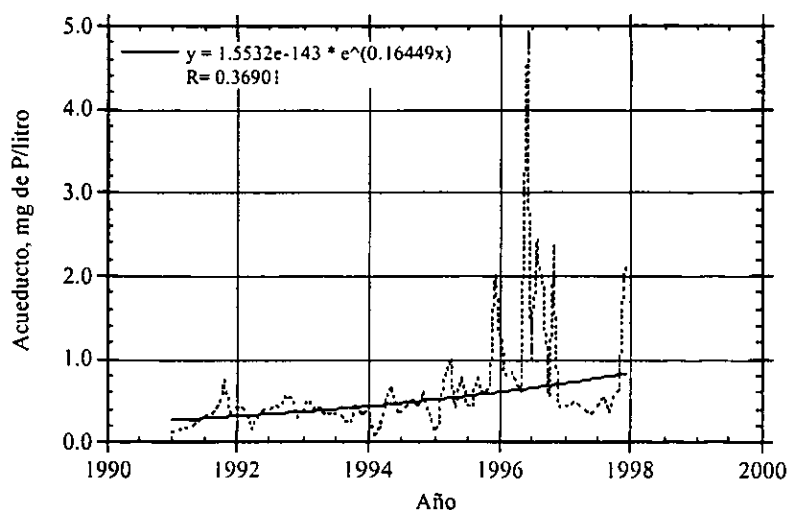


Figura 3.25 Variación temporal de la concentración de P en el Acueducto.

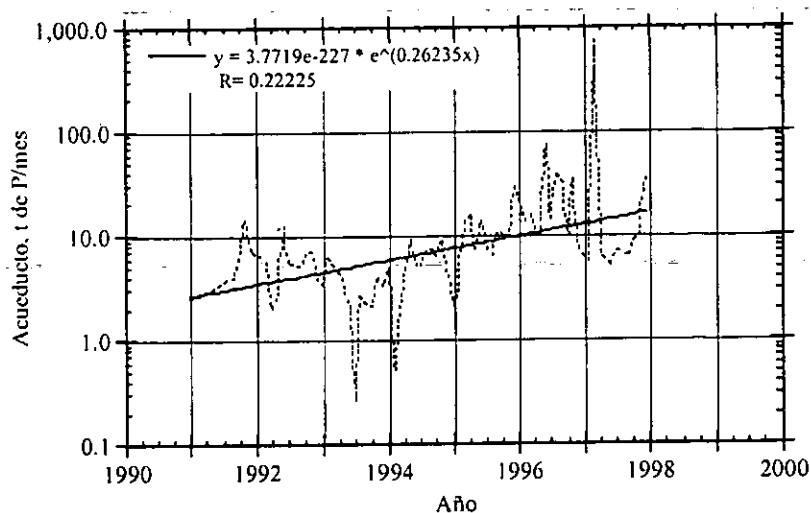
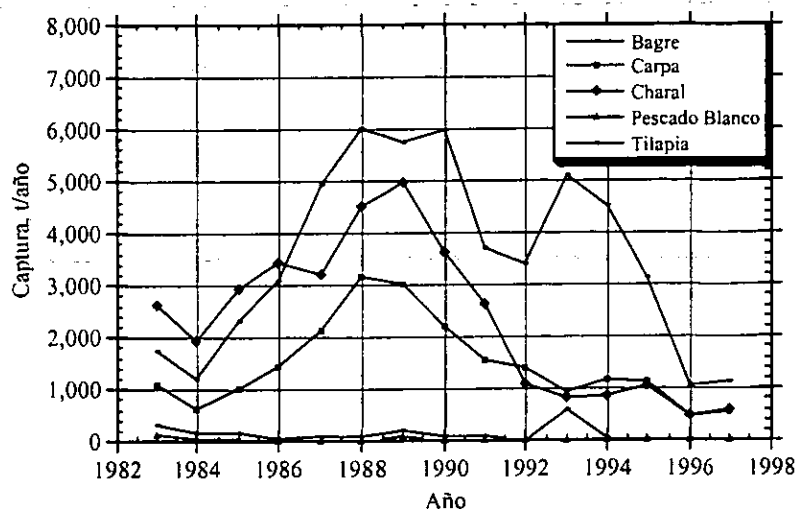


Figura 3.26 Cantidad mensual de P-total descargada del lago a través del Acueducto.

3.2.5.3 Pesca

La pesca es una de las principales actividades económicas de los habitantes de las poblaciones de la ribera del lago. Sin embargo como se ve en la Figura 3.27 esta actividad ha sufrido considerables pérdidas en los últimos años dada la disminución de la captura en las principales especies que existen en el lago. Considerando una base de cálculo de 2,222 mg de P/kg de producto fresco (Mahan et al., 1990; CONAL, 1992), podemos estimar la cantidad de P extraída del lago debida a esta actividad. Como podrá observarse en los resultados obtenidos en la Figura 3.28 prácticamente no representa una cantidad considerable de P la extraída del lago debido a la pesca existiendo un máximo de aproximadamente 35 toneladas de P/año.



Fuente: Delegación SeMARNaP en el Estado de Jalisco. Subdelegación de Pesca. Departamento de Acuacultura

Figura 3.27 Reseña histórica de la producción pesquera en el Lago de Chapala

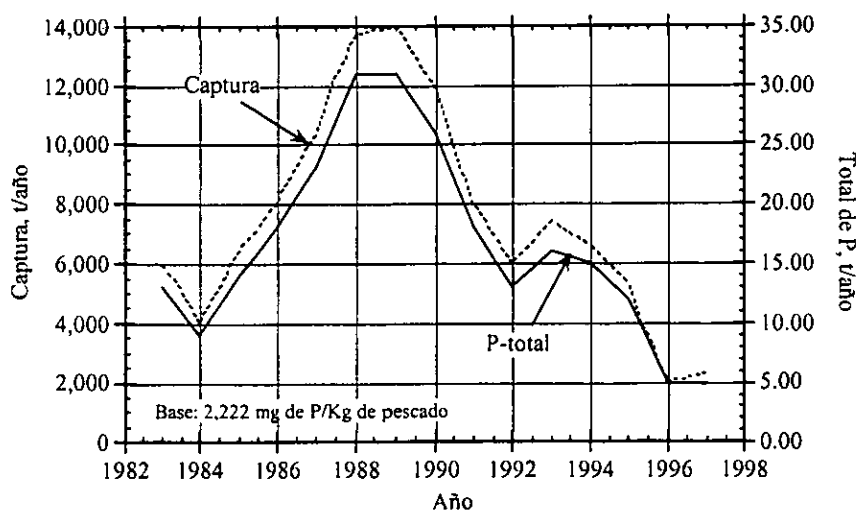


Figura 3.28 Cantidad de P-total extraído del lago debido a la pesca.

3.2.5.4 Sedimentos

En relación al control del proceso de eutrofización en los lagos, el papel que juega los sedimentos del fondo de un lago en particular sobre el estado trófico del mismo es sumamente importante. El papel de los sedimentos en la dinámica del ciclo del P entre el sedimento y la columna de agua es de particular interés en cuerpos de agua eutróficos, especialmente si estos son someros y homotérmicos. En los lagos oligotróficos una buena

parte de los nutrientes quedan retenidos en los sedimentos y en este caso los sedimentos actúan como un "sumidero" de nutrientes (Ryding y Rast, 1989).

El proceso de remoción de P de los sedimentos del fondo y su incorporación a la columna de agua es un proceso complicado que involucra la interacción de un gran número de procesos físico, químicos y biológicos. Estos mecanismos incluyen la mineralización de la materia orgánica, desorción, disolución de sales, equilibrio de especies en al interface, etc. que se encuentran descritos con cierto detalle en la literatura (Ryding y Rast, 1989).

Hasta ahora se cuenta con muy poca información sobre las características geoquímicas de los sedimentos del Lago de Chapala (SARH, 1972) por tal motivo se tomaron muestras en diferentes zonas del lago (ver Figura 3.29) usando un nucleador que permitió tomar muestras hasta de 2.00 m de profundidad. Los resultados preliminares de concentración de P-total se muestran en la Figura 3.30. De aquí se puede deducir que al existir una cantidad importante de P-total en los sedimentos es necesario estudiar con detalle la interacción sedimento-agua a fin de conocer las leyes físico-químicas que rigen el proceso de remoción y/o adsorción de P en los sedimentos del lago y poder ampliar la descripción del modelo de balance. Igualmente se ha observado una diferencia en la textura y composición geoquímica del sedimento. Los resultados del estudio geoquímico se podrán conocer posteriormente dado que es el tema de investigación de otro grupo de trabajo. Igualmente, la tasa media de sedimentación en el lago se ha estimado en forma preliminar en 1 a 2 mm por año (Zárate, comunicación personal, 1997).

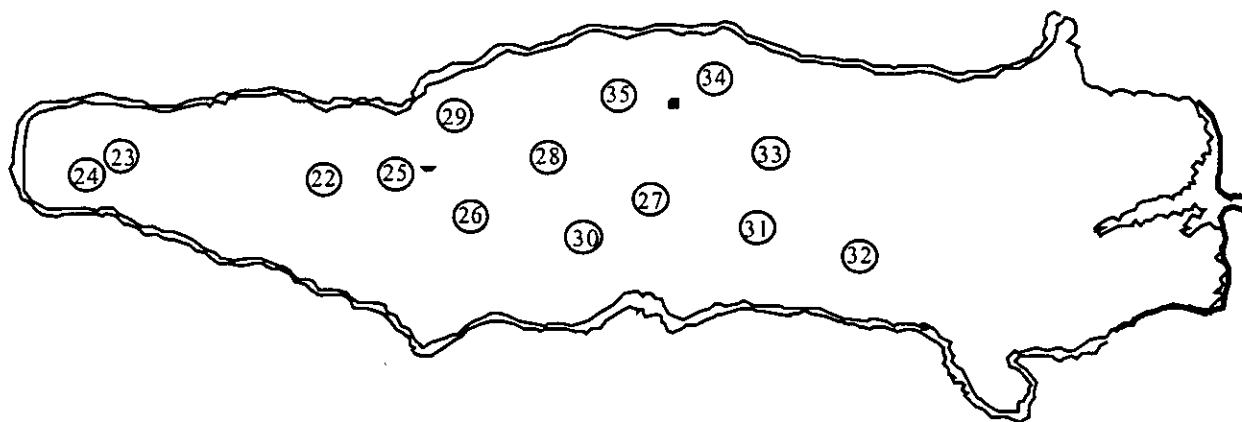


Figura 3.29 Localización de los puntos de muestreo de sedimentos en el Lago de Chapala.

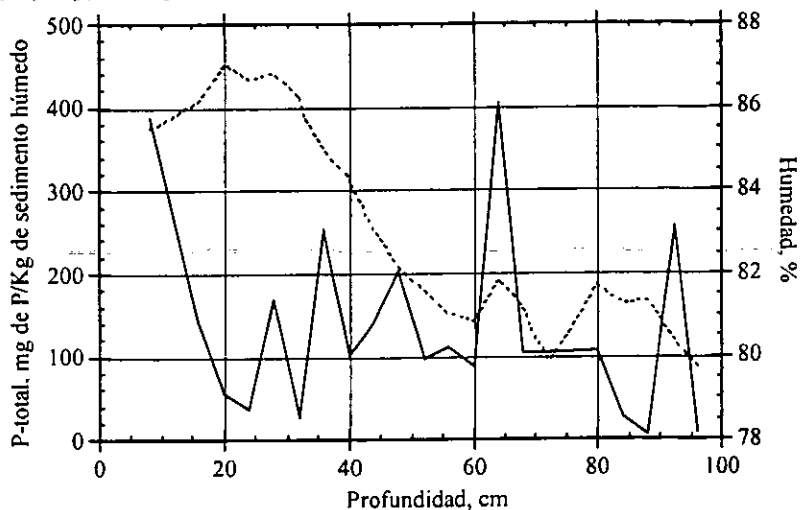


Figura 3.30 Resultado del análisis de P en sedimentos para el núcleo T-30A.

3.2.5.5 Evaluación del P en la columna de agua del lago

Para cuantificar el P total medido en el lago se siguió el siguiente criterio. Dada la extensión del lago y las características someras del mismo, se propuso el método de celdas para cuantificar la masa de P medida en la columna de agua del lago. El método aplicado se basa en dividir la superficie del lago en celdas cuadradas de tamaño regular, posteriormente se calcula el contenido de masa de P para cada celda con la ayuda de la concentración de P calculada por interpolación en dicha celda y la profundidad media del lago calculada igualmente por interpolación para el mes en el cual se tomó la medición de la cota del lago. La suma de la masa de P calculada en cada celda da como resultado la cantidad total medida de P en el lago. El procedimiento de interpolación tanto de las concentraciones como de la altura de la columna de agua para cada celda se efectúa con la ayuda del programa **ARC-INFO**. Mediante este programa se realizaron las siguientes tareas:

- Digitalización y referencia geográfica de la batimetría del lago (SRH, 1981),
- Digitalización y referencia geográfica de las estaciones de monitoreo de calidad del agua lacustres, litorales, y fluviales incluyendo el Acueducto Chapala-Guadalajara;
- Construcción de una base de datos mensual de los datos medidos de calidad de agua en las estaciones de monitoreo tanto lacustres como litorales y fluviales;
- Interpolación de las concentraciones de P y estimación de las mismas en cada una de

las celdas en las que se dividió al lago. Después de varias pruebas se llegó a la conclusión que los resultados obtenidos con un tamaño de celda 500 m x 500 m prácticamente no difieren significativamente de los obtenidos con un tamaño de celda menor;

- e) En cada celda se calcula igualmente, por interpolación con los datos batimétricos, la altura de columna de agua correspondientes en cada celda;
- f) Con esta información finalmente se aplicó el siguiente algoritmo para evaluar la cantidad total de P presente en el lago para el mes en el cual se efectúan las mediciones:

$$P = a \cdot 10^{-6} \sum_{k=1}^K [C_k^* \cdot h_k] \quad (3.13)$$

En donde:

- P Cantidad de P en el lago, toneladas
- a Area k -ésima de la celda de interpolación (igual para todas las celdas), m^2
- C^* Concentración interpolada en la k -ésima celda, mg/L
- h Altura de la columna de agua interpolada en la k -ésima celda, m
- K Número total de celda que cubren la superficie del lago.

El procedimiento de descrito en esta sección parece bastante laborioso, de hechos hay algunos autores (Ryding y Rast, 1989) que sugieren simplemente promediar las mediciones de las estaciones lacustres y multiplicar la concentración promedio de P así obtenida con el volumen total del lago. Sin embargo, se ha demostrado que este procedimiento simplificado conduce a errores en la estimación correcta de la cantidad medida de P total superiores al 100% para el caso del Lago de Chapala.

El resultado obtenido por este procedimiento se conoce como cantidad de P "medido" en la columna de agua. A diferencia del valor de la cantidad de P "calculado" la cual se obtiene por las diferencias entre entradas y salidas de P en la ecuación de balance. Es importante hacer notar que una buena parte del P presente en el lago queda acumulado en los sedimentos y que otra parte se mantiene en suspensión, como se verá en el balance. La resuspensión de sedimentos en el lago se induce por las fuerzas advectivas que mantienen constantemente en movimiento sus aguas, por ello puede decirse que el lago mismo puede actuar como una fuente interna de P. El Lago de Chapala es extremadamente somero, extenso en superficie, y con un excelente mezclado debido a la

velocidad de los vientos que dominan en el área, razón por la cual los gradientes de concentración de P no se manifiestan en la dirección vertical (SRH, 1997).

3.2.6 Balance de masa para el P en el lago

La ecuación general de balance para el P en un intervalo de tiempo dado se discutió en la sección 3.2 [Ecuación (3.10)]. La solución de esta ecuación nos permite conocer con el P medido y el calculado en el lago la magnitud del proceso de sedimentación y resuspensión de P en el fondo del lago. El procedimiento seguido para llegar a dicha solución se describe a continuación.

- Se calculan las Entradas y Salidas totales del sistema tal como se explicó en las secciones anteriores.
- Se convirtió la Ecuación (3.10) de su forma diferencial a una ecuación algebraica en diferencias para intervalos mensuales de tiempo.

$$\frac{V^{t+1}P^{t+1} - V^tP^t}{\Delta t} = L'_{\text{salr}} - L'_{\text{entra}} \pm K_s P^t V^t \quad (3.14)$$

- Se dejó como variable independiente el término $K_s P^t V^t$ en la ecuación anterior, para un intervalo mensual de tiempo, el valor medido menos el calculado de P total es:

$$K_s P^t V^t = V^{t+1}P^{t+1} - (V^tP^t + L'_{\text{salr}} - L'_{\text{entra}}) \quad (3.15)$$

Con esta última ecuación se determinan los valores de la columna "Diferencias entre medido y calculado" de la Tabla 3.4. Como se mencionó anteriormente, no se considera en este balance la contribución del agua subterránea y la del agua utilizada para la agricultura local dado que no fueron confiables los datos obtenidos.

La Tabla 3.4 presenta un ejemplo de los cálculos efectuados para el balance de masa de P total en el Lago de Chapala mostrando los resultados obtenidos para el año de 1980. En este caso las cifras en "cursivas" indican que fueron valores calculados por de interpolación de los datos medidos de P total en el lago. Estos datos se calcularon con la ayuda del paquete estadístico denominado **WinSTAT** (www.winstat.de).

La diferencia calculada determina cuando existe o no una carga interna de P total hacia la columna de agua del lago durante el intervalo mensual de tiempo. En la medida que sea mayor el P total que sale del lago en comparación con las entradas, se puede concluir que el lago actúa como una "fuente P" (debido a la carga interna procedente de los

sedimentos). Por el contrario, si existe menos P total que sale del lago en comparación a las entradas, esto es indicativo de que el lago actúa como un vaso de "retención" de P total (p. ej. a través del proceso de sedimentación). Los resultados gráficos pueden observarse en las Figuras 3.31 y 3.32 y asimismo fueron actualizados y publicados por de Anda et al. (2000, 2001) para el P-total y el PO_4^{-3} .

Tabla 3.4 Balance de masa aproximado para estimar la carga de P total al Lago de Chapala.

Fecha	P Total en el Lago (t)	P Total entrada al lago (t)	P Total salida del lago (t)	P Total calculado en el lago (t)	P Total medido en el lago (t)	Diferencias entre medido y calculado (t)
Ene 80	1,722.26	29.98	22.14	1,730.10	1,576.29	-153.81
Feb 80	1,576.29	23.18	14.26	1,585.21	1,763.24	178.03
Mar 80	1,763.24	0.49	8.64	1,755.09	1,950.20	195.11
Abr 80	1,950.20	0.34	7.59	1,942.95	2,137.15	194.20
May 80	2,137.15	0.20	21.83	2,115.52	2,209.01	93.49
Jun 80	2,209.01	18.80	44.86	2,182.95	2,280.87	97.92
Jul 80	2,280.87	42.82	17.84	2,305.85	2,352.73	46.88
Ago 80	2,352.73	281.09	8.32	2,625.51	2,555.91	-69.60
Sep 80	2,555.91	161.58	14.34	2,703.15	2,759.08	55.93
Oct 80	2,759.08	56.93	8.74	2,807.27	2,962.26	154.99
Nov 80	2,962.26	52.26	12.60	3,001.92	2,837.27	-164.65
Dic 80	2,837.27	17.76	15.09	2,839.94	2,712.28	-127.66

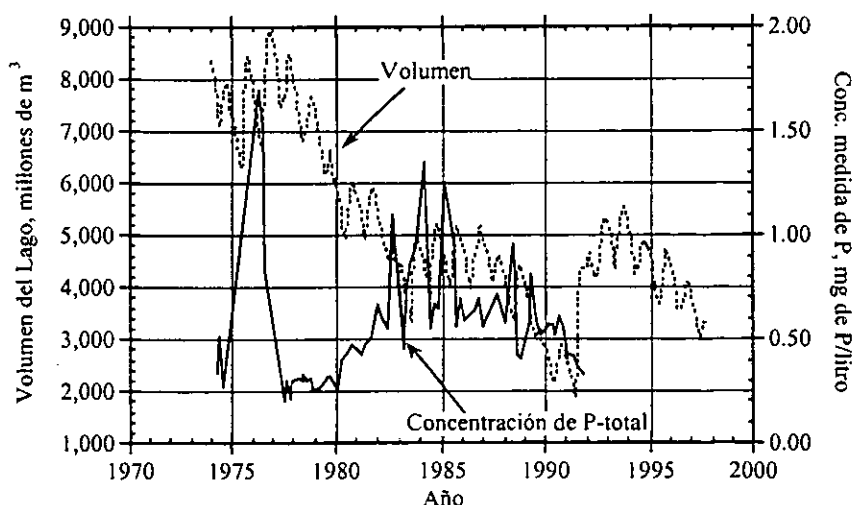


Figura 3.31 Concentración medida de P-total en el lago para el periodo 1974-1991.

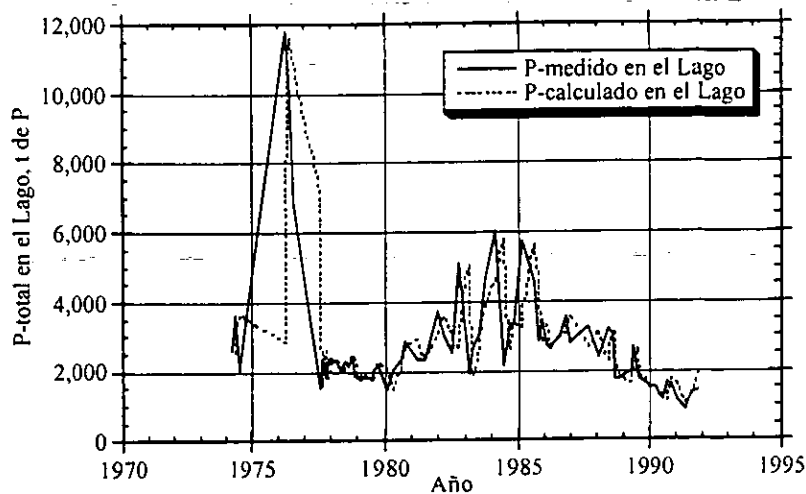


Figura 3.32 Comportamiento del P-medido y P-calculado para el Lago de Chapala.

Como puede observarse en la Figura 3.32, a partir del año de 1985 la tendencia global del P medido en el lago es a disminuir, pero esta disminución no se debe a que existe algún programa para minimizar las aportaciones de nutrientes al lago mediante programas de saneamiento establecidos a nivel cuenca. Esta disminución es debido al drástico descenso en el flujo del Río Lerma precisamente a partir del año 1985.

3.3 Distribución espacial y temporal de P en el lago

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) ha estructurado una parte de la información de calidad de agua del Lago de Chapala (CNA, 1997) en un banco de datos basado en el programa **RAISON** (1996) mismo que desarrolla *Environment Canada* desde 1986. RAISON es un programa que asocia bases de datos a mapas. Cuando existen una serie de niveles de información en diferentes mapas para un mismo proyecto, éstos pueden asociarse a través de iconos que comunican la base de datos con los diferentes niveles de mapas. El programa cuenta con un módulo estadístico que permite aplicar rápidamente diferentes pruebas estadísticas a los datos de interés.

La base de datos desarrollada por el IMTA sobre la estructura del programa RAISON, cuenta con información de 16 parámetros de calidad de agua medidos en 25 estaciones del Lago de Chapala desde el año de 1984 hasta el año de 1991. Sin embargo, como resultado de esta tesis, dicha base de datos se ha completado en un 100% desde 1974 hasta el año de 1997 soportándola en una versión actualizada del sistema RAISON para operar bajo el ambiente *Windows*. La nueva base incluye información de 25 estaciones

lacustres y 9 estaciones litorales de 32 parámetros de calidad de agua del lago (Rodríguez, 2000).

Para hacer un análisis histórico de la evolución de la concentración de P en el Lago de Chapala es necesario establecer una estrategia de trabajo orientada a conocer los cambios que se han manifestado en la hidrología y en la calidad del agua de la cuenca directa. Por esta razón se siguió el esquema de trabajo descrito a continuación:

- a) Mediante el programa RAISON, obtener gráficas de contornos en 2D de la distribución anual de las concentraciones medias de P en el lago. El método de interpolación sugerido es el Kriging local que toma en cuenta los valores vecinos únicamente en la región donde se efectúa el proceso de interpolación.
- b) Las gráficas de contornos obtenidas se discuten en conjunto con los datos hidrológicos con la finalidad de asociar eventos hidrológicos y climáticos con los de calidad de agua.

Existen trabajos preliminares realizados para el Lago de Chapala en relación a su régimen hidrológico (Limón y Lind, 1990), circulación y dinámica de corrientes (Simons, 1984), a la calidad del agua y a sus repercusiones en la vida acuática (Limón et al., 1989; Lind et al., 1994), a los factores que controlan la producción de biomasa (Lind et al., 1992a, Lind et al., 1992b, Dávalos-Lind y Lind, 1993), así como algunos trabajos que presentan modelos predictivos del grado trófico de lagos cálidos tropicales templados basados en la concentración de nutrientes (Salas y Martino, 1988; Salas y Martino, 1991). Es importante señalar que en el Lago de Chapala la dinámica de las corrientes está dominada ampliamente por el viento y por consecuencia la distribución de los nutrientes en el mismo, por lo que existe un transporte advectivo efectivo tanto de materiales disueltos como suspendidos (Limón et al., 1989).

La Figura 3.33 muestra los valores mínimos y máximos anuales de concentración de P total en el lago. En general se puede observar que las concentraciones mínimas y máximas promedio globales son del orden de 0.4 mg/Litro y del orden de 1.3 mg/L respectivamente; lo anterior implica, en todos los casos, que los valores son superiores a la norma USEPA (0.05 mg de P/litro) para lagos y embalses. Existen tres valores extremos en la concentración máxima interpolada de P-total observadas en los años 1976, 1984 y 1996.

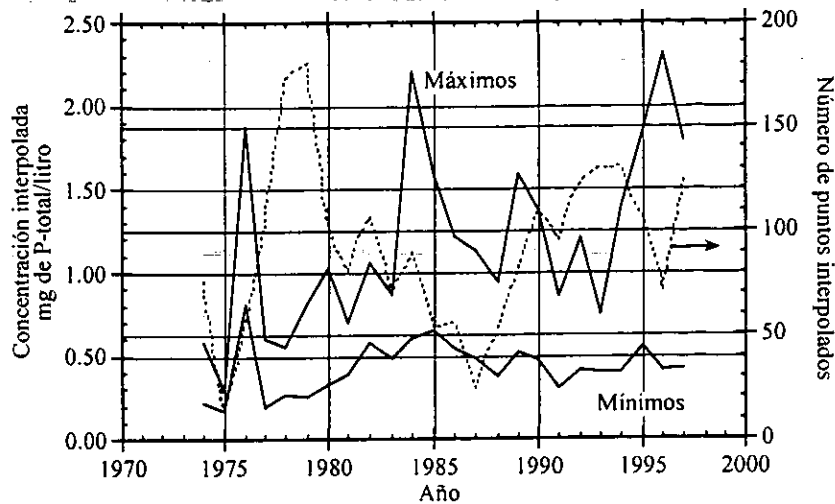


Figura 3.33 Valores máximos y mínimos interpolados de P-total en el lago.

Una vez localizados los valores máximos y mínimos, se efectuó el análisis de la distribución espacio-temporal de la concentración de P-total en el lago obtenidos en representaciones en el espacio 2-D. De las figuras mostradas en los Anexos de este documento se deduce lo siguiente:

- En general las concentraciones de P-total se han ido incrementando a lo largo del tiempo siendo el Río Lerma el principal contribuyente de nutrientes al lago tal como se señala en el gradiente de distribución de concentraciones en la mayoría de las figuras.
- En el año de 1976 se presentó un incremento notable en la carga de P-total en el lago lo cual no es posible explicarlo por aportaciones del Río Lerma ya que la distribución del mismo dentro del lago es bastante irregular. Este fenómeno es posible explicarlo si analizamos el régimen hidrológico del lago en donde ese año el nivel del lago llegó a una de las cotas más altas alcanzando cerca de los 1,525 m snm; es posible que la inundación de terrenos agrícolas fertilizados con agroquímicos a lo largo de la ribera hayan sido los principales contribuyentes de nutrientes al lago ocasionando el fenómeno que se observa para ese año.
- Durante la primera mitad de la década de los 1980's se observa un incremento constante en la concentración de P-total en el lago manifestándose patrones relativamente uniformes de concentración en la mayoría de las figuras en donde prevalece un gradiente de concentraciones de Este a Oeste (E-O).

- En algunas figuras se muestran patrones de distribución de la concentración de P-total con gradientes orientados de E-O en donde el Río Lerma es el que aporta la mayor parte de los nutrientes; sin embargo, como ocurre el año 1985, se observan manchas de distribución no uniformes en la extensión del lago en donde existen cargas concentradas de P-total en el extremo Oeste del mismo. Este fenómeno se puede explicar por las fuerzas del viento ejercidas sobre la superficie del lago en ese año que lograron mover cantidades importantes de agua de un extremo a otro del mismo en relativamente poco tiempo (Simons, 1984) o bien por procesos erosivos que hayan arrastrado importantes cantidades de lodos procedentes de áreas agrícolas desde las laderas de montañas cercanas al sitio donde se presentan las manchas no uniformes de P en esa zona o bien.
- En la segunda mitad de la década de los 1980's hay un decremento relativo en las concentraciones de P-total debido fundamentalmente a la drástica disminución en las contribuciones del Río Lerma el cual repercutió directamente en los niveles y volúmenes de captación del lago para ese periodo. Sin embargo, después de 1990 se recuperó sensiblemente el volumen de captación del lago debido al incremento en los flujos del Río Lerma y de esta forma se observa nuevamente, para estos últimos años, el efecto de las aportaciones de fósforo principalmente por el Río Lerma.
- La situación observada en el lago en los últimos años es la tendencia a mantener altas concentraciones de P-total en el orden de 1.0 mg de P/litro.

3.4 Relación entre P-total y PO_4^{-3}

Se mencionó anteriormente que la presencia excesiva de P-orto (PO_4^{-3}) en un cuerpo de agua es un indicativo de la presencia de contaminación de P originado por actividades agrícolas mal reguladas y por el uso irracional de fertilizantes que escurren hacia las cuencas. El P-orto es tomado directamente por las algas y malezas acuáticas para su crecimiento y propagación. Por tanto importante es importante analizar el comportamiento del P-orto con respecto al P-total existente en el lago y en sus principales entradas y salidas.

En las figuras 3.33 y 3.34 se refleja el alto nivel de correlación que existe entre el P-orto y el P-total para las principales corrientes de entrada y salida del lago considerando el período de tiempo de 1974 a 1996. En estas figuras observamos, por el valor de las pendientes, que mas del 80% del P-total presente en los caudales del Río Lerma y Río Santiago se encuentra en la forma de P-orto lo que induce a pensar que el origen de este

P-orto procede principalmente de fuentes antropogénicas (actividades agrícolas y descargas de aguas residuales). La Figura 3.35 muestra la relación de P-total y P-orto para el caudal de entrada al Acueducto. Del valor de la pendiente se deduce que cerca del 60% del P-total corresponde a la especie P-orto. Dado que esta agua es la toma directa del lago para el suministro a Guadalajara, la cantidad de P-orto que se conduce a Guadalajara es importante y puede propiciar el crecimiento de algas en la línea de conducción.

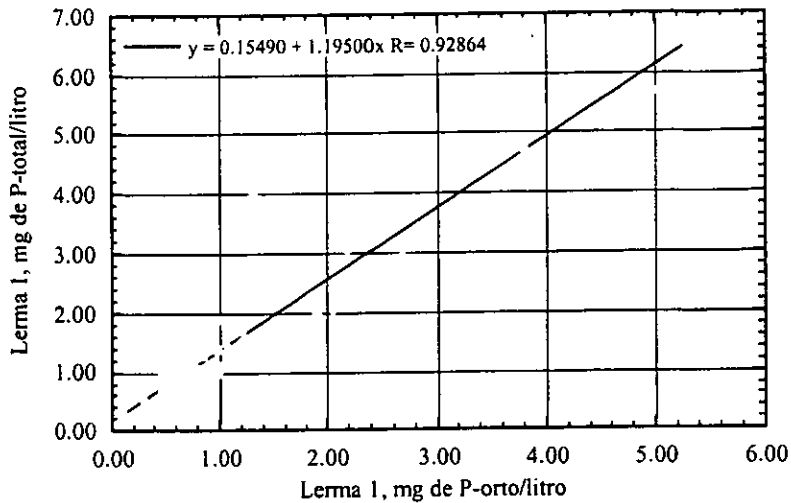


Figura 3.34 Correlación entre P-total y P-orto en la estación LE-1.

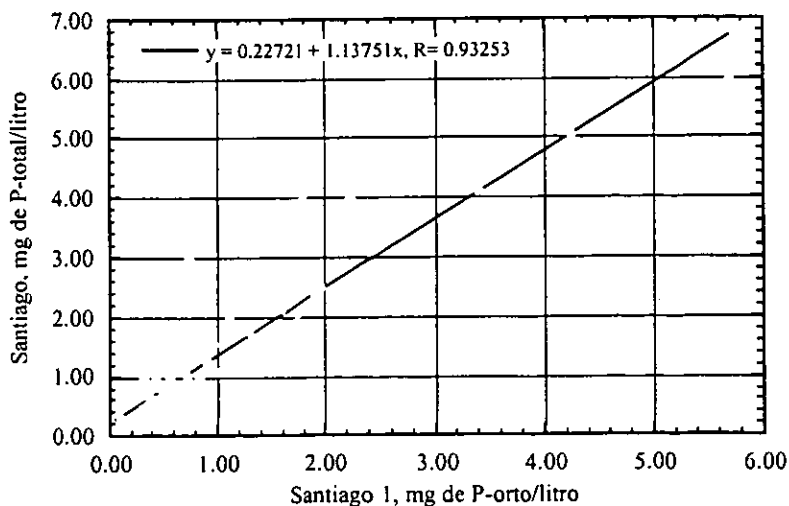


Figura 3.35 Correlación entre P-total y P-orto en la estación SA-1.

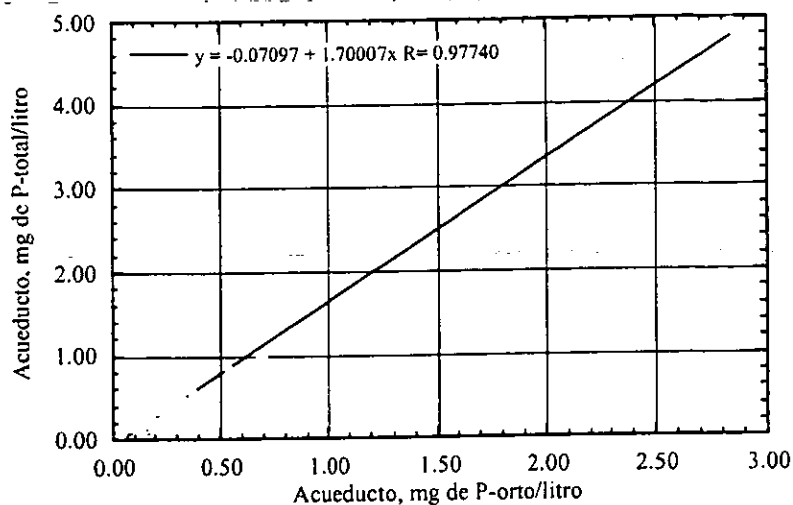


Figura 3.36 Correlación entre P-total y P-orto a la entrada del Acueducto Chapala-Guadalajara.

El P-total y el P-orto en el lago han tenido un comportamiento regular en el período de estudio. Los resultados de las relaciones que guardan el P-total y P-orto en el Lago de Chapala se describen con mayor detalle en de Anda et al. (2001).

3.5 Relación entre P-total y clorofila -a

Se han realizado algunos trabajos en el Lago de Chapala orientados a conocer cuáles son los factores limitantes en la producción de fitoplancton en el lago (Lind et al., 1992a; Lind et al., 1992b; Dávalos-Lind et al., 1993) siendo hasta ahora demostrado que el N es el nutriente limitante de la productividad. Con la finalidad de conocer si existe algún tipo de dependencia entre el P-total y la producción de fitoplancton se obtuvieron algunos datos de la CNA que permitieron llegar a los resultados aquí discutidos. Se obtuvieron datos de concentración de clorofila-a en diferentes estaciones de monitoreo en el Lago de Chapala para el período 1993-1996. Se promediaron los diferentes valores de concentración de clorofila-a, P-totoal y P-orto en el lago para una fecha determinada y los valores promedio de concentración se analizaron para observar su variación temporal (Figura 3.37) así como el grado de correlación existente entre estos parámetros (Figura 3.38).

Los resultados mostrados en estas gráficas indican que en los últimos años hay una tendencia creciente de la concentración de clorofila-a, la cual va aunada con el incremento en las concentraciones de P-total y P-orto. En la Figura 3.38 se observa una clara correlación de la clorofila-a con el P-total y el P-orto. En ambos casos el incremento en la

concentración de clorofila esta relacionada en forma logarítmica con la concentración de P-total y P-orto.

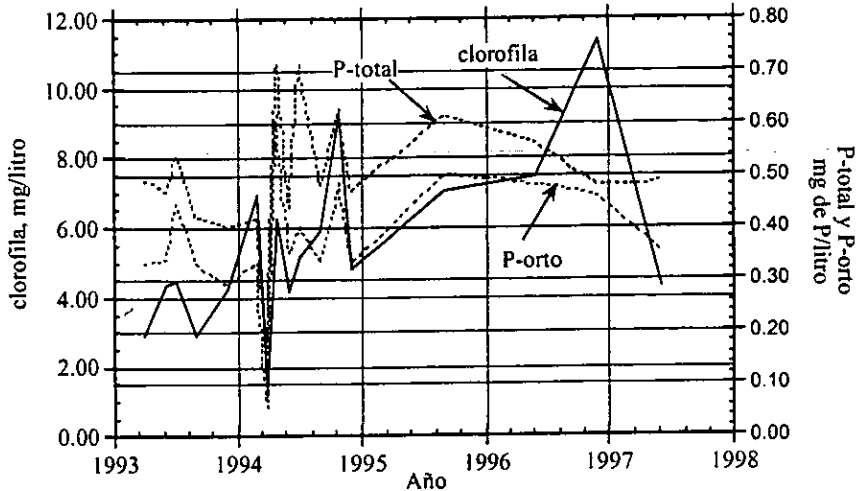


Figura 3.37 Evolución temporal de la clorofila-a y el P en el lago.

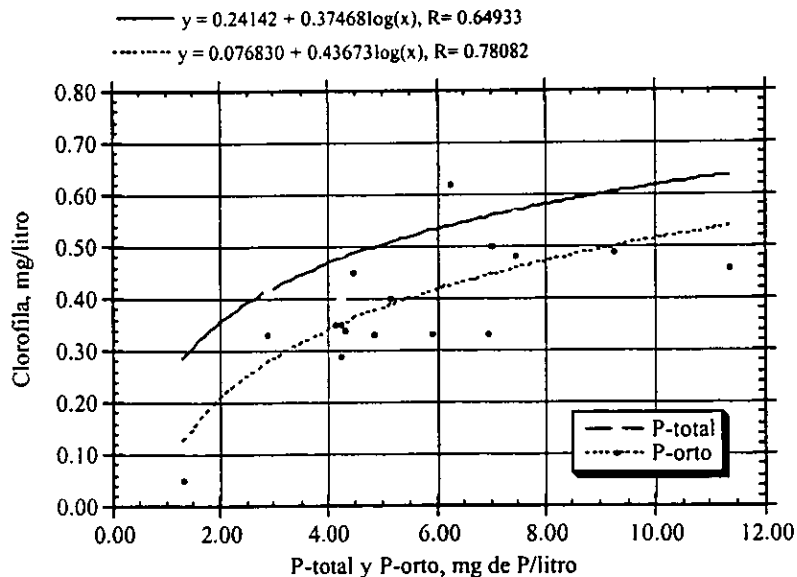


Figura 3.38 Relación de Clorofila-a y P para el lago.

Es importante resaltar que cualquiera de las correlaciones propuestas en la literatura para determinación de productividad en un lago en función a las concentraciones de P fallarían en el caso de aplicación al Lago de Chapala (Thoman y Mueller, 1987) debido a la marcada influencia del contenido de arcillas que permanecen constantemente suspendidas en el lago y que de alguna forma impiden la acción de la luz reduciendo la

capa limnética del lago y de esta forma se limita considerablemente el proceso de fotosíntesis dado que la zona fótica está disminuida a niveles menores a los 0.4 m de profundidad en la mayoría de la superficie del lago (Lind et al., 1992b; Lind et al., 1994).

3.6 Estado trófico del lago

El definir el estado trófico de un lago puede convertirse en una tarea complicada sobre todo tratándose de un cuerpo de agua como el Lago de Chapala de clima semicálido y subhúmedo con características someras y de alta turbulencia en sus aguas, en donde los sedimentos del fondo se encuentran en constante resuspensión y sedimentación debido a la acción del viento o las lluvias durante gran parte del año. La acción de los sedimentos impide la penetración de la luz debido a la turbiedad de sus aguas en donde la profundidad Secchi es menor a los 0.5 m en la mayor parte de la superficie del lago.

Debido a dicha turbiedad el lago no tiene la productividad primaria que predicen los modelos hasta ahora desarrollados primordialmente para lagos de climas templados (Salas y Limón, 1986; Salas y Martino, 1988) los cuales se basan en su mayor parte en el monitoreo de variables tales como concentración de P total, contenido de nitrógeno inorgánico, contenido de clorofila a, biovolumen de fitoplancton, índice de diatomeas, y/o profundidad Secchi (French, 1983; Lind et al., 1993). Esta situación dificulta en mayor grado el trabajo de clasificar el grado trófico del Lago de Chapala.

Sin embargo, con la finalidad de establecer un criterio de comparación del estado trófico del lago basado en el P, se decidió aplicar el criterio de Vollenweider (1975) y el de Maniak (1997) que definen el estado trófico de un lago o presa de acuerdo a la carga de P total (P) y fosfatos (PO_4^{-3}) respectivamente. Los resultados a los que se llegan se deben interpretar como el "estado trófico potencial" del lago en donde si las características de turbiedad no existieran, podríamos llegar a un escenario trófico determinado. Dichos resultados fueron publicados por de Anda et al. (2000, 2001).

4 RESULTADOS

Como se mencionó en los capítulos anteriores el principal afluente del Lago de Chapala es el Río Lerma. Gracias a los aportes de este río, el lago ha mantenido durante los últimos 95 años un volumen promedio de almacenamiento de aproximadamente 6,700 Mm³ ubicándolo como el cuerpo de agua dulce superficial más grande de México y el tercero en Latinoamérica (Guzmán, 1992). Sin embargo a partir de los años 1970's la Cuenca Lerma-Chapala incrementó notablemente su aprovechamiento convirtiéndose en una de las cuencas más explotadas de México (León-Vizcaíno *et al.*, 1994; CNA, 1998). Por otra parte, el cambio climático global puede estar influyendo en el descenso de los niveles de agua del lago. Como resultado de estos factores, el Lago de Chapala ha ido perdiendo paulatinamente su capacidad de recuperación de su volumen de almacenamiento hasta alcanzar ahora niveles críticos que le han hecho perder, en forma notable, sus cualidades estéticas así como su potencial pesquero y recreativo impactando severamente la actividad económica de la región.

4.1 Balance hidrológico

En la sección 3.1 se presentó un cuidadoso análisis de los parámetros hidrológicos y batimétricos del Lago de Chapala y gracias a ello se han identificado los principales factores físicos que han alterado el régimen hidrológico de la cuenca directa del Lago de Chapala durante los años 1934-1989. Los resultados de este análisis se publicaron por de Anda *et al.* (1998) y el extenso de esta publicación se encuentra en los Anexos con el título "*Hydrologic balance of Lake Chapala (México)*". La estimación del tiempo de residencia hidráulico en el lago (volumen de almacenamiento del lago : caudal de alimentación del Río Lerma) con los datos reportados por la CNA (1998) en el periodo de estudio nos llevó a la conclusión de que, en forma natural el lago ha mantenido un tiempo de residencia hidráulico menor a 10 años en el periodo 1934-1969. Sin embargo, a partir de los años 1970's se han presentado tiempos de residencia hidráulico superiores a los 40 años, lo cual denota una pobre circulación del agua del lago potenciando con ello el problema de concentración de los nutrientes y otros contaminantes.

Por otra parte, Zavala (2001), basado en el trabajo de de Anda *et al.* (1998), demostró que la precipitación pluvial y los escurrimientos de la cuenca directa del lago, por sí mismos, no podrán suministrar el agua necesaria para que el lago mantenga un nivel aceptable que garantice su subsistencia en los próximos años. Determinaciones indirectas de las contribuciones de las aguas subterráneas a la cuenca del lago reflejan que a partir de los

años 1980's las extracciones en la cuenca directa han impactado en el descenso de los volúmenes de almacenamiento ocasionando un déficit anual de hasta 500 Mm³ (Zavala, 2001).

5.1 Nutrientes y Eutroficación

Una vez discutidos los aspectos hidrológicos de la cuenca del Lago de Chapala es conveniente analizar en forma preliminar el papel que desempeña el fósforo y el nitrógeno en conjunto en el proceso de eutroficación de un cuerpo de agua. Para ello se desarrolló recientemente un trabajo (de Anda y Shear, 2001. Ver el Anexo "*Nutrients and Eutrophication in the Lake Chapala basin*"), en donde se utilizó un modelo de celdas para valorar la variación de la concentración de Nitrógeno Orgánico, Nitrógeno Amoniacal y Nitratos en el Lago de Chapala en el periodo de 1974-1997. Con esta información y la previamente obtenida en el balance de fósforo total (de Anda *et al.*, 2000), se logró obtener los valores históricos de la relación Nitrógeno/Fósforo (N/P) en donde el nitrógeno se valora como Nitrógeno Total Kyeldal (Nitrógeno Orgánico + Nitrógeno Amoniacal).

De acuerdo con la literatura (Thomann and Mueller, 1987) esta relación proporciona una orientación sobre cuál es el nutriente limitante en el crecimiento de biomasa en un cuerpo de agua. En esta tesis se estimó, en promedio, un valor de N/P ~ 3.0 para el Lago de Chapala en el periodo de estudio con una ligera tendencia a incrementar este valor. Cuando la relación N/P < 10 en un lago con la extensión del Lago de Chapala, este valor es indicativo que se encuentra dominado por fuentes puntuales de contaminación. Este valor constituye el primer indicio de que el fósforo, presente en el lago, llega a través del Río Lerma más que por los escurrimientos en la cuenca local.

Sin embargo, actualmente el lago no presenta problemas de proliferación de algas y malezas acuáticas surgidas del propio lago. La razón fundamental por la cual no se ha propiciado dicha proliferación es el nivel de turbiedad originada por la constante resuspensión de sedimentos. Dicha turbiedad inhibe el efecto fotosintético de la luz solar sobre el crecimiento del fitoplancton. En años pasados, imágenes de satélite (INEGI, 1995) mostraron una cobertura de más de 10,000 ha de lirio acuático en el lago. La presencia de tal cantidad de lirio se debió al arrastre de dicha maleza desde el Río Lerma, ya que este río se encuentra con un severo grado de infestación de la misma. Generalmente el lirio que llega al lago sobrevive poco tiempo ya que el oleaje propicia la sumergimiento del mismo o bien el lirio que llega a la línea de costa queda anegado y se seca con relativa facilidad.

5.2 Balance de Fósforo (P)

En el caso del Lago de Chapala, no existen estudios preliminares que permitan efectuar un balance formal de fósforo cuantificando sus principales entradas y salidas. Gracias a los datos proporcionados por la CNA (1997) en el periodo 1974-1997, a las ventajas que ofrecen actualmente los Sistemas de Información Geográfico (ARC-INFO) y a las herramientas estadísticas para el análisis de datos históricos, fue posible hacer una primera valoración del balance de fósforo para el lago (de Anda *et al.*, 2000). Los datos proporcionados por la CNA fueron analizados y depurados con la finalidad de no introducir en el proceso de cálculo información que tuviese alguna discordancia en la magnitud de los valores reportados a lo largo de estos años (Rodríguez, 2000). Los resultados del trabajo se encuentran publicados por de Anda *et al.* (2000) en los Anexos con el título "*Phosphorus balance in Lake Chapala (México)*".

El balance de masa mostró que el Lago de Chapala ha acumulado cantidades importantes de fósforo existiendo variaciones importantes en el orden de 11 hasta 683 toneladas por año debido a los cambios naturales e inducidos en el régimen hidráulico del sistema. La cantidad total que ingresa al lago ha variado en el rango de 626 hasta 910 toneladas por año. El trabajo de Zavala (2001) presenta una estimación mínima de 37 toneladas de P por año y media de 302 toneladas de P por año utilizando el método de coeficientes de exportación en la cuenca del lago. Por tanto, las contribuciones de P procedentes del Río Lerma pueden alcanzar más del 50% del total que ingresa al lago (no se valoró la contribución por arrastre atmosférico). En el periodo de estudio el lago ha mantenido un estado trófico muy similar con una carga externa promedio de fósforo de $0.67 \pm 0.49 \text{ g/m}^2$.

Por otra parte se demostró en este estudio que, para un sistema lacustre somero con la extensión del Lago de Chapala, no es recomendable promediar los datos analíticos medidos en las diferentes estaciones de monitoreo de la CNA en el lago con la finalidad de usar este valor para calcular la masa total de fósforo contenida en el cuerpo de agua dado que se incurre en desviaciones importantes con respecto a la estimación obtenida empleando un modelo de celdas que usa el valor central obtenido por interpolación y considera la profundidad media del área donde está ubicada la celda en el lago. Mediante este programa igualmente se probó que el Río Lerma ha sido el principal contribuyente de fósforo al lago en el periodo de estudio ya que fue posible obtener los patrones de concentración de fósforo en la superficie de agua que describen claramente un gradiente de concentración de fósforo en dirección E-O del lago.

5.3 Balance de Fosfatos (PO_4^{-3})

Una de las preguntas que surgieron en el balance de masa para el fósforo fue la de conocer la cantidad de este elemento que tiene su origen en las actividades humanas. Esta pregunta surge dado que el fósforo que recibe el lago puede bien ser de origen natural en su mayor proporción. Se sabe que una cantidad importante de los compuestos fosforados usados por la industria, la agricultura y en las labores de limpieza doméstica se presentan en la forma de ortofosfatos. Igualmente es conocido que las plantas convencionales para el tratamiento de aguas tanto industriales como municipales del país no eliminan fósforo en sus procesos de tratamiento (Barba, 2000). En la naturaleza el P de origen mineral no se presenta en forma biodisponible a diferencia de los ortofosfatos. Con la intención de dar respuesta a esta interrogante, se aplicó el modelo de balance desarrollado para el fósforo a fin de determinar el balance de masa para el ortofosfato usando igualmente la información histórica disponible (CNA, 1997). Para este trabajo se emplearon las técnicas convencionales de análisis de datos en series de tiempo para estimar los valores de concentración de fosfatos no medidos y se resolvió nuevamente el modelo de celdas con la ayuda de las herramientas de cálculo disponibles en el programa ARC-INFO. El periodo de estudio considerado fue el de 1974-1997 y se obtuvieron igualmente los mapas de distribución 2D de la concentración de ortofosfatos con el apoyo del programa RAISON (1996).

Los resultados de este estudio publicados recientemente (de Anda et al., 2001. Ver el documento "Phosphates in Lake Chapala, México" en los Anexos) demostraron que aproximadamente un 70% del fósforo total medido en el lago, en realidad, se encuentra en la forma de ortofosfato lo cual indica una severa contaminación de la cuenca debida a las actividades humanas. Igualmente el balance de masa para ortofosfatos a lo largo del periodo de estudio mostró que esta contaminación a ido gradualmente en ascenso. Nuevamente los mapas ayudaron a demostrar que el Río Lerma ha sido el principal contribuyente en la carga de ortofosfatos al lago. Por otra parte se observó en los resultados de balance de masa, que los sedimentos del lago juegan un papel muy importante en el balance de ortofosfatos ya que éstos capturan una gran cantidad de este componente y lo liberan a través del proceso de resuspensión originado por las fuerzas de viento sobre la superficie de agua del lago, modificando constantemente los niveles de concentración de este componente en la columna de agua. Sin embargo, el análisis histórico refleja que existe una continua acumulación en los sedimentos enriqueciéndolos con este nutriente y potenciando el efecto de eutroficación de las aguas del lago.

Se discutió en la sección 1.2 (Geoquímica del P) que para lograr condiciones de solubilidad del P y hacerlo biodisponible en lagos óxicos someros, como es el caso del Lago de Chapala, es indispensable que el pH del agua alcance un valor aproximado de 6 o mayor, condición que se cumple para el Lago de Chapala ya que la media del valor de pH es de 8.5 y en el extremo inferior de la curva de distribución es de 6.5. Por lo tanto si están creadas las condiciones en el lago, desde el punto de vista fisicoquímico, para que exista un equilibrio que favorezca la formación de fosfatos biodisponibles. Esta situación hace necesaria un mayor análisis del proceso de conversión del P presente en los sedimentos y su remoción en la forma de fosfatos hacia la columna de agua. Obviamente sería necesario considerar a los sedimentos del lago como una fuente importante de fosfatos además de los ingresos procedente de fuentes fijas o difusas en la cuenca del lago.

CONCLUSIONES

El balance realizado para el P total y PO_4^{-3} para el Lago de Chapala demuestra que éste recibe importantes cargas de P total del cual un porcentaje cercano al 70% se encuentra en la forma de ortofosfato soluble cuyo origen se encuentra muy probablemente en las descargas de aguas residuales sin tratar y en los escurrimientos de aguas pluviales que arrastran fertilizantes químicos en las zonas de uso agrícola en la parte baja de la cuenca Lerma-Chapala. El problema de infestación de malezas no es manifiesto en el lago debido a que los sedimentos se encuentran en constante resuspensión y esto disminuye notablemente el efecto fotosintético dadas las características someras del lago. Sin embargo, la presencia de altas concentraciones de P en el lago, superiores a las recomendadas en las normas internacionales para lagos y embalses inducen el crecimiento de maleza acuática fija en la ribera y de algas en las zonas de baja turbulencia del lago. Por otra parte el P es un indicador de calidad de agua que se ha considerado de mayor importancia en las cuencas con mayor nivel de desarrollo en el mundo ya que, a través de éste se pueden inferir los resultados de los programas de saneamiento a lo largo de estas cuencas. Cuando no existe un programa formal para el control de nutrientes, tanto el P como el N se verán incrementados en su concentración en las aguas de los ríos y embalses naturales y/o artificiales. En esta tesis, se revisaron las técnicas convencionales para evaluar la concentración de P en un cuerpo de agua, demostrando que éstas no son aplicables para el caso del Lago de Chapala dadas las características morfológicas tan especiales que tiene este lago – extremadamente somero, con una profundidad media cambiante en periodos cortos de tiempo, extenso en su longitud E-O, etc. – y con cambios drásticos en su manejo hidráulico en los últimos años – desviación de las aguas del Río Santiago hacia el Acueducto Chapala-Guadalajara. Dadas las condiciones de concentración de OD y de pH en el lago que favorecen la formación de PO_4^{-3} , es necesario profundizar con mayor detenimiento el proceso de sedimentación de P y liberación de PO_4^{-3} y evaluar en qué medida la interacción sedimento-agua favorece la formación de fosfatos. Los resultados confirman que hay un crecimiento exponencial de la presencia de PO_4^{-3} a medida que la cantidad de P total va siendo mayor en el lago, lo cual indica que los sedimentos contribuyen con la formación de PO_4^{-3} .

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

El ecosistema Río Lerma - Lago de Chapala no podrá ser completamente restaurado¹⁵ debido a que algunos de los cambios ecológicos son irreversibles y muchos de los usos urbanos, industriales y comerciales presentes y futuros de este ecosistema continuarán afectándolo. El principal objetivo de la rehabilitación¹⁶ de un ecosistema es el de detener y regresar la tendencia global de degradación de un ecosistema. Por tanto la rehabilitación constituye el punto medio en el cual deben orientarse las acciones a discutir en torno a la problemática de esta cuenca. Ahora bien, ¿qué tanto debe progresar una iniciativa de rehabilitación? Esta es una pregunta abierta que debe contestarse desde un punto de vista político ya que depende de la visión que se tenga del futuro de este ecosistema. En particular el Lago de Chapala ha sido materia de discusión de un gran número de foros nacionales e internacionales (SEDEUR, 1999, 2000, SEMARNAT, 2001) en donde se han planteado diferentes esquemas de rehabilitación. Sin embargo, ninguna estrategia tendrá valor si no se garantiza el agua que requiere anualmente el lago para mantener un nivel aceptable en su volumen de almacenamiento. Lo anterior implica el promulgar una ley para la justa distribución entre los estados usuarios de la cuenca. Es necesario llegar al nivel de una ley ya que, desafortunadamente, los acuerdos establecidos entre dichos estados no se han respetado hasta ahora.

Actualmente el Lago de Chapala sufre una profunda crisis de suministro de agua debido a la sobre-explotación del recurso a lo largo de la Cuenca del Río Lerma y de los acuíferos de la cuenca del lago mismo. Igualmente las crecientes extracciones directas para el abastecimiento a la Ciudad de Guadalajara han contribuido a que desde hace más de 20 años el lago no haya recuperado los volúmenes que gozaba de antaño (Valdez Zepeda et al., 2000). Para acercarse a la solución del problema es necesario desarrollar, entre gobierno y sociedad, un Plan para el Manejo Integral del cual se desprendan las Acciones Específicas de Rehabilitación y/o Conservación a lo largo de la Cuenca Lerma-Chapala. Foros internacionales en donde se hayan visto casos de éxito en las tareas de rehabilitación de ecosistemas acuáticos (SOLEC, 2000) pueden ayudar a generar la confianza y las metodologías de trabajo apropiadas para las condiciones sociales, culturales, políticas y técnicas que existen en nuestro país.

¹⁵ Restauración: regresar un ecosistema dañado por el hombre o la naturaleza al estado inicial (Francis *et al.*, 1979).

¹⁶ Rehabilitación: medidas a considerar para rescatar algunas a de las características de las condiciones originales de un ecosistema que se consideran particularmente deseables (Francis *et al.*, 1979).

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Allaby, M. (Ed.), 1996. Concise dictionary of ecology. Oxford University Press. Oxford, New York. ISBN 0-19-286160-3
- American Geological Institute, 1962. Dictionary of geological terms. Anchor Press/Doubleday. Garden City, New York. ISBN: 0-385-01491-0. pp 545.
- Barba, Ma. de los Ángeles, 2000. Minimización y remoción de fósforo en el efluente de una planta industrial de tratamiento de aguas residuales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Campus Guadalajara José de Anda Sánchez (Dir.). Guadalajara, Jalisco. México.
- C. N. A. (Comisión Nacional del Agua) 1997. Datos de las estaciones de monitoreo de calidad de agua del Lago de Chapala. Centro de Estudios Limnológicos. Comisión Nacional del Agua. Guadalajara, Jalisco. México.
- C. N. A. (Comisión Nacional del Agua), 1998. Lago de Chapala. Datos hidrométricos y de las aguas superficiales. Gerencia Regional Lerma-Santiago. Subgerencia Técnica. Reporte interno. Guadalajara, Jalisco. México.
- Davalos-Lind, L., Lind, O. T., 1993. The changing state of limnology in Mexico: Lake Chapala as an example. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, (25) 427-230
- de Anda, J., 1995. Datos de calidad de agua del Lago de Chapala. Trabajo de campo, muestreo longitudinal en el Lago de Chapala. CIATEJ, A. C. Reporte Interno, Guadalajara, Jalisco. Agosto de 1995.
- de Anda, J., Quiñones, S. E., French, R., Guzmán, M., 1998. Hydrologic Balance of Lake Chapala, (Mexico). *Journal of the American Water Resources Association*. 34(6):1319-1331. December 1998.
- de Anda, J., Shear, H., Maniak, U., Riedel, G., 2000. Phosphorus balance in Lake Chapala (Mexico). *Journal of Great Lakes Reserach*, 26(2):129-140.
- de Anda, J., Shear, H., Maniak, U., Riedel, G., 2001. Phosphates in Lake Chapala, Mexico. *Journal of Lakes and Reservoirs, Research and Management* . Vol. 6. Australia.
- de Anda, Shear, H., 2001. Nutrients and eutrophication in the Lake Chapala Basin. In: Lerma-Chapala Watershed. Evaluation and Management. Chapter 8. A. Hansen and M. van Afferden (Eds.). Kluwer Academic/Plenum Publishers. Monograph Series. New York, USA.
- Dillon, P. J. and Rigler, F. H., 1974. The Phosphorus -chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr*, 19, 767-73.
- Dillon, P.J., Rigler, H., 1975. A Simple Method for Predicting the Capacity of a Lake for Development Based on Lake Trophic Status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 32(9), September 1975. Canada.
- E. P. A. (United States Environmental Protection Agency), 1999. Nutrient criteria technical guidance manual: Lakes and reservoirs. EPA 822-D-99-001. April, 1999. Draft for peer review only; not for citation or distribution.

- E. P. A. (United States Environmental Protection Agency), 2000. Evaluation Guidelines for Ecological Indicators. Office of Research and Development. Environmental Monitoring and Assessment Program. Report EPA/620/R-99/005. May 2000
- Escalante, M., 1994. Transporte de contaminantes en el Lago de Chapala (etapa inicial). Memoria del Curso de Limnología Aplicada. Boletín del Consejo de la Cuenca Lerma-Chapala. Gaceta del Lerma. Querétaro, México. Diciembre 1992, pp. 43-52.
- Francis, G. R., Magnuson, J. J., Regier, H. A., and Talhelm D. R., 1979. Rehabilitating Great Lakes Ecosystems. Technical Report No 37. Great Lakes Fishery Commission, 1451 Green Road, Ann Arbor, Michigan 48105, pp99.
- French, R. H., 1994. Considerations in developing and applying lake/reservoir water quality models. Lecture delivered in November 1994. Institute of Geophysics at the University Autonomous of Mexico (UNAM). Mexico City. Mexico.
- Fuller, K., Shear, H. (Eds.), 1995. The Great Lakes. An Environmental Atlas and Resource Book. United States Environmental Protection Agency (Great Lakes National Program Office. Chicago, Illinois) and Government of Canada (Environment Canada, Ontario Region). ISBN 0-662-23441-3. pp. 46.
- Gispert, C. (ed.), 1997. Contaminación y potabilización de las aguas. Enciclopedia Océano de la Ecología. Tomo III, pp. 257-264. ISBN 84-494-0199-2. Printed in Spain. 319 pp.
- Golterman, H. L., 1972. Vertical movement of phosphate in fresh water. Handbook of environmental Phosphorus (eds E. J. Griffith, A. M. Beeton, J. Spencer and D. Mitchell) John Wiley & Sons, New York, pp. 509-37.
- Greenberg, A. E., Clesceri, L. S., Eaton, A. D., Franson, M. A. (eds.), 1992. Standard Methods for Examining Water and Waste Water. 18th edition. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation. Washington, D.C.
- Guzmán Arroyo, M., 1992a. El Lago de Chapala. Información básica. Instituto de Limnología. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco. México.
- Guzmán Arroyo, M., 1992b. El lirio acuático en el Lago de Chapala. *Tiempos de Ciencia*. Universidad de Guadalajara. No. 27 abril-junio. pp. 39-46.
- Guzmán Arroyo, M., 1995. La pesca en el lago de Chapala: hacia su ordenamiento y explotación racional. Universidad de Guadalajara. Comisión Nacional del Agua. Guadalajara, Jalisco. México.
- Hansen, A. M., León, A., Bravo, L., 1995. Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. X Num. 3. Septiembre-Diciembre de 1995. pp 55-69.
- I.N.E.G.I. (National Institute of Statistics, Geography and Data Management) 1995. Espaciomapa Guadalajara. Hoja F13-12. Esc. 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Fecha de la imagen: de marzo-abril 1993.
- León-Vizcaíno, L. F., 1994. Aplicación del sistema RAISON. Memoria del Curso de Limnología Aplicada. Boletín del Consejo de la Cuenca Lerma-Chapala. Gaceta del Lerma. Querétaro, México. Diciembre 1992, pp 152-160.
- León-Vizcaíno, L. F., Martínez-Austria, P., Aldama-Rodríguez, A. A., 1994. Avances en el

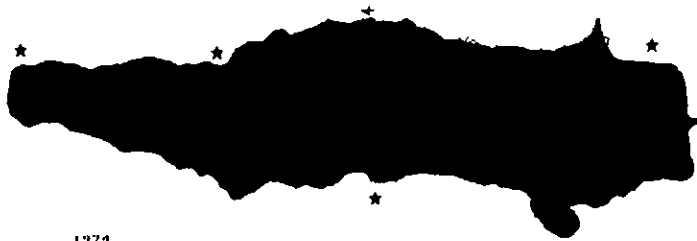
- manejo integral de la Cuenca Lerma-Chapala. Primer taller trinacional sobre agua, desarrollo y ambiente. Toluca, Estado de México, 15 de julio de 1994. pp. 43-55.
- Limón, J.-G., 1987. Resumen de la recopilación y evaluación de información sobre la calidad del agua en el Lago de Chapala, Jalisco (Primera y Segunda Etapa). Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Subsecretaría de Ecología. Dirección General de Prevención y Control de la Contaminación Ambiental. Enero de 1987, Guadalajara, Jalisco. MEXICO
- Limón, J. G., Lind, O. T., Vodopich, D. S., Doyle, R. and Trotter, B. G., 1989. Long- and short-term variation in the physical and chemical limnology of a large, shallow, turbid tropical lake (Lake Chapala, Mexico). *Arch. Hydrobiology*. 83:57-81. (Monographische Beiträge, Stuttgart, May 1989).
- Limón, J.G, Lind, O.T., 1990. The management of Lake Chapala (Mexico): Considerations after significant changes in the water regime. *Lake and Reservoir Management*, 6(1): 61-70.
- Lind, O. T., Doyle, R., Darrell, S. Vodopich, Trotter, B. G., Glass, J., Dávalos-Lind, L. O., Limón, J. G., 1992a. Lago de Chapala: factores que controlan la producción de fitoplancton. *Ingeniería Hidráulica en México*. Mayo-Diciembre, pp. 17-28.
- Lind, O. T., Doyle, R., Darrell, S. Vodopich, Trotter, B. G., Limón, J. G., Dávalos-Lind, L. O., 1992b. Clay turbidity: Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake. *Limnol. Ocenogr.*, 37(3):549-565.
- Lind, O. T., Terrel, T. T., Kimmel, B. L., 1993. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In: M. Stratškraba, J. G., Tundisi & A. Duncan (eds.), Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Chapter III. pp. 57-67. 1993 Kluwer Academic Publishers. Printed in Netherlands.
- Lind, O.T., Dávalos-Lind, L. O., Chrazanowski, T. H., Limón, J. G., 1994. Inorganic turbidity and failure of fishery models. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 79, 7-16.
- Maniak, U., 1997. *Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure*. 4. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. 650 p. ISBN 3-540-63292-1.
- Melack, J. M., 1992. Eutroficación y calidad de agua en los lagos de planicies aluviales tropicales. *Ingeniería Hidráulica en México*. Mayo-Diciembre, pp. 142-147.
- Mendoza, M., 1998. Balance de fósforo del Lago de Chapala. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico y de Estudios de Superiores de Monterrey. Campus Guadalajara. José de Anda Sánchez (Dir.). Guadalajara, Jalisco. México.
- NOM-001-ECOL-1996, Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- NOM-O31-ECOL-1993, Norma oficial mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales a los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal.
- Rodríguez, J. de J., 2000. Desarrollo de un Sistema de Información Geográfica para el

- Análisis de Datos de Calidad de Agua del Lago de Chapala. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Campus Guadalajara. José de Anda-Sánchez (Dir.). Guadalajara, Jalisco. México. pp115.
- Ryding S.-O., Rast, W., 1989. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Man and the Biosphere Series. UNESCO.
- Salas, H. J., Limón, G., 1986. Memoria del tercer encuentro del proyecto regional para el desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Comisión del Plan Nacional Hidráulico (SARH), Organización Mundial de la Salud (OMS), Organización Panamericana de la Salud (OPS), Guadalajara, Jalisco. MEXICO. Julio 1986. pp 54.
- SE. DE. UR. (Secretaría de Desarrollo Urbano del Estado de Jalisco), 1999. Propuesta del estado de Jalisco para la restauración de la Cuenca Lerma-Chapala. Reporte Interno, 17pp.
- SE. DE. UR. (Secretaría de Desarrollo Urbano del Estado de Jalisco), 2000. Programa de trabajo 2000 cuenca propia del Lago de Chapala. Comisión de la Cuenca Propia del Lago de Chapala, Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. Reporte Interno, pp11.
- SE. M. A. R. NAT. (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2001. Cruzada por el agua y el bosque. Borrador documentado de consulta. Enero 19 del 2000, pp31.
- S. R. H. (Secretaría de Recursos Hidráulicos), 1972. Estudio Limnológico del Lago de Chapala. Primera Etapa. Contrato No SP-72-C-6. Dirección general de usos del agua y prevención de la contaminación. Centro de Investigación y Entrenamiento. Instituto de Ingeniería de la UNAM.
- S. R. H. (Secretaría de Recursos Hidráulicos), 1973. Estudio Limnológico del Lago de Chapala. Segunda Etapa. Vol I. Contrato No SP-73-C-14. Dirección general de usos del agua y prevención de la contaminación. Centro de Investigación y Entrenamiento. Instituto de Ingeniería de la UNAM.
- S. O. L. E. C. (State of the Lakes Ecosystem Conference), 2000. Implementing Indicators. United States Environmental Protection Agency (Great Lakes National Program Office. Chicago, Illinois) and Government of Canada (Environment Canada, Ontario Region). October 17-19. Hamilton, Ontario. CANADA
- S. P. P. (Secretaría de Programación y Presupuesto) 1981. Síntesis geográfica de Jalisco. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Guadalajara, Jalisco. México.
- Thomann, R. V., Mueller, J. A., (Eds.) 1987. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Ed. Harper & Row, New York, 644 p. ISBN 0060466774.
- Valdéz Zepeda, A., Guzmán-Arroyo, M., Peniche Campos, S., 2000. Chapala en crisis. Análisis de su problemática en el marco de la gestión pública y la sustentabilidad. Universidad de Guadalajara. ISBN 970-27-0010-8, pp.177.
- Welch, E. B.; Lindell, T., 1992a. Ecological Effects of Wastewater. Applied limnology and pollutant effects. Second edition. Published by Chapman & Hall, Boundary Row, London SE1 8HN. pp. 54-70.

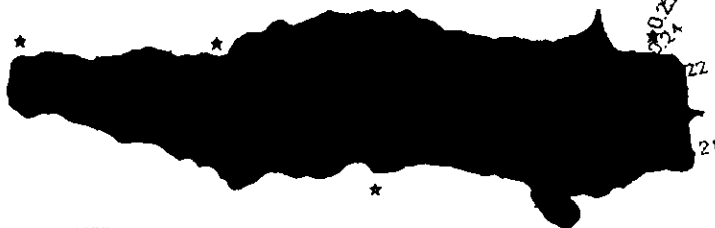
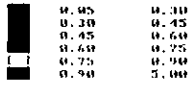
- Welch, E. B., 1992b. Respuesta de los lagos y embalses a la disminución en la producción de fósforo. Ingeniería Hidráulica en México. Mayo-Diciembre, pp. 135-141. ISSN-0186-4076. Printed in Mexico.
- Wetzel, R. G., 1975. Limnology. W. B. Saunders, Co., Philadelphia, Pennsylvania, USA. pp 743.
- Zavala, J. L., 2001. Escurrimiento y carga de nutrientes procedentes de la cuenca directa del Lago de Chapala. Tesis de Maestría en Química. Universidad Autónoma de Guadalajara. Tetsuya Ogura Fujii y M. en C. José de Anda Sánchez (Dir's.). Guadalajara, Jalisco. México.

Distribución de P en el Lago de Chapala (1974-1997)

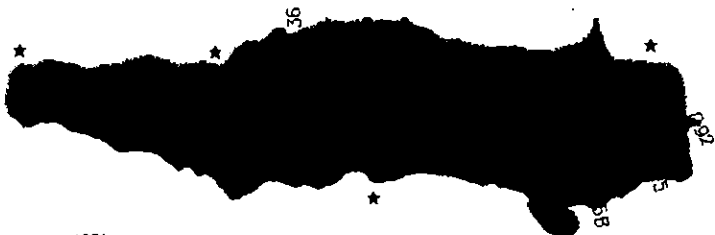
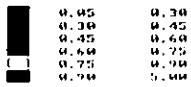
Anexo 1



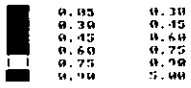
1974



1975

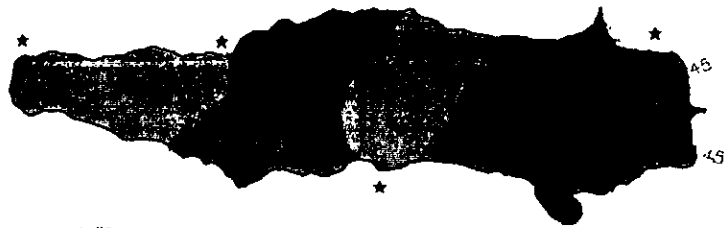
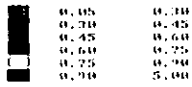


1976

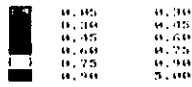




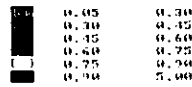
1977

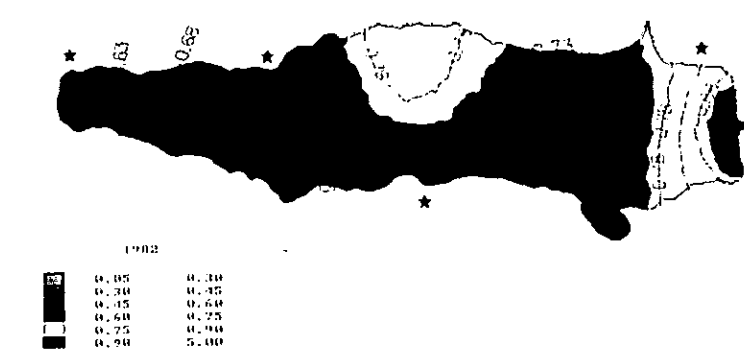


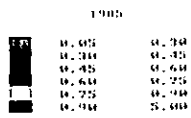
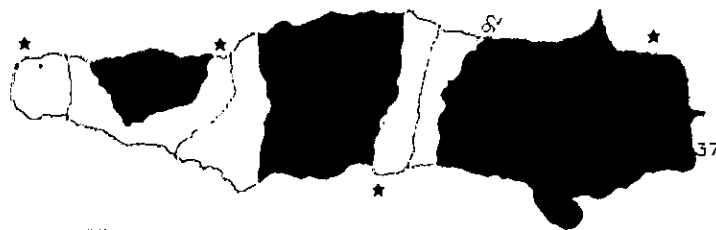
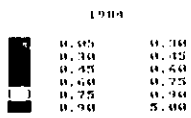
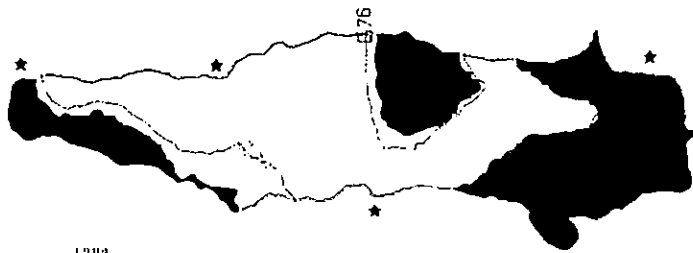
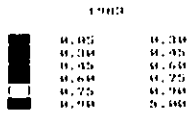
1978



1979



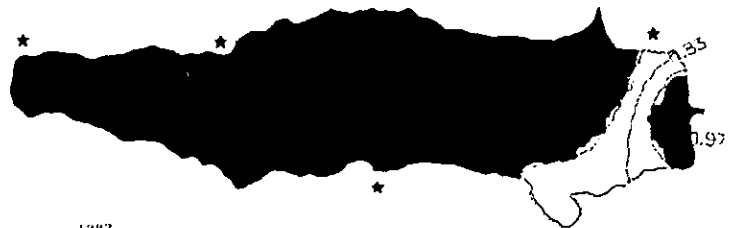






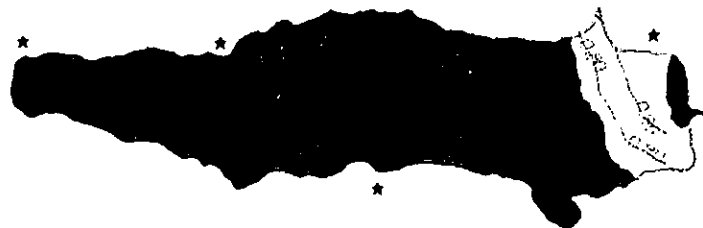
1986

■	0.05	0.30
■	0.30	0.45
■	0.45	0.60
■	0.60	0.75
■	0.75	0.90
■	0.90	5.00



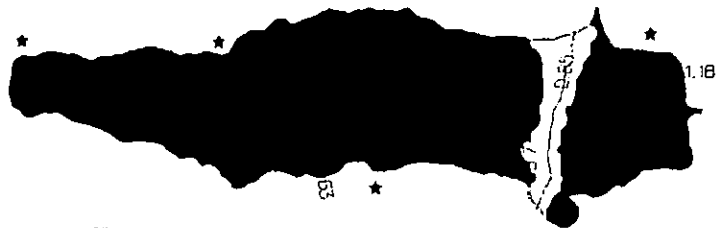
1987

■	0.05	0.30
■	0.30	0.45
■	0.45	0.60
■	0.60	0.75
■	0.75	0.90
■	0.90	5.00

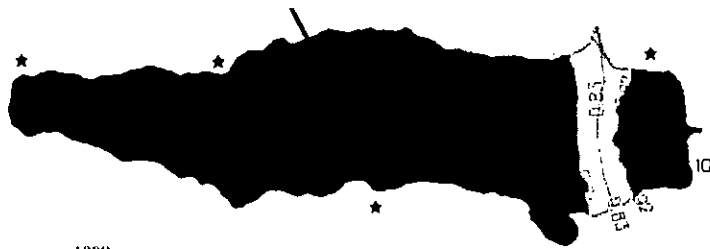
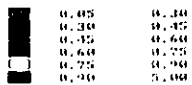


1988

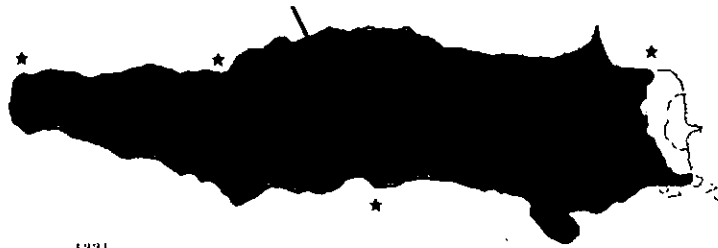
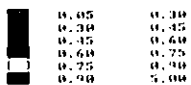
■	0.05	0.30
■	0.30	0.45
■	0.45	0.60
■	0.60	0.75
■	0.75	0.90
■	0.90	5.00



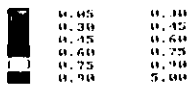
1989



1990



1991



Hydrologic Balance of Lake Chapala, Mexico

Anexo 2

HYDROLOGIC BALANCE OF LAKE CHAPALA (MEXICO)¹

José de Anda, Sergio E. Quiñones-Cisneros, Richard H. French, and Manuel Guzmán²

ABSTRACT: Lake Chapala, whose primary tributary is the Río Lerma, is the largest freshwater lake in Mexico and for the past 95 years has maintained an average storage capacity close to 6,700 Mm³. Starting in the early 1970s, the Lerma-Chapala basin rapidly industrialized. In response to these upstream anthropogenic activities, the fisheries, aesthetics, and water quality of Lake Chapala have decreased as a consequence of the increasing chemical and biologic pollutants mainly from the Río Lerma. Additionally, the growth of Guadalajara has resulted in increasing potable water demands on the lake to satisfy a population currently greater than 4.5 million. During the 1980s, the outflow and water losses from the lake substantially exceeded the inflow and other water contributions. In this paper, the recent behavior of the hydrologic and bathymetric parameters of Lake Chapala are summarized and some important physical stresses on the system are identified. The focus of this work is the 1934-1989 period, and it is shown that starting around 1980 some of the main contributors to the lake water balance were severely perturbed and the lake reached its second lowest recorded level. The disturbances of the system are so severe that the entire regional ecosystem could be irreversibly affected in the near future.

(KEY TERMS: lakes; water reservoirs; limnology; lake morphometry; water balance; hydraulic basin; Lake Chapala, Mexico.)

BACKGROUND

The Lerma-Chapala-Santiago basin is located in the central portion of the Mexican Republic (Figure 1). With a population density above the national average, this basin is considered critical to the continued socioeconomic development of the country. As a consequence of the demographics and economic development, the Lerma-Chapala basin has the highest water usage in Mexico, and as a result of the climate, ambiance, and aesthetics, Lake Chapala has attracted

a large national and expatriate community of residents from within the NAFTA nations. However, the development of the basin has resulted in a hydrologic imbalance that puts at risk both the ecological and economic viability of the lake – if not the survival of the lake itself. The situation is aggravated by the chemical and biological degradation of the lake which is primarily manifested by floating aquatic vegetation known as water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and bulrush (*Typha latifolia*) which have bloomed uncontrollably in recent years. Blooms of water weeds have covered ecological and economic littoral surfaces and adversely impacted commercial and recreational fishing, waterfowl feeding, boating and swimming, and the aesthetic beauty of the lake. The primary sources of the nutrients supporting these nuisance blooms of aquatic plants derive from upstream and lakeside anthropogenic activities such as argi-business, industrial development, and urbanization. The adverse environmental impacts are clearly visible and partially quantified by recent Landsat TM satellite images published by the National Institute of Statistics, Geography and Computer Science (INEGI, 1995a).

Lake Chapala is located between 20°07' and 20°21' North latitude and between 102°40'45" and 103°25'30" West longitude. The lake is 77 km long in the east-west direction, has a mean north-south width of 15 km, and a mean depth of 7.20 m. Lake Chapala, the largest freshwater lake in Mexico and the third largest lake in Latin America, has a nominal water surface elevation of 1,524 m amsl (meters above mean sea level) (Figure 2).

¹Paper No. 96173 of the *Journal of the American Water Resources Association*. Discussions are open until August 1, 1999.

²Respectively, Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C. Av. Normalistas 800, Guadalajara, Jalisco 44270, México; Instituto de Geofísica, UNAM, Ciudad Universitaria, México, D.F. 04510, México; Desert Research Institute, Water Resource Center, P.O. Box 19040, Las Vegas, Nevada 89132; and Instituto de Limnología, Universidad de Guadalajara, Apdo, Postal 310, Chapala, Jalisco 45900, México.

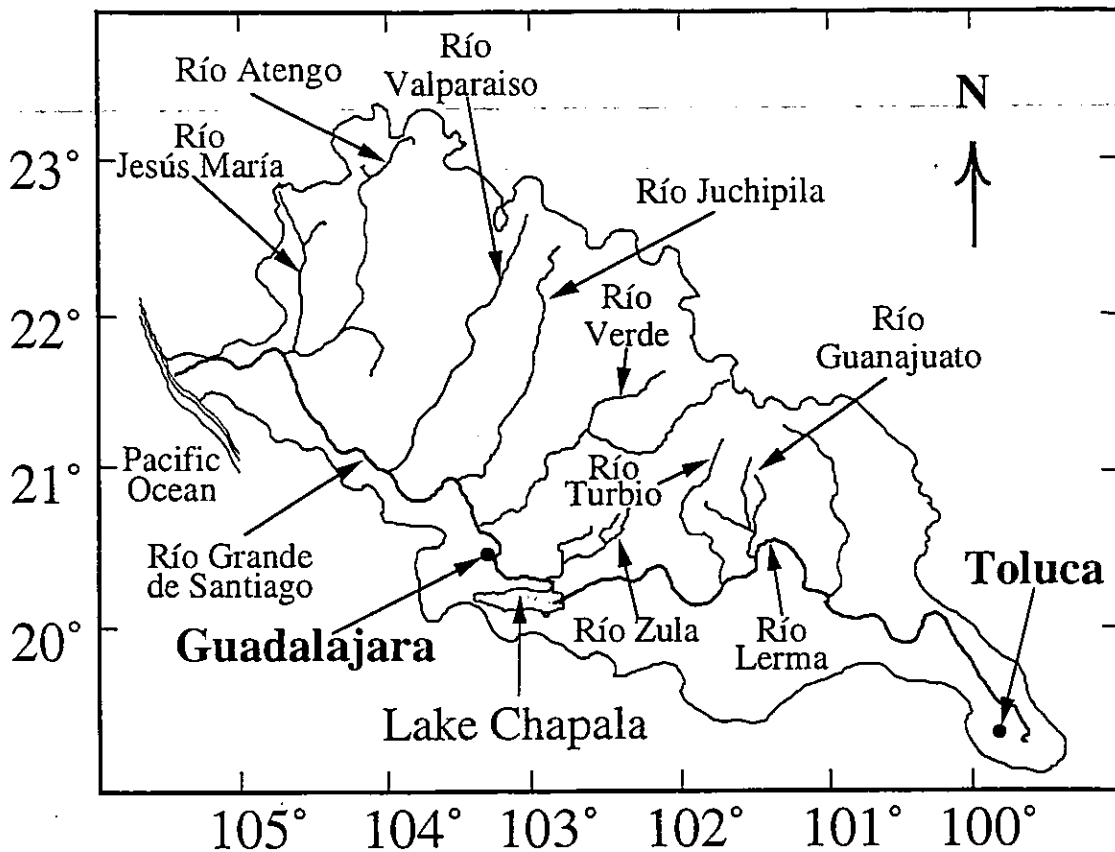


Figure 1. Geographical Location of the Lerma-Chapala-Santiago Basin.

Sedimentation studies of Lake Chapala have been conducted since at least the second half of the 16th century. In 1579, Abraham Ortello produced a map of the region (INEGI, 1992a) that showed a lake 150 km long with its limits extending further east than the current shoreline. In 1813, Manuel González de la Vega (INEGI, 1992a) developed a map showing the same principal physiographic features of the basin shown by previous cartographers. However, records from the end of 19th century show Lake Chapala extending only approximately 25 km beyond its current east shoreline. Historically, the shorelines of Lake Chapala were significantly affected by changes in the water surface elevation. In 1897, the water surface of the lake was at approximately 1,517.6 m amsl which is the same record low level reached in 1955 (Sandoval, 1994). During the 20th century, a number of hydraulic structures were built by the Federal government to improve the water resources management of the lake (Figure 2), and these structures resulted in important modifications of the morphometry of the lake. For example, first, in 1908, an earthen embankment (the Bordo de Maltaraña) was built to reduce lake surface evaporation. This embankment reduced the marshes on the east side of the lake by converting

50,000 ha of wetlands to agricultural land. This change significantly affected the morphology of the lake and probably some endemic species of the regional wildlife disappeared or emigrated after that. Second, the primary potable water supply for Guadalajara has been the outflow from Lake Chapala via the Río Grande de Santiago. For example, over the past 15 years, the potable water flow from Chapala to Guadalajara has increased from 6 to 12m³/s. In 1990, the Mexican National Water Commission (CNA, 1990) initiated operation of the Chapala-Guadalajara Aqueduct which supplies water directly from Lake Chapala to Guadalajara. The goals of this aqueduct were to avoid evaporation and infiltration losses that took place in the Río Grande de Santiago and improve the quality of the potable water supplied to the city. The Río Grande de Santiago continues to transmit water from the terminus of the Río Zula (Figures 1 and 2) and provides irrigation water to downstream areas such as the Poncitlan and the Atequiza irrigation districts.

This paper focuses on the analysis of morphometric data of Lake Chapala from 1910, after the Bordo de Maltaraña embankment was built, until present. In addition, the hydrogeologic characteristics of the

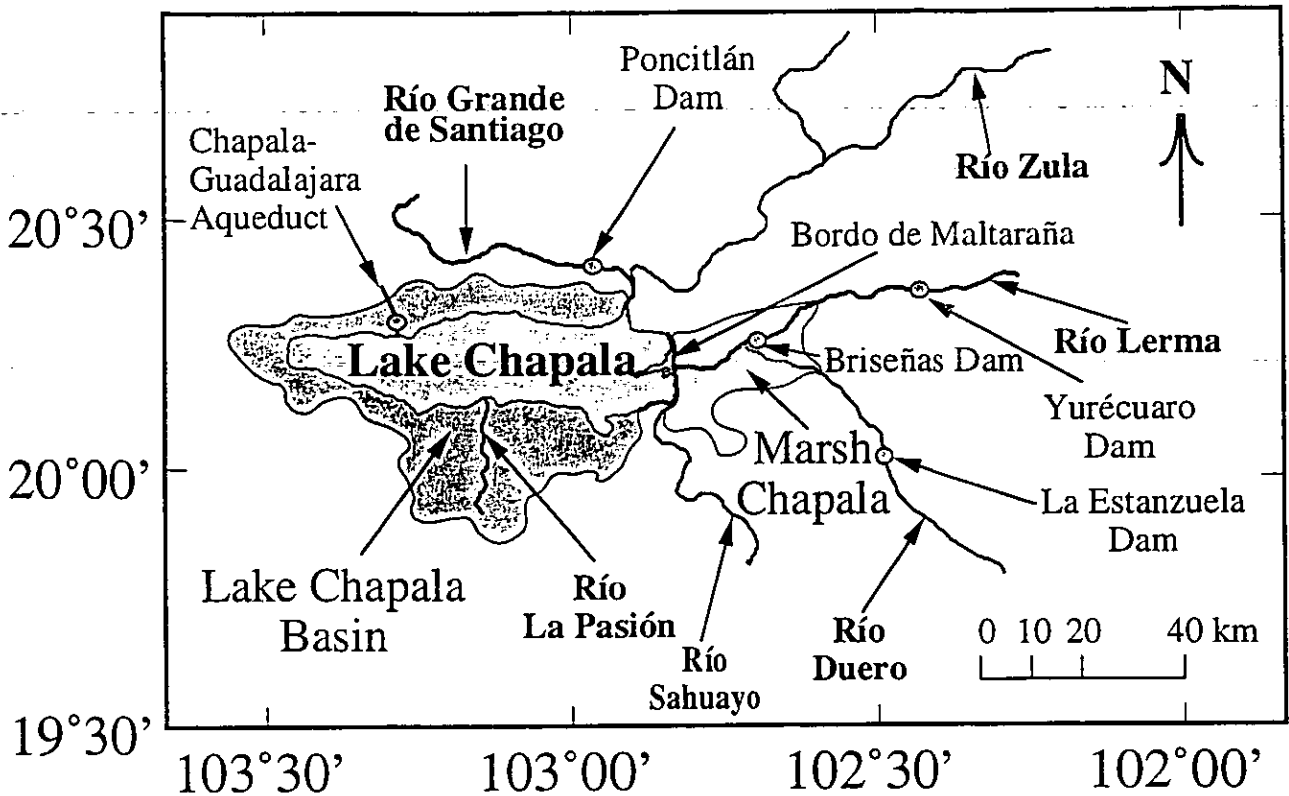


Figure 2. Lake Chapala Basin and Main Surrounding Rivers and Dams.

basin and current ground water conditions are summarized and a detailed water balance is provided for the period 1934-1989 based on data provided by the CNA. The hydraulic structure diverting water in the Chapala-Guadalajara Aqueduct has substantially changed the hydrologic and hydraulic variables of the system. The authors acknowledge that a different study approach will be required after 1989, but the relevant data are not yet available.

CLIMATE

According to the Köppen classification (Köppen, 1923), Lake Chapala climate is considered C_{w_0} , a h_w , which means fairly warm, sub-humid with rains during the summer, being the least wet of fairly warm climates. INEGI (1990a, 1990b) has collected climatic data that characterizes the region. The annual average temperature is 19.9°C, the maximum ambient temperature is reached in the months of May through July (27 to 30°C), and the minimum temperature December through February (9 to 12°C). Annual hail-stone frequency is less than two days and the total

number of frosts is less than 20 days per year. The 1934-1989 record examined shows that the average annual rainfall is approximately 755 mm, the wettest month of the year is July with 150-200 mm, and the driest month is January with no measurable rainfall. The annual evaporation is approximately 1314 mm, with April and May being the months with the highest evaporation (approximately 130 mm per month) and December being the month with the lowest evaporative loss (approximately 100 mm per month). The dominant wind direction is E-W, secondly W-E, and least frequent S-N and N-S. The wind speed varies from 1 to 12 km/h, with the most common between 8 to 12 km/h; however, 15 to 20 km/h winds are occasionally observed. In the mountains surrounding the lake, frost frequency is 1 to 8 times per month from November to March. However, more than nine frosts per month can occur during December and January. In the marsh east of the lake, the frost frequency is 1 to 8 times per month for the November-March period. Global climatic effects for the entire region are documented by INEGI (1990a, 1990b) for the November-April and May-October periods.

GEOMORPHOLOGY

The Lake Chapala basin is located within the physiographic province of the Trans-Mexican Volcanic Belt (TMVB). The TMVB is a mountainous belt that crosses E-W center Mexico (INEGI, 1995b). Most Mexican natural lakes and volcanoes are associated with the TMVB. Lake Chapala occupies a *graben* formed by a large E-W fault system and another smaller N-S fault. Thus, according to Hutchinson (1957), Lake Chapala is classified as a tectonic basin in *graben* between faults (Type 9). The north and south mountain belts that border the lake are of volcanic origin. The oldest units of the Chapala Rift are a heterogeneous succession of breccias covered by a sequence of andesitic flows dated 12.0 to 8.8 M years before present (BP). This sequence forms a wide plateau divided by faults associated with the process of rifting. Locally, it is covered by lacustrine sediments from the late Miocene to the early Pliocene (Garduño-Monroy *et al.*, 1993; Delgado-Granados, 1993; Bandy *et al.*, 1993).

Hydrologic and geologic studies suggest the existence of an enormous lake, Lake Xalisco, with an estimated surface area of about 70,000 km² less than a million years BP (Cserna and Alvarez, 1995). This larger lake extended over other depressions structurally related to the *graben* that conforms Lake Chapala. There are some lakes located in the eastern side of Lake Chapala that form large lacustrine basins

also associated with the TMVB (INEGI, 1992b). This theory is further supported by the regional distribution of fish species (white fish and charales) belonging to the Atherinidae family, which are endemic species (Guzmán, 1992).

Alternative theories (SRH, 1972) suggest that, at the beginning of the Pliocene period, emissions of basaltic lava occurred from several volcanic areas located around the shore line of the lake. These emissions began to fill and obstruct areas, intercepting superficial currents and forming separated basins. After these emissions, a succession of basaltic eruptions filled the depressions probably above actual levels. Erosion had already induced an important depression in the superior layers of the landfill when new fall of pyroclastic material filled them up again. The basaltic activity persisted until the early Pliocene, so that the small volcanoes and the lava currents again subdivided the region into different closed basins and one of them formed Lake Chapala.

The principal mountain ranges surrounding the lake were formed during the middle Pliocene and are ancient volcanic structures. Also, the Alacranes and Mezcala islands as well as the Petatan island (peninsula) are of volcanic origin (Figure 3). The regional volcanism is currently reduced to some thermal activities along the lake shore (SPP, 1981a, 1981b, 1981c, 1981d, 1981e; Estrada *et al.*, 1983).

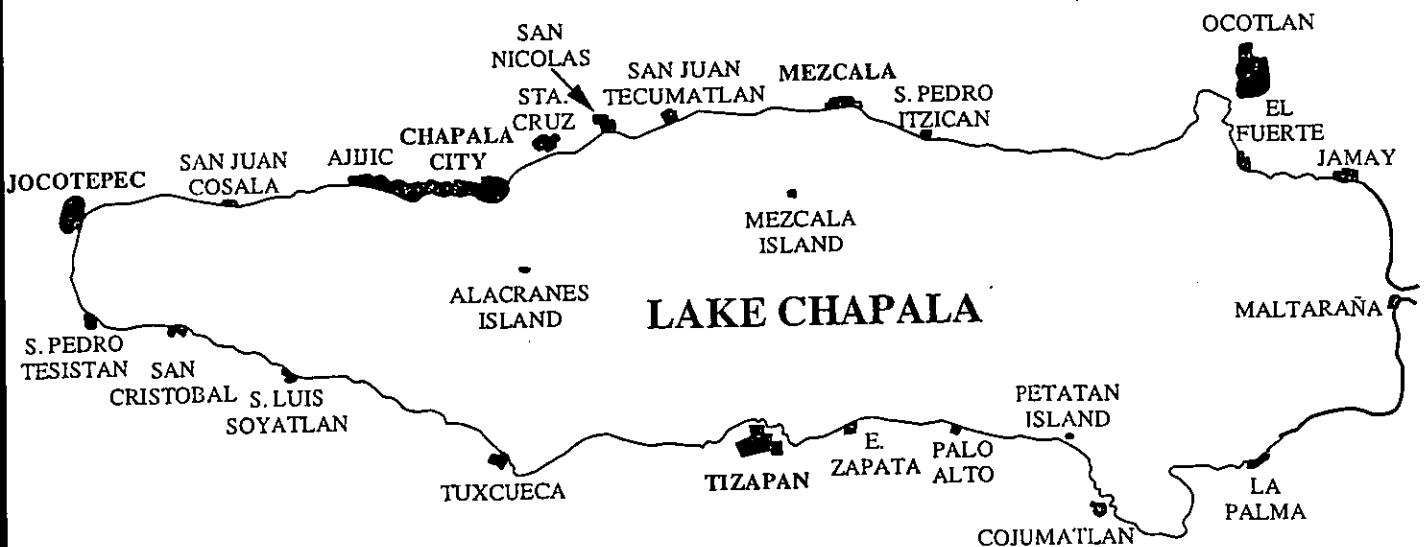


Figure 3. Lake Chapala Area.

HYDROLOGY

*The Lake Chapala Basin**Generalities of the Lerma-Chapala-Santiago Basin*

The Lerma-Chapala-Santiago system (Figure 1) has been classified by the CNA as the Mexican Hydrological Region No. 12. The total drainage area is approximately 130,000 km², and located in the west central part of Mexico, partially in the states of Mexico, Queretaro, Guanajuato, Michoacan, Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas, Durango and Nayarit (SRH, 1972).

The Lerma-Chapala basin is especially important due to its economic and demographic growth dynamics. This basin occupies a surface of 52,000 km² originates east of the city of Toluca and ending at a dam in the vicinity of Poncitlan, a small town located 20 km downstream from Lake Chapala along the Río Grande de Santiago (Figures 1 and 2). From its headwaters to its outlet in Lake Chapala, the Río Lerma travels more than 500 km through one of the most important agricultural and industrial regions of Mexico (SRH, 1972).

This basin represents approximately 2.7 percent of the total surface area of the country without taking into account the closed basins of Patzcuaro and Cuitzeo in the State of Michoacan. However, in this basin 9.1 percent of the total Mexican population is found. Furthermore, this area contributes more than 33 percent of the total industrial production, almost 20 percent of the total trade, and includes 12.5 percent of the irrigated agriculture surface in Mexico. Consequently, this region is a determinant factor in the dynamics of the country, with values above the national average demographic density, agricultural development, and industrial production. Obviously, the driving force for economic development of this region is its water resources, and the basin currently has the highest water usage in Mexico (León-Vizcaino *et al.*, 1994).

Comparing the hydrological conditions of the Lerma-Chapala basin to those of the rest of the country, in this basin there is 3 percent of the average pluvial rainfall, little more than 1 percent of the surface water drainage, and 13 percent of the ground water. However, the current anthropogenic water demand surpasses the surface supply and ground water recharge rate. This has resulted in a hydrologic imbalance that is putting at risk the survival of Lake Chapala. The preservation of the lake is a priority in the CNA basin conservation program (León-Vizcaino *et al.*, 1994).

The primary tributaries to Lake Chapala are the Río Lerma, Río Sahuayo, Río Duero, and other ephemeral streams that flow directly into the lake. Also, there are a large number of irrigation channels throughout the Chapala Marsh and numerous earth embankment dams and reservoirs (Figure 2).

The Lake Chapala basin surrounds most of the lake. The contribution of the Lake Chapala basin to the lake consists in the water drainage from the mountain ranges surrounding the lake and, during the rainy season, forming numerous ephemeral streams mainly in the counties corresponding to the towns of Poncitlan, Chapala City, Jocotepec and Tizapan (Figure 3). Also, Río La Passion with headwaters in the state of Michoacan flows into the lake after crossing the Tizapan county (Figures 2 and 3).

The importance of Lake Chapala is that it incorporates all possible beneficial uses such as recreation, agriculture, potable water supply, fishing, and water contact sports. Unfortunately, large quantities of domestic, agricultural, and industrial sewage from the entire Lerma-Chapala basin still flow untreated into the lake (Hansen *et al.*, 1995).

Morphometric Description of Lake Chapala

At the beginning of the 20th century, the lake occupied more than 160,000 ha extending into the Chapala Marsh (Cienega de Chapala) (Figure 2). As a consequence of the natural variations in the hydrologic regime, the marsh east of the lake remained wet only during the rainfall season. To make better use of the land and water resources, the Federal government in 1908 built an earth embankment dam (Bordo de Maltaraña). This hydraulic structure drastically modified the shoreline of the lake and impacted 50,000 ha of natural wetlands severely affecting the regional ecosystem. Consequently, between 1908 and 1910, the 27.0 km long Bordo de Maltaraña was built with a maximum height of 3.50 m up to the bench mark of 98.50 (equivalent to 1,525.3 m amsl). This work reduced the surface area of the lake by 50,000 ha and the lake storage capacity by 856 Mm³. On the other hand, the main benefits from this engineering project were: (1) segregation of the East marsh lake area in order to obtain 50,000 ha of rich agricultural and cattle ranch lands; (2) direct flows into the lake of the Río Lerma and Río Duero reducing infiltration and water evaporation losses in the marsh region which at that time were estimated as 600 Mm³.

The bottom of the lake currently shows a smooth slope from the delta of the Río Lerma, in the Eastern part of the lake, to the deepest part of the lake, center-north of the lake, and back up until it reaches its Western shore. The general form of the lake is sub-rectangular and elongated, with its greater axis in the E-W direction. The lake has two important islands: Los Alacranes and Mezcala. The former Petatan Island has already turned into a peninsula due to decreased water levels.

According to the morphometric parameters shown in Table 1 (Limón *et al.*, 1989; Limón and Lind, 1990), when the surface of the water reaches 1,524 m amsl, the lake surface area is approximately 111,200 ha, and its storage capacity is 7,962 Mm³.

Bathymetry of Lake Chapala

Three bathymetric studies of Lake Chapala have been performed. The first was conducted by Ballesteros (1929) using a wooden rod as a level pole. In 1970, the Federal government (SRH 1972, 1973a) conducted a photogrammetric and bathymetric study of the lake using echosound and aerial photography. The last bathymetric study (SARH, 1981) was carried out using a two level echosound providing a more precise description of the lake bathymetric properties (Figure 4). The value of the level curves shown in Figure 4 are reported according to the local "Bench Mark" (c) scale. This scale correlates to the elevation (h) according to the equation

TABLE 1. Morphometric Parameters of Lake Chapala.

Variable	Symbols (Hutchinson, 1957)	Units	Elevation (m amsl)	
			1524	1521
Volume	V	M m ³	7,962	4,667
Area	A	ha	111,200	103,900
Maximum Depth	Z _m	m	10.50	7.50
Maximum Length	l	km	77.00	75.00
Maximum Width (breadth)	b _x	km	22.50	22.50
Mean Depth	Z	m	7.20	4.50
Relative Depth	Z _r		0.028	0.028
Shore Line	L	km	215.0	209.5
Development of Shore Line			1.82	1.83

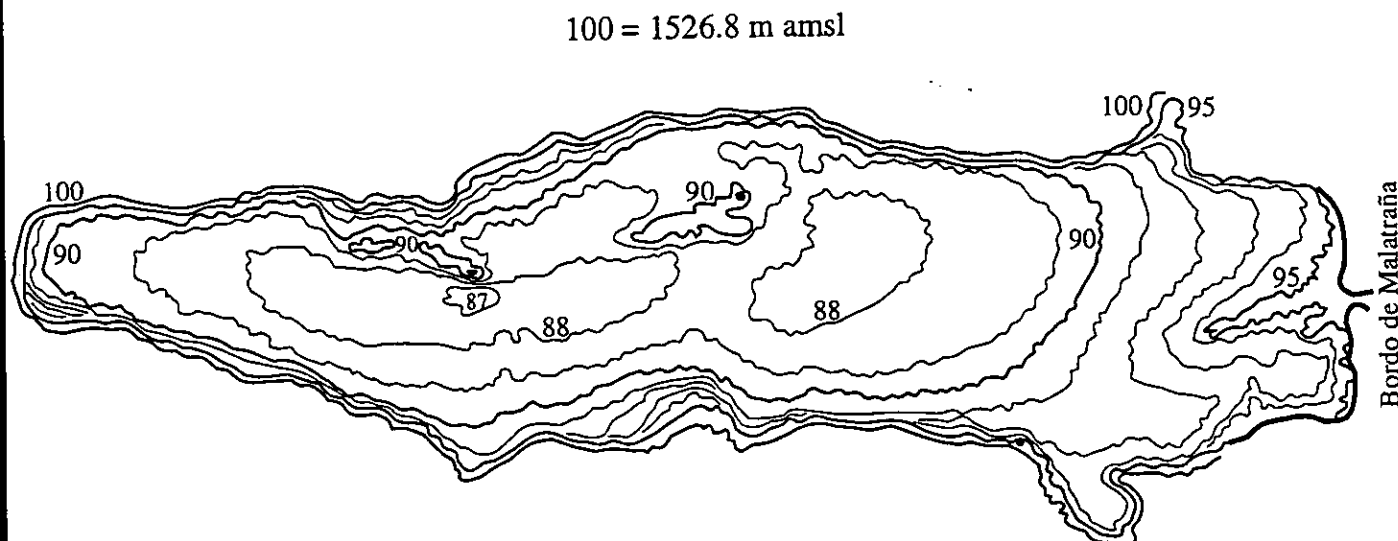


Figure 4. Bathymetric Map of Lake Chapala (SARH, 1981).

$$h = c + 1426.791 \text{ (m-amsl)} \quad (1)$$

$$A \propto z^2 \quad (3)$$

Using the 1981 bathymetric data, the SAHR also estimated the volume and area values for Lake Chapala reported in Table 2.

Here the depth z is given by

$$z = h - h_m \quad (4)$$

where h is the elevation of the lake surface and h_m is the elevation of its "representative" maximum depth.

Given the rectangular shape of the lake, another simple linear model worth considering corresponds to a triangular N-S shape with an uniform E-W shape (i.e., a lake bed with the shape of a triangular channel). In this case, it can be shown that

$$V \propto z^2 \quad (5)$$

and

$$A \propto z \quad (6)$$

In the two cases discussed above, as well as for other uniform geometries, it follows that

$$\frac{V}{A} \propto z^n \quad (7)$$

where $n = 1$. However, if slightly more complicated models are proposed these relationships can become cumbersome. For instance, in terms of the x , y , and z coordinates, for a lake with an "S" shape such as the one obtained with a normalized $z = 1 - 1/(1 + \alpha_1 x^4 + \alpha_2 y^2)$ model for the volume, it can be shown that $A \propto z^{3/4}$ and $V/A \propto 1 - (13/27)z$. Therefore, for the sake of pragmatism, simple empirical equations were fitted to the data so that reasonably good numerical values be obtained. Thus, neglecting the two initial values (corresponding to the 1513.5 and 1514 m amsl elevations) of the 1981 V and A values in Table 2, all of the remaining 1981 A and V data were adjusted through an iterative optimization process to a least squares fit to an the equation of the form

$$\ln(V/A) = k + n \ln(h - h_m) \quad (8)$$

under the constraints of maximizing the correlation coefficient (r^2) as a function of the "representative" maximum depth h_m . The results given by this optimization process are

$$h_m = 1513.21 \text{ m amsl} \quad (9)$$

with

$$r^2 = 0.999148 \quad (10)$$

TABLE 2. Volume and Area Values for Lake Chapala.

Altitude (m amsl)	Volume (M m ³)	Area (ha)
1513.5	0	0
1514	5.437	1927
1514.5	36.419	10446
1515	117.511	21991
1515.5	260.358	35143
1516	475.144	50766
1516.5	755.725	61466
1517	1086.15	70704
1517.5	1454.99	76832
1518	1851.437	81747
1518.5	2273.342	83016
1519	2724.692	93524
1519.5	3201.217	97085
1520	3699.09	102055
1520.5	4217.752	105399
1521	4751.181	107973
1521.5	5297.136	110410
1522	5853.546	112154
1522.5	6416.366	112974
1523	6988.249	113779
1523.5	7553.421	114290
1524	8126.407	114905
1524.5	8701.913	115298
1525	9279.708	115821
1529	10441.489	116536
1527	11610.286	117224
1528	12785.869	117893
1529	13967.975	118528
1530	15156.211	119119

Several simple geometric models can be proposed in order to describe the Lake Chapala bathymetry. The simplest model which may provide a rough fit to the shape of the lake is a linear model with the shape of an inverted pyramid. In the case of a lake bed with the shape of an inverted pyramid, it can be shown that the volume and area correlate to the following power laws

$$V \propto z^3 \quad (2)$$

and

The k and n parameters in Equation (8) were found to be $k = 1.45613$ and $n = 1.43053$. The estimated h_m value given in Equation (9) is in close agreement with the corresponding 1981-SARH estimated value in Table 2.

Next, based on the leading exponents shown in Equations (2) and (5), in addition to an heuristic intermediate exponent, an empirical equation for the value is proposed with the form

$$V = b_1z^2 + b_2z^{2.5} + b_3z^3. \quad (11)$$

Then, using the least squares method, the data reported in Table 2 were fit to a function of the form given by Equation (11). In the case of the 1981 data, the same set of data used for Equation (8) was used here. The results obtained with this method are shown in Figure 5.

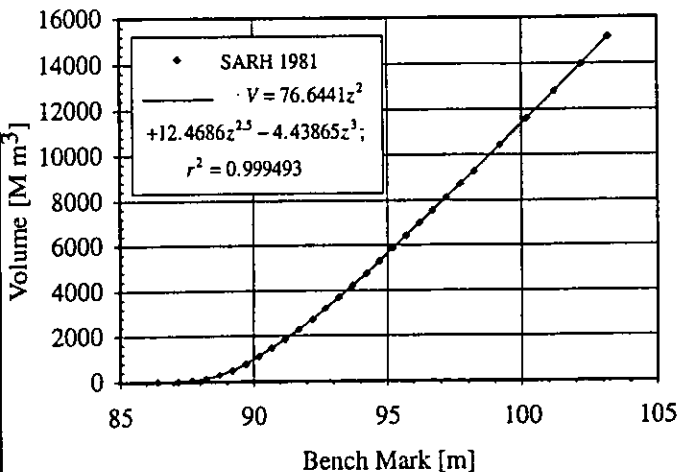


Figure 5. Volume Curve of Lake Chapala.

Accumulated Sediment

According to Sandoval (1994), the Lake Chapala inlets do not transport significant amounts of sediments. However, the 1981 bathymetric map of the lake shows significant areas of deposition in the vicinity of the Río Lerma and La Passion outlets. The areal extent of these depositional features is 106.5 km² and 15 km², respectively.

Sedimentation in Lake Chapala is primarily due to the Río Lerma which provides the largest nourishment to the lake and, accordingly, the largest contribution to sedimentation. In comparison, La Passion basin represents only 1 percent of the Río Lerma water contribution.

Other estimates suggest an important yearly average deposition in Lake Chapala of the order of 3 Mm³ with 2 Mm³ from the Lerma and Duero Rivers and 1 Mm³ from surface erosion of the area around the lake (SRH, 1973a).

HYDROGEOLOGY

In the tectonic *graben* of Lake Chapala, water wells are found mainly in the narrow shore strip around the lake perimeter. The ground water flow direction has been estimated from two equipotential curves obtained using piezometric level measurements. The study shows that the water table along the shoreline is slightly higher than the lake surface. The piezometric levels have been found to be significantly affected by the lake surface level oscillations (SRH, 1972). Also, NW of Jocotepec, there is a small valley that appears to work in a hydrogeological independent way (SRH, 1972). Preliminary studies of the groundwater characteristics of the region have been reported in different works (SRH, 1973b; CNA 1990). According to these studies, the Lake Chapala basin operates as an independent hydrogeological unit occupying almost the whole extension of the lake. However, the Ocotlan Valley, located in the East side of the lake, is not totally independent due to the fact that important surcharges to the valley aquifers are present. Equipotential curves indicate a general groundwater flow pattern from the periphery toward the lake (SRH, 1973b).

From the viewpoint of hydrogeology, Lake Chapala appears to have ground water communication with the Chapala Marsh. Due to the fact that the water level of the lake is above the elevation of the Chapala Marsh, it is likely that in the eastern section of the lake ground water flow is from the lake to the marsh. Currently, the CNA is carrying out an isotopic research program in order to establish what kind of communication exists, if any, between Lake Chapala and the Chapala Marsh.

A large number of water wells and springs are found along the lakeshore. Although some of the wells reach for deep waters, the majority of them make use of shallow waters coming directly from the lake. In 1973 (SRH, 1973b), there were 179 water wells and springs along the lake shoreline (48 water wheels, 122 deep wells, four artesian wells, and five springs) giving a total rate of extraction of 10,442 Mm³/year. Table 3 shows the rate of water extraction classified according to its origin. In 1973, the most important water usage was for domestic purposes (47.8 percent) followed by agricultural (26.5 percent), municipal (17.1 percent), and industrial (5.6 percent) usages.

TABLE 3. Description of the Ground Water Extraction Along the Lake Chapala Shoreline in 1973.

Water Source	No.	Mean Volume (m ³ /year)	Percentage (%)
Water Wheels	48	1,006.02 x 10 ³	9.63
Deep Wells	122	9,059.66 x 10 ³	86.76
Artesian Wells	4	208.14 x 10 ³	1.99
Springs	5	168.35 x 10 ³	1.61
Total	179	10,442.17 x 10³	100.00

HYDROGEOCHEMISTRY

The temperature of the spring water located near the south shore of the lake is between 19 and 20°C, while in the north shore some water wells are found with temperatures as high as 60°C.

In general, the ground water is of good quality with a relative low electrical conductivity, between 200 to 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ at 25°C (SRH, 1973b). The ground water chemistry is influenced by the presence of Miocene andesitic rocks under stratified lacustrine sediments (Medina-Heredia, 1986). Between Jocotepec and Chapala lies disturbed zones by kaolinization, silicification, and oxidation. Furthermore, in this zone several springs arise with temperatures between 37 and 89°C. The well-known thermal spring of San Juan Cosala, on the north shore of Lake Chapala, belongs to this geothermal zone (Figure 3).

It is evident there is relationship between the geothermal zone and the E-W structural geological pattern previously discussed in the geology section of this work. The electrical conductivity of the thermal waters is found to have values in the range of 1,550 - 1,875 $\mu\text{S}/\text{cm}$. These waters show a magnesium (Mg) concentration of 0.55 ± 0.32 ppm, boron (Bo) in the range of 3.4 ± 0.74 ppm and a high concentration of sulfates (SO_4^{2-}) reaching values up to 479 ± 45 ppm. This is an indication of water flow through deep, faulted rock beds.

Recently three thermal springs in one of the deepest parts of the lake have been located. One of them, designated as "Los Gorgos," was located with the aid of a GPS in the geographical coordinates 20°10'59" north latitude and 102°56'45" west longitude and at a lake depth greater than 14.00 m. The presence of springs in the interior of the lake demonstrate the existence of water flow beneath the lacustrine bottom.

HYDROLOGIC ANALYSIS

Based on data obtained from the CNA, a water balance was carried out for the period 1934 to 1989. Given the fact that for central Mexico the hydrologic cycle coincides with the calendar year (January the driest month and July the rainiest) a hydrologic analysis for Lake Chapala can be conducted on a calendar year basis.

The two primary rivers to Lake Chapala are the Río Lerma and the Río Grande de Santiago. Figure 6 shows the average annual inflow from the Río Lerma, and the annual average outflow through the Río Grande de Santiago. This figure shows a trend for the entire 1934-1989 period to a considerable flow rate reduction. It is also pertinent to note that the Río Grande de Santiago outflow is completely controlled by the CNA at the Poncitlan Dam and for the period of study strongly reflects the water demands of Guadalajara (Figure 2).

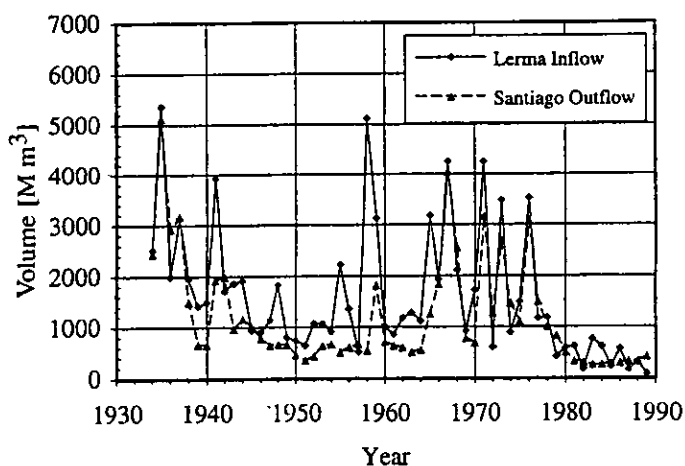


Figure 6. Lake Chapala Annual Inflow From the Río Lerma and Outflow Through the Río Grande de Santiago.

Figure 7 shows the corresponding 1934-1989 annual average rainfall and annual average evaporation. In Lake Chapala, the CNA applied a 0.770 empirical correction factor to estimate the real evaporation rate after direct measurements from evaporation pans (Sandoval, 1994).

Figure 8 shows the bench mark monthly level variations of Lake Chapala for the period 1934-1989 according to the measurements of the CNA. This figure, as well as Figures 6 and 7, demonstrate that the lowest lake level recorded in this century took place during the mid-1950s due to one of the most severe droughts in Mexico during the 20th century. This

drought put at risk the water supply of Guadalajara which at that time had a population of more than half a million people. Based on the data shown in Figure 8 and the model reported in Figure-5, the annual average volumes for Lake Chapala were estimated for the study period (Figure 9).

where ΔV_t = storage water difference for the year t and V'_t = average lake volume for the month of January in the year t . Here, the V'_t values were estimated using the results in Figure 5 and the CNA January average levels for Lake Chapala. The balance results obtained from Equation (12) are shown in Figure 10.

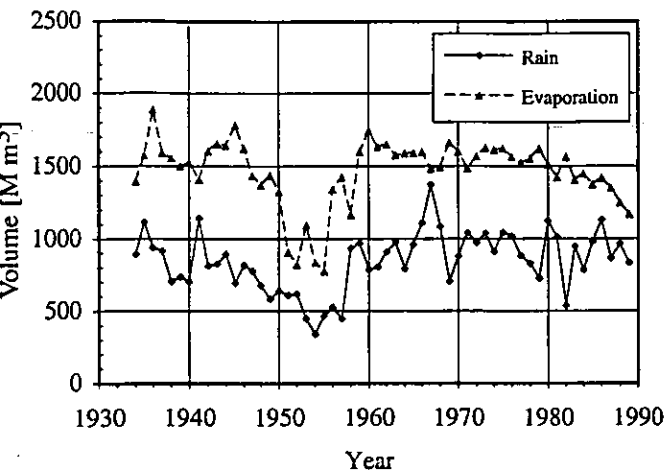


Figure 7. Annual Rainfall and Evaporation in Lake Chapala.

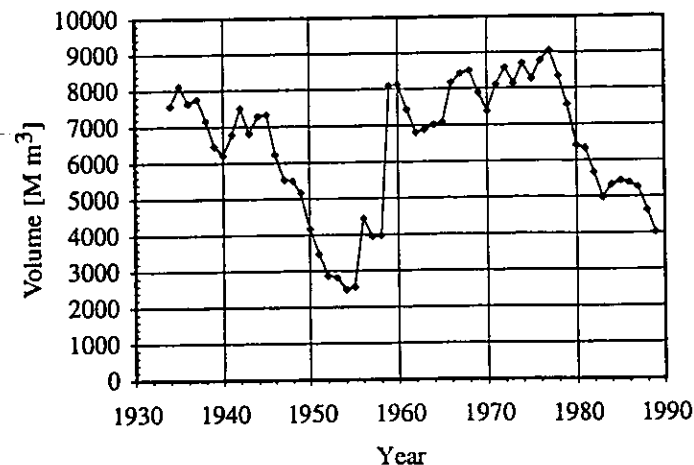


Figure 9. Annual Average Volume of Lake Chapala for the Period 1934-1989.

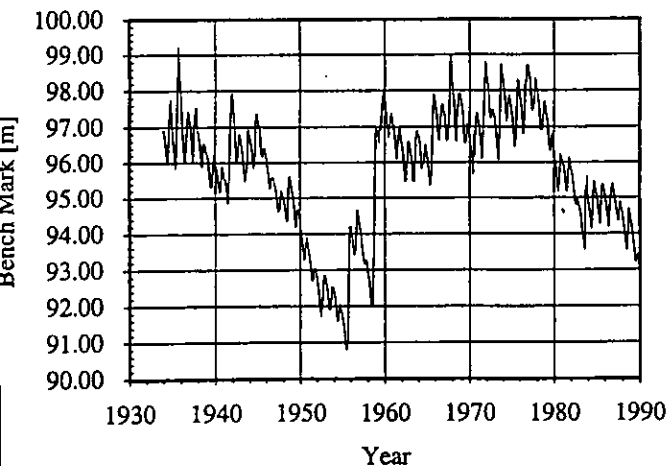


Figure 8. Level Variations of Lake Chapala for the Period 1934-1989.

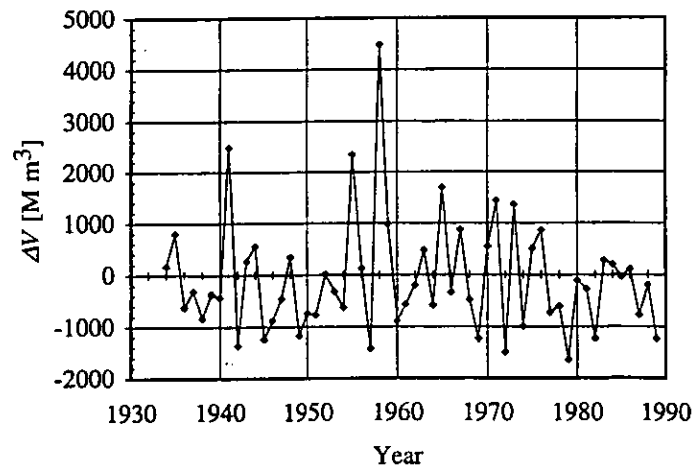


Fig. 10. Storage Water Difference in Lake Chapala for the Period 1934-1989.

Given the information available, a water balance for Lake Chapala was calculated as follows. First the actual annual storage water variations for the lake are estimated from the equation

$$\Delta V_t = V'_{t+1} - V'_t, \tag{12}$$

Thus, a hydraulic balance equation can be proposed for Lake Chapala in terms of

$$\Delta V_t = [Q_1(t) + Q_2(t)]_{inlets} - [Q_3(t) + Q_4(t)]_{outlets} + Q_5(t), \tag{13}$$

where $Q_1(t)$ = annual average Río Lerma inflow for the year t , $Q_2(t)$ = annual average rainfall for the year t , $Q_3(t)$ = annual average Río Grande de Santiago outflow for the year t , $Q_4(t)$ = annual average evaporation for the year t , and $Q_5(t)$ = annual average contribution from other sources for the year t . In Equation (13), the term $Q_5(t)$ takes into account all other possible water sources and sinks to and from Lake Chapala such as ground water and ungaged inflows. The substitution of the results obtained from Equation (12) along with the inlet and outlet data shown in Figures 6 and 7 into Equation (13) show that the term $Q_5(t)$ is not negligible. Therefore, the annual average estimation for other possible water sources and sinks was evaluated and the results are shown in Figure 11.

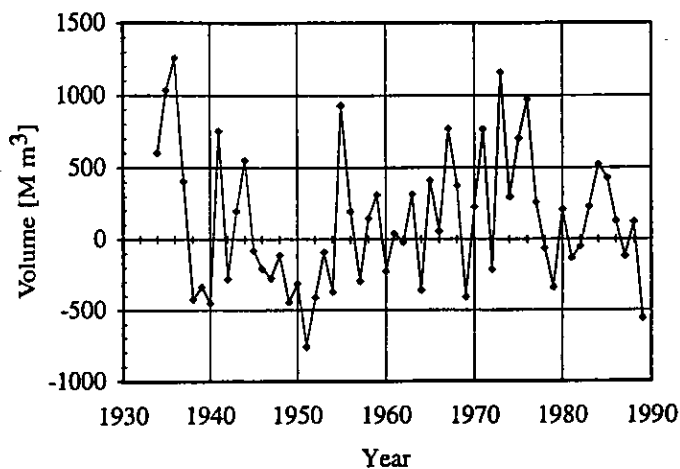


Figure 11. Annual Average Other Water Contributions to Lake Chapala.

Starting in the late 1970s, the Río Lerma inflow to Lake Chapala has been significantly reduced, due to upstream over exploitation (Figure 6). In order to visualize the negative effect that the reduction in the flow of the Río Lerma has had on the lake, the average lake volumes (V_t) is shown in Figure 9 for the year t along with the annual average inflow from the Río Lerma [$Q_1(t)$] shown in Figure 6 were used to calculate the time of residence (τ_t) using the equation

$$\tau_t = \frac{V_t}{Q_1(t)}, \quad (14)$$

and the results are reported in Figure 12. These results show that starting around 1980 the system is being severely perturbed. Another analogous result is obtained from evaluating the ratio between the annual rainfall to Lake Chapala and the annual Río Lerma

inflow. This ratio is shown in Figure 13 where again a severe perturbation to the system is found starting around 1980.

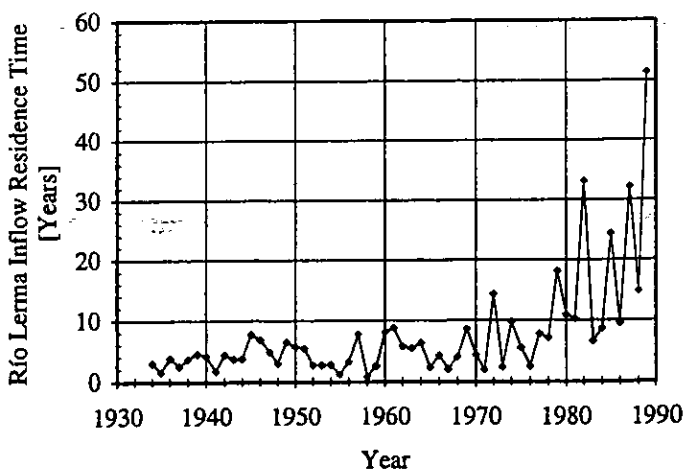


Figure 12. Estimated Río Lerma Inflow Residence Time for the Period 1934-1989.

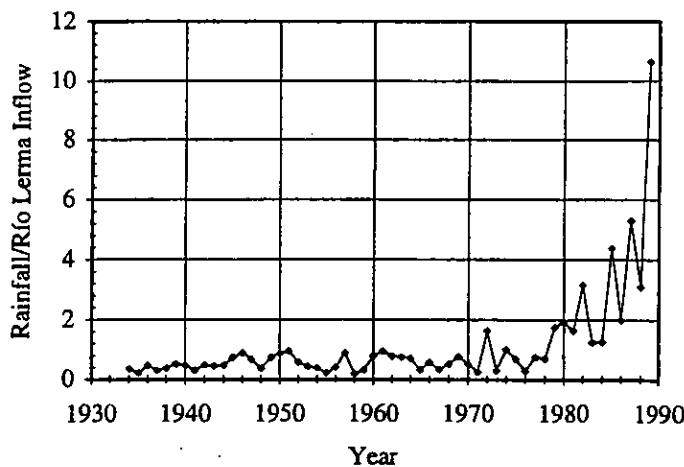


Figure 13. Ratio Between the Rainfall and the Río Lerma Inflow for the Period 1934-1989.

CONCLUSIONS AND COMMENTARIES

The analysis carried out in this work shows strong variations in lake level (Figure 8) and necessarily lake storage volumes (Figure 9) for the period 1934-1989. During 1934-1989, it is evident that the lake has gone through two periods of extreme low lake levels. The first period corresponding to the middle 1950s can be associated to a climatic situation of extreme drought in the Lerma-Chapala basin. This drought is also reflected in Figure 7 where a low

rainfall situation is found during the 1950s. However, in contrast to the first low levels period for Lake Chapala, the second one, which occurred during the 1980s, cannot be fully associated to climatic events since Figure 7 shows normal rainfall during the 1980s. Moreover, up to 1980 there appear to be a close correlation between the rainfall in Lake Chapala and the water inflow through the Río Lerma. This correlation is shown in Figure 13 where it is also seen that after 1980 the system has been severely perturbed. In fact, the ratios shown in Figure 13 do not show any anomalies during the drought of the 1950s but it is clearly disturbed during the 1980s. In conclusion, the second period of low lake levels should be associated to anthropogenic activities such as over exploitation of the upstream Lerma waters as well as local exploitation such as the continuous supply of water from Lake Chapala to Guadalajara. In fact, a significant but well controlled reduction in the Río Lerma inflow into Lake Chapala is evident by the low but smooth levels that the Río Lerma inflow and the Santiago outflow showed during the 1980s (Figure 6).

Another serious physical stress on Lake Chapala is the exponential increment in the Río Lerma inflow residence time (Figure 12). Previously to 1980 the estimated average residence time of the Río Lerma inflow was under five years. However, after 1980 this residence time drastically increased and reached values of more than 50 years. This is, of course, associated with the low Río Lerma inflow shown in Figure 6. This increase in the residence time can also be linked to the increase in eutrophication which is manifested by the uncontrollable blooms of water weeds which started appearing in the late 1980s and currently cover more than 10 percent of the Lake Chapala surface. In addition, although severely reduced, the Río Lerma inflow is currently carrying large concentrations of chemical and biologic pollutants including heavy metals. Current work in progress shows total phosphorous (P) concentrations in Lake Chapala varying from 0.1 up to 2.0 mg P/l which is 4 to 80 times higher than the USEPA norm of 0.025 mg P/l for lakes and reservoirs.

Since without the Río Lerma inflow Lake Chapala could not be hydrologically sustained, it is evident that better water resources management policies need to be implemented for the entire Lerma-Chapala basin. These policies must take into account not only water quality and hydrologic flow, but also a change in land uses and agricultural practices along the entire basin. It is important to reduce the physical stresses that are now affecting the lake in ways such as those shown in Figures 12 and 13. All of these are important and complex factors that are necessary in order to restore and sustain the Lake Chapala

ecosystem. In fact, even though the lake may reach a new dynamic equilibrium with the reduced rates that are present since the early 80s, this situation implies a lake with a storage volume capability of only 60 percent of its historic 20th century value in, in spite of its reduced flow, a Lerma inflow with an unprecedented high load of nutrients between other pollutants. In addition, a similar way that already happened with the Chapala Marsh, the new lower equilibrium levels of Lake Chapala have already opened new potential farming lands which in turn will contribute to a higher pollution due to the use of agricultural fertilizers and pesticides which will directly drain into the lake.

Also, it should be remarked that the hydrogeology studies carried out by the SRH (1973a, 1973b) and by the CNA (1990) in the basin are not conclusive toward adequate knowledge of the ground water behavior. The interaction between the water level in the lake and the water table along the shore line and the Chapala Marsh is not currently fully understood.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported in part by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Mexico, Reg. 92010. Data used in this paper were obtained from Francisco de P. Sandoval (head office "Consejo Estatal de Seguimiento y Evaluación del Acuerdo de Chapala") and from Felipe Tito Lugo Arias (head office Water National Commission in the State of Jalisco). We also want to acknowledge Pedro Mercado for his help in getting and processing some of the data reported in this publication.

LITERATURE CITED

- Ballesteros, L. M., 1929. Estudio batimétrico del lago de Chapala. *In: Centro de Estudios Limnológicos. Comisión Nacional del Agua. km. 11 Carr. Guadalajara-Chapala. Jalisco. México.*
- Bandy, W. L., C. A. Mortera-Gutierrez, and J. Urrutia-Fucugauchi, 1993. Gravity Field of Southern Colima graben, Mexico. *Geofísica Internacional* 32 (4):561-567.
- CNA, 1990. Estudio geohidrológico en la zona de Tesistán-Atemajac, Estado de Jalisco. *In: Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de Administración del Agua. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Administración del Agua Subterránea. Contrato No SGA-89.47. Ariel Consultores S.A., pp. 1-133.*
- Cserna, Z. de and R. Alvarez, 1995. Quaternary Drainage Development in Central Mexico and the Threat of an Environmental Disaster: A Geological Appraisal. *Environmental and Engineering Geoscience* 1(1):28-34.
- Delgado-Granados, H., 1993. Late Cenozoic Tectonics Offshore Western Mexico and Its Relation to the Structure and Volcanic Activity in the Western Trans-Mexican Volcanic Belt. *Geofísica Internacional* 4:543-559.
- Estrada, F. E., E. T. Flores, and J. E. R. Michel, 1983. Lago de Chapala. Investigación actualizada. Instituto de Geografía y Estadística, Instituto de Astronomía y Meteorología, Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco. México.

- Garduño-Monroy, V. H., J. Spinnler, and E. Ceragioli, 1993. Geological Study of the Chapala Rift, State of Jalisco, Mexico. *Geofísica Internacional* 32(3):487-499.
- Guzmán, M., 1992. El lago de Chapala. Información básica. Instituto de Limnología Universidad de Guadalajara.
- Hansen, A. M., A. León, and L. Bravo, 1995. Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. X Num. 3. Septiembre-Diciembre de 1995. pp 55-69.
- Hutchinson, G. E., 1957. A Treatise on Limnology. Geography and Physics of Lakes, Vol. 1, Part 1. John Wiley & Sons, Inc.
- INEGI, 1990a. Carta de efectos climáticos noviembre-abril. Esc. 1:250,000. Guadalajara. F13-12.
- INEGI, 1990b. Carta de efectos climáticos mayo-octubre. Esc. 1:250,000. Guadalajara. F13-12.
- INEGI, 1992a. Cartografía histórica del encuentro de dos mundos.
- INEGI, 1992b. Carta Uso de Suelo y vegetación. Hoja F13-12. Esc. 1:250,000.
- INEGI, 1995a. Espaciograma Guadalajara. Hoja F13-12. Esc. 1:250,000. Fecha de la imagen: de marzo-abril 1993.
- INEGI, 1995b. Carta Geográfica de los Estados Unidos Mexicanos. Orohidrografía. Esc. 1:4'000,000.
- Köppen, W., 1923. Die Climate der Erde: Grundriss der Klimakunde. De Greyter, Berlin.
- León-Vizcaino, L. F., P. Martínez-Austria, and A. A. Aldama-Rodríguez, 1994. Avances en el manejo integral de la Cuenca Lerma-Chapala. Primer taller trinacional sobre agua, desarrollo y ambiente. Toluca, Estado de México, 15 de julio de 1994. pp. 43-55.
- Limón, J. G., O. T. Lind, D. S. Vodopich, R. Doyle, and B. G. Trotter, 1989. Long- and Short-Term Variation in the Physical and Chemical Limnology of a Large, Shallow, Turbid Tropical Lake (Lake Chapala, Mexico). *Arch. Hydrobiology* 83:57-81 (Monographische Beiträge, Stuttgart, May 1989).
- Limón, J. G., and O. T. Lind, 1990. The Management of Lake Chapala (Mexico): Considerations After Significant Changes in the Water Regime. *Lake and Reservoir Management* 6(1):61-70.
- Medina-Heredia, A., 1986. Reconocimiento y evaluación geoquímica de zonas termales del Estado de Jalisco. *In: Comisión Federal de Electricidad. Gerencia de Proyectos Geotérmicos. Departamento de Exploración. Informe 04-86.*
- Sandoval, F. de la P., 1994. Pasado y futuro del Lago de Chapala. *In: Gobierno de Jalisco, Secretaría General, Unidad Editorial, Guadalajara, Jalisco.*
- SARH, 1981. Estudio batimétrico del lago de Chapala. *In: Centro de Estudios Limnológicos. Comisión Nacional del Agua. km. 11 Carr. Guadalajara-Chapala. Jalisco. México.*
- SIAPA, 1994. Más y mejor agua para la ciudad de Guadalajara. Boletín informativo.
- SPP, 1981a. Síntesis Geográfica de Jalisco. Secretaría de Programación y Presupuesto.
- SPP, 1981b. Carta Estatal Hidrológica Superficial. Esc. 1:1'000,000. *In: Síntesis Geográfica de Jalisco. Anexo Cartográfico. Secretaría de Programación y Presupuesto.*
- SPP, 1981c. Carta Estatal Geológica. Esc. 1:1'000,000. *In: Síntesis Geográfica de Jalisco. Anexo Cartográfico. Secretaría de Programación y Presupuesto.*
- SPP, 1981d. Carta Estatal de Regionalización Fisiográfica. Esc. 1:1'000,000. *In: Síntesis Geográfica de Jalisco. Anexo Cartográfico. Secretaría de Programación y Presupuesto.*
- SPP, 1981e. Carta Hidrológica de Aguas Subterráneas. Esc. 1:250,000. Guadalajara. F13-12. *In: Síntesis Geográfica de Jalisco. Anexo Cartográfico. Secretaría de Programación y Presupuesto.*
- SRH, 1972. Estudio Limnológico del Lago de Chapala. Primera etapa. *In: Contrato No SP-72-C-6. Dirección general de usos del agua y prevención de la contaminación. Centro de Investigación y entrenamiento. Por: Instituto de Ingeniería de la UNAM.*
- SRH, 1973a. Estudio Limnológico del Lago de Chapala. Segunda etapa. Vol I. *In: Contrato No SP-73-C-14. Dirección general de usos del agua y prevención de la contaminación. Centro de Investigación y entrenamiento. Por: Instituto de Ingeniería de la UNAM.*
- SRH, 1973b. Geohidrología de los Valles de Atemajac, Tesistán, Ameca, Ahualulco y San Marcos, Jalisco. *In: Secretaría de Recursos Hidráulicos. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Estudios. Contrato No. SP-73-19. Clave EP-128. Ariel Consultores S.A., pp. 1-140.*

Nutrients and eutrophication in the Lake Chapala basin

Anexo 3

José de Anda and Harvey Shear (1991). Nutrients and Eutrophication in Lake Chapala. In: Anne M. Hansen and Manfred van Afferden (eds.). The Lerma-Chapala Watershed: Evaluation and Management, Ch. 8, p. 183-198. Kluwer Academic / Plenum Publishers, London.

Chapter 8

Nutrients and Eutrophication in Lake Chapala

JOSÉ DE ANDA¹ AND HARVEY SHEAR²

¹*Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A. C., Normalistas 800 S. H., Guadalajara, C. P. 44270, Jalisco, Mexico. email: janda@ciatej.net.mx*

²*Environment Canada-Ontario Region, 4905 Dufferin Street, Toronto M3H 5T4, Canada. email: harvey.shear@ec.gc.ca*

Key words: Limnology, water quality, eutrophication, phosphorus, nitrogen

Abstract: The primary tributary to Lake Chapala is the Lerma river. Large quantities of domestic, agricultural, and industrial sewage from the entire Lerma-Chapala basin still flow untreated into the watershed and eventually into the lake, resulting in excessive inputs of phosphorus (P) and nitrogen (N), both known to cause eutrophication. Anthropogenic water demand from Lake Chapala surpasses the surface supply and groundwater recharge rate. This has resulted in a hydrologic imbalance in its basin. In addition, high nutrient concentrations in the lake have led to degraded water quality, resulting in growth of floating aquatic vegetation and blue green algae. Some studies establishing a P balance for the lake have been carried out, but none for an N balance. Spatial and temporal P and N distributions in the lake during the past 24 years are discussed in relation to hydrologic changes. A method based on the bathymetric features of the lake is proposed to estimate the amounts of total P and N. This method uses a digital elevation model (DEM) of the site and the water quality data monitored for 24 years in 28 lacustrine and 9 littoral monitoring stations. Many authors suggest that the most effective long-term measure for the control of eutrophication in a water body is a reduction in the input of external nutrients. Determining the nutrient balance of any lake or reservoir constitutes a very important tool to understand its chemical and biological processes. Similarly, the knowledge of existing relationships between hydrological variables, nutrient concentrations, and primary productivity could strongly help to determine the most appropriate restoration and clean-up policies wherever eutrophication problems are present. The different relationships are discussed in this chapter.

1. INTRODUCTION

The goals of the work that will be presented in this chapter are to describe the nutrient concentrations and loading trends for Lake Chapala during the period from 1974 to 1998.

Aparicio (2001) has described the hydrology of Lake Chapala. The volume, surface area, and depth have undergone significant variations over time, some of them caused by the climate, and others by the exploitation of the water resource as discussed below. Table 1 summarizes some of these variations.

Table 1. Relevant hydrological values for Lake Chapala

Values	Volume (Mm ³)	Surface area (km ²)	Mean depth (m)	Date
Minimum	940.37	658.93	1.43	July, 1955
Mean	5341.78	1,071.17	4.98	1934 to 1998
Maximum	9576.29	1,160.08	8.25	October, 1935

The importance of Lake Chapala is that it incorporates all possible beneficial uses such as recreation, agriculture, water supply, fishing, aquatic sports, etc. Unfortunately, large quantities of domestic, agricultural, and industrial sewage from the entire Lerma-Chapala basin still flow untreated into the watershed (Hansen *et al.*, 1995) and this may eventually reach the lake. In addition, erosion processes in the hills surrounding the lake due to deforestation and change in land uses constitute the main non-point nutrient source to the lake (de Anda *et al.*, 2000).

The existing in-basin nutrient concentrations promote the growth of floating aquatic vegetation, water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and bulrush (*Typha latifolia*) that have bloomed in the Lerma river, Lake Chapala, and Santiago river in recent years. Blooms of these weeds have, in the past, covered littoral areas, and have adversely impacted commercial and recreational fishing, waterfowl feeding, boating and swimming, and the aesthetic beauty of the lake (de Anda *et al.*, 1998). For example, in 1993 aquatic vegetation covered more than 135 km² representing about 13 % of the total surface of the lake (INEGI, 1995). Most of the water hyacinth present in the lake grows in the Lerma river, and is then carried to the lake during the rainfall season. Recent clean up measures have removed a significant part of the water hyacinths from the Lerma river, preventing most of the plants from entering the lake.

More recently, there have been blooms of blue green algae, identified as *Anabaena flos-aquae*, a cyano-bacterium species that could cause taste and odor problems in drinking water supply to the city of Guadalajara.

Mexican standards allow municipal sewage discharges of up to 5 mg L^{-1} for total P and 15 mg L^{-1} for total N, into lakes and reservoirs (SEMARNAP, 1996). In comparison, the Canada-US Great Lakes Water Quality Agreement stipulates a maximum discharge for P concentration of $0.5\text{-}1.0 \text{ mg L}^{-1}$ for sewage-treatment plants discharging $> 4.5 \times 10^6 \text{ L day}^{-1}$ (Great Lakes Water Quality Agreement, 1987).

The United States Environmental Protection Agency (USEPA) water quality criteria states that to control algal growth, phosphates should not exceed 0.05 mg L^{-1} if streams discharge into lakes or reservoirs, 0.025 mg L^{-1} within a lake or reservoir, and 0.10 mg L^{-1} in streams or flowing waters which do not discharge into lakes or reservoirs (USEPA, 1999). Surface waters that are maintained at levels of 0.01 to 0.03 mg L^{-1} of total P tend to remain unpolluted by algal blooms.

Because of the elevated Mexican standards, waste water treatment plants along the Lerma river and the shoreline of the lake, are not required to have tertiary treatment to eliminate nutrient discharges. Furthermore, detergents, which contain phosphates, and several mixtures of NPK (nitrogen, phosphorus, potassium) fertilizers, are used in Mexico without regulation. The main uses of land along the shoreline of the lake and the part of the Lerma river close to the lake are agriculture and livestock. These activities frequently develop close to the lake, and they add high phosphorus and nitrogen loads, especially during the rain season.

In previous works, Limón *et al.* (1989) and Limón and Lind (1990) studied long and short-term variations of some physical and chemical parameters of Lake Chapala. Water quality parameters for the past three decades are reported in Table 2. These data show that the dissolved oxygen in the lake reaches values close to a 100% of saturation at the water surface level. The E-W and W-E wind velocities reach values above 9 km h^{-1} and, considering the shallow characteristics of the lake, provide enough circulation to maintain the waters well mixed (Simons, 1984). The lake water is moderately hard and persistently alkaline. Secchi disk and turbidity values show that the lake is highly turbid, limiting the primary productivity (Lind *et al.*, 1992a and 1992b). This turbidity is primarily caused by 1) sediment resuspension in the lake, 2) input of significant amounts of suspended solids from the Lerma river, and 3) erosion of the hills surrounding the lake. Chemical oxygen demand, total solids, total suspended solids, total dissolved solids, hardness and alkalinity have all increased significantly during the period of study. While average nitrate concentrations have decreased over the period of monitoring, average concentrations of organic nitrogen, ammonia, total phosphorus, and phosphates have shown an increasing tendency during the past decades.

2. METHODOLOGY

The common strategy to estimate amounts of nutrients in lakes normally relies on a simple equation (Ryding and Rast, 1989):

$$M(t) = V(t) \cdot C(t) \quad (1)$$

where:

$M(t)$ = total amount of the nutrient in the lake at time "t"

$V(t)$ = total volume of the lake at time "t"

$C(t)$ = average concentration of the nutrient at time "t"

Table 2 Lake Chapala water quality reported for three time periods*

Parameter	1974-79	1980-89	1990-98
Temperature (°C)	22.05	22.08	21.78
pH	8.56	8.66	8.54
Dissolved Oxygen (mg L ⁻¹)	6.84	6.87	7.13
Biological Oxygen Demand (mg L ⁻¹)	1.53	1.73	2.01
Chemical Oxygen Demand (mg L ⁻¹)	17.21	24.27	34.97
Total alkalinity (mg L ⁻¹)	186.85	247.44	293.25
Total hardness (mg L ⁻¹)	147.79	190.66	218.16
Total solids (mg L ⁻¹)	374.21	617.8	748.26
Total suspended solids (mg L ⁻¹)	22.44	34.57	47.09
Total dissolved solids (mg L ⁻¹)	351.77	583.23	698.97
Organic nitrogen (mg L ⁻¹)	0.96	-	1.35
Nitrate (mg L ⁻¹)	0.51	0.33	0.24
Ammonia (mg L ⁻¹)	0.14	0.12	0.43
Total phosphorus (mg L ⁻¹)	0.40	0.62	0.56
Phosphates (mg L ⁻¹)	0.17	0.40	0.37

* (CNA, 1998)

The average concentrations were estimated by calculating the average of all measured concentrations of nutrients in the lake at time "t". This strategy leads to uncertainty when applied to lakes having any of the following features:

- There are concentration gradients in the water column
- Lake waters are not well mixed
- Flow pathways in the lake produce a non-uniform distribution of the chemical components in the lake
- There are insufficient sampling points in the water body or they are not well distributed.

As explained above, Lake Chapala is wide and shallow and flow patterns change in relatively short time periods (Simons, 1984; Limón *et al.*, 1989). Previous studies (de Anda *et al.*, in prep.) demonstrate that the phosphorus concentrations in the lake in most cases follow a regular E-W distribution where concentrations are usually the highest at the eastern end of the lake because of the Lerma river discharges.

Considering these facts, it is not possible to apply a simple model to estimate the amount of every chemical species in the lake. A better way to make such estimations is to apply a grid model according to Equation 2.

$$M = A \sum_{k=1}^K [m \cdot h_k] \quad (2)$$

where:

M = amount of nutrient (P or N) in the lake

A = area of the k^{th} interpolation cell

m = interpolated concentration of nutrient at the k^{th} cell in lake

h = interpolated water column height at the k^{th} cell in the lake

K = total number of cells in the grid covering the lake.

Equation 2 deals with the lake as a 2-D system, since this was considered the best approximation because Lake Chapala is very shallow. One of the most important considerations in the P and N distribution analysis is that vertical P and N gradients are not present in the water column of the lake. Data obtained in the past at various depths in the water column confirm this assumption (CNA, 1981).

Numerical calculations to solve Equation 2 were carried out using the ARC-INFO program supported in a UNIX system. Different numerical trials suggested a grid cell dimension of 500 m x 500 m. Results obtained with a smaller grid dimension were practically the same showing differences between 2 to 3%.

Data used to carry out the 2-D interpolation process were water quality data measured at 28 sampling stations distributed in the lake (Figure 1). These data were available on an at least four-monthly basis from 1974 to 1998. Additionally, concentrations measured in nine littoral sampling stations were also considered in the interpolation process. There is, therefore, sufficient information to make a first approximation of the amount of the different compounds of P and N in the lake.

Figure 2 shows the annual average volume and depth of Lake Chapala according to measurements by the CNA. According to this Figure, as well as in Figures 3 and 4, the shallowest lake depth recorded since 1934 occurred in the middle of the 1950s during one of the most severe droughts in Mexico in

the 20th century. The 1950s drought put at risk the water supply for the city of Guadalajara, which at that time had a population of over half a million people.

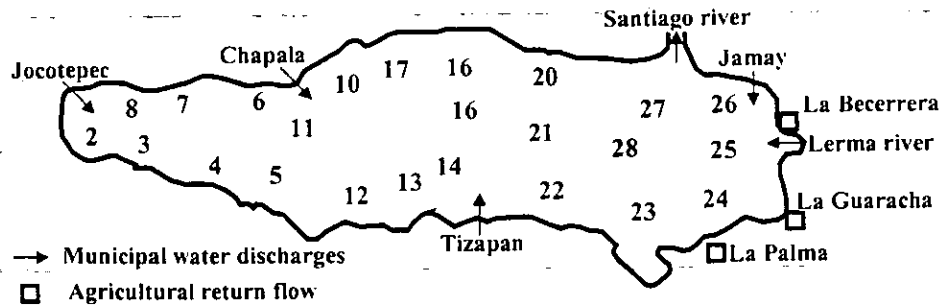


Figure 1 Sampling stations in Lake Chapala

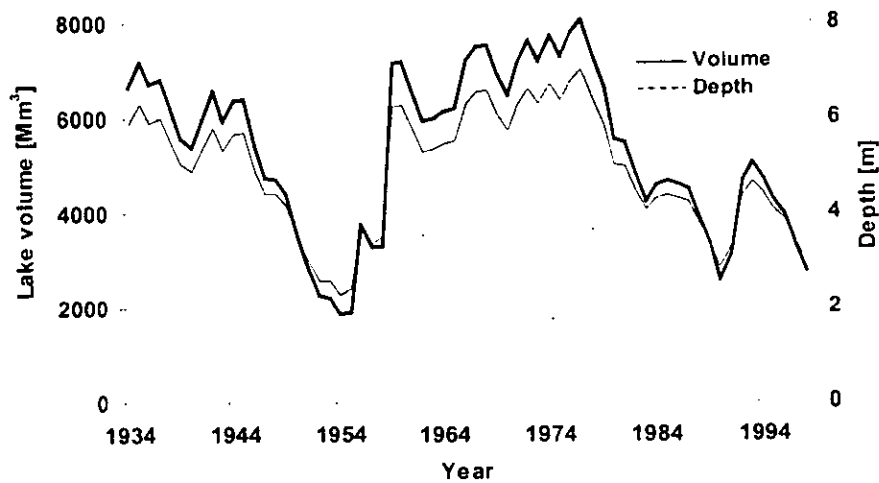


Figure 2 Annual average volume and depth of Lake Chapala

This Figure shows that hydrologic equilibrium of the system was also severely disturbed at the beginning of the 1990s. This second perturbation was caused by excessive water withdrawals in the Lerma river basin, as discussed by de Anda *et al.*, 1998.

Starting in the late 1970s the Lerma river inflow to Lake Chapala has been drastically reduced due to over exploitation upstream (Aparicio, 2001). In order to visualize the negative impact that reduction in flow from the Lerma river has had on the lake, we have divided the average lake volumes

for each year by the annual average inflow from the Lerma river, to calculate a hydraulic residence time associated with the Lerma river inflow. These results are reported in Figure 3a.

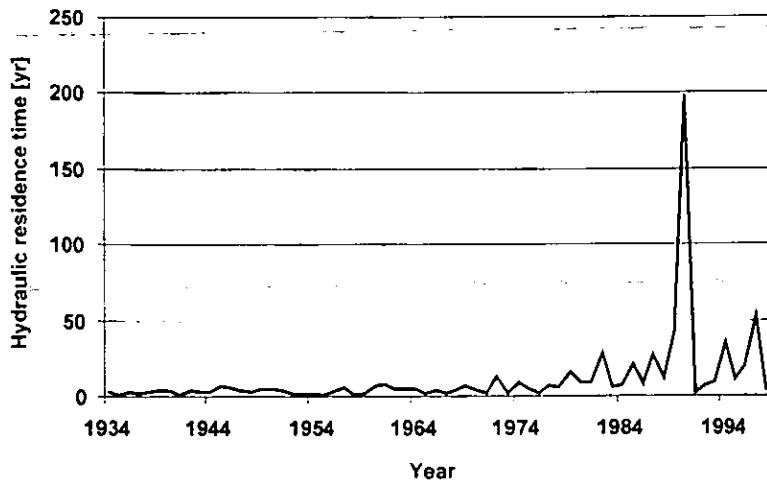
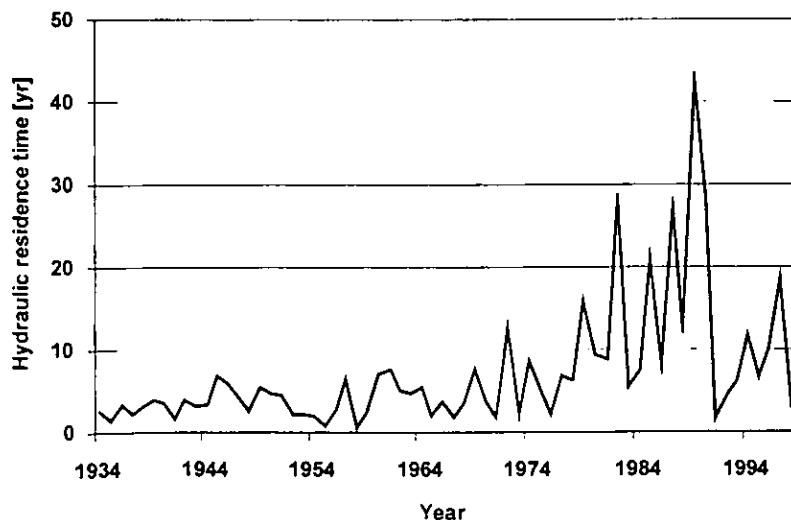


Figure 3a Estimated hydraulic residence time (Lerma river only)

Figure 3b Estimated hydraulic residence time (Lerma and Duero rivers)

The results show an increase in the hydraulic residence time of inflow waters (lake volume/Lerma river inflow), confirming that the second perturbation of the water regime in the 1990s was caused by the use of water in the basin and not by a climatic effect, as suggested by Filonov (1998).

Taking into account the contribution from the Duero river, and calculating the inflow to the lake as the sum of the Lerma and Duero rivers, we have estimated a different scenario for hydraulic residence time (Figure 3b) where a maximum value of 40 years was reached in 1989.



3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Nitrogen

In natural water and wastewater the forms of N of greater interest are, in order of decreasing oxidation state, nitrate, nitrite, ammonia, and organic nitrogen. All these forms of nitrogen, as well as nitrogen gas (N_2), are biochemically exchangeable and are components of the nitrogen cycle (Greenberg *et al.*, 1992).

To estimate the average amounts of N in Lake Chapala, we used Equation (2). Figure 4 shows the variations in the amounts of organic N (a), ammonia (b), and nitrate (c) in the lake during the 1974-1998 period. Concentrations were calculated by dividing the total amounts by the volume of the lake.

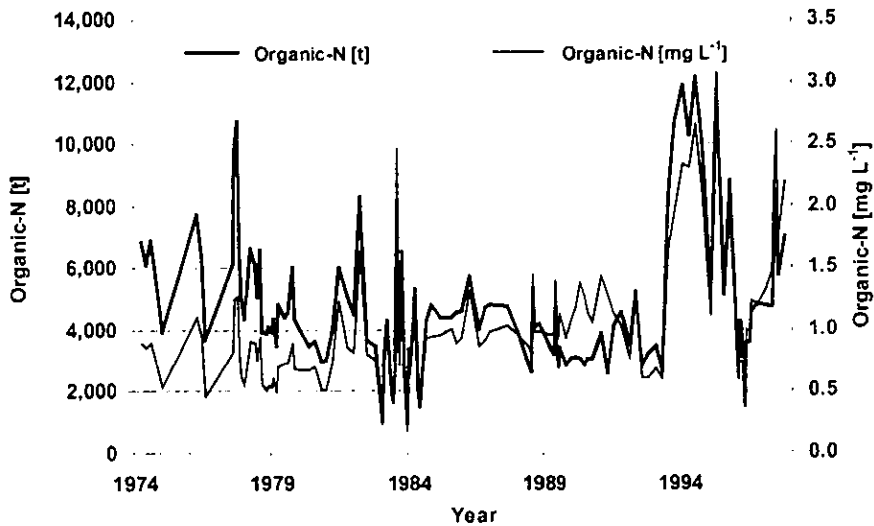


Figure 4a Amount and concentration of organic N in the lake

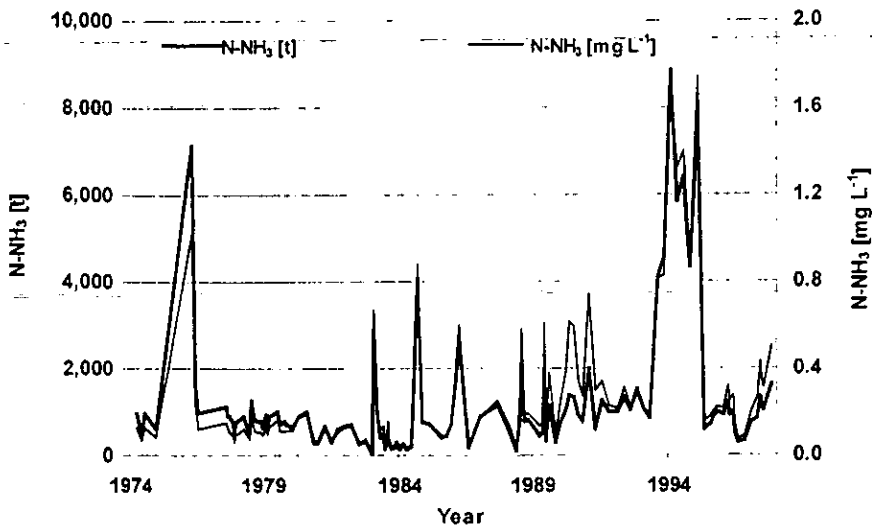


Figure 4b Amount and concentration of N-NH₃ in the lake

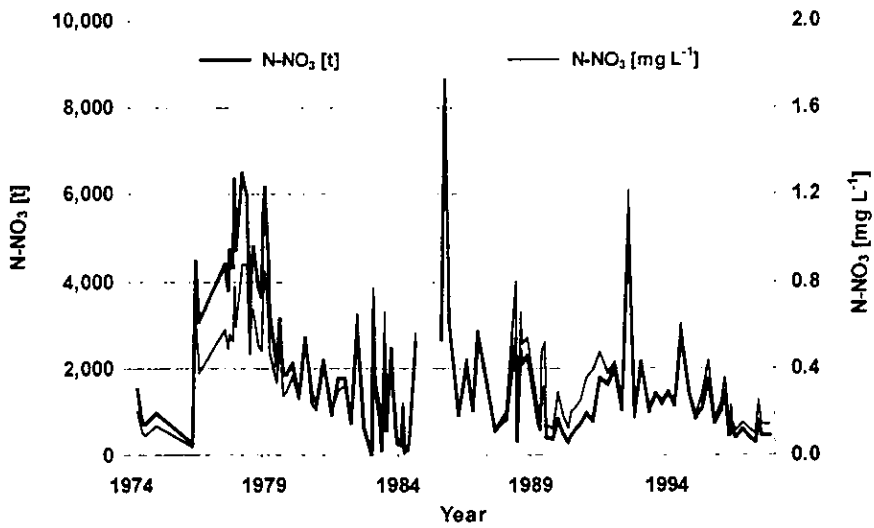


Figure 4c Amount and concentration of N-NO₃ in the lake

3.2 Phosphorus

Unlike N in lake systems, the only significant form of inorganic P is orthophosphate (HPO_4^{2-}). More than 90% of the P is bound as organic phosphates and cellular constituents in living particulate matter of seston, or associated with organic material (Wetzel, 1975).

To estimate the average amounts of total P and HPO_4^{2-} in Lake Chapala, we used Equation 2. Figure 5a shows the variation in these amounts in the lake during the 1974-1998 period. However, all these procedures, interpretation and uses must be done carefully (Thomann and Mueller, 1987).

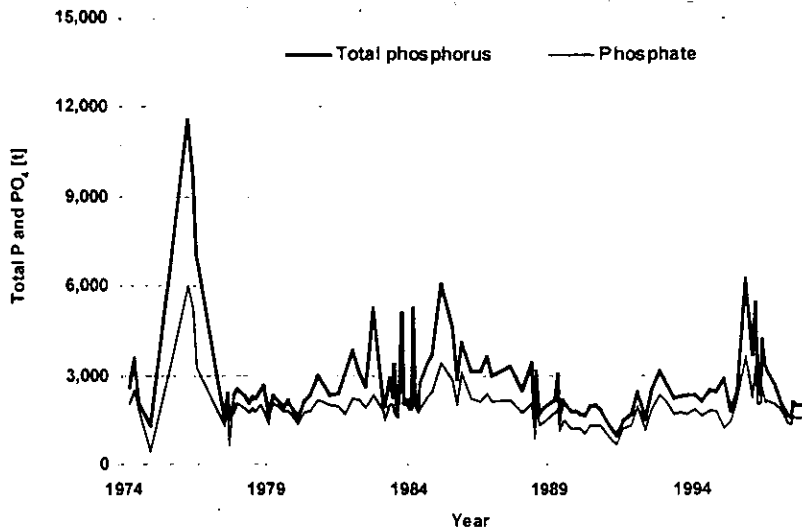


Figure 5a Amount of total P and PO_4^{3-} in the lake

Concentrations as shown in Figure 5b were estimated by dividing the total amounts by the volume of the lake. It is observed that there is no clear long-term trend for P concentrations in the lake, but there are some periods where P concentrations increase significantly (Figure 5b). The high levels of total P reached in 1976 were probably due to very high water levels in the lake, which in that year flooded highly fertile agricultural land around the lake. After this event, phosphorus probably attached to suspended clay particles and settled slowly to the lake bottom sediments. Also in 1976, the Mexican policy in favor of agriculture reduced considerably the prices of fertilizers. Fertilizer production and fertilizing programs increased substantially during this year.

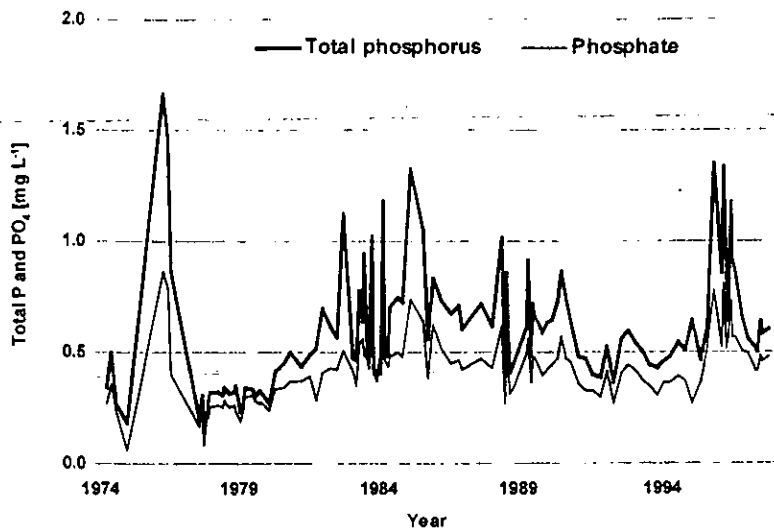


Figure 5b Concentration of total P and PO_4^{3-} in the lake

Solana-Espinosa *et al.* (1998) analyzed P in sediment samples, and found concentrations of about 200 mg kg^{-1} wet weight, with humidity values from 80 to 82%. This suggests that the sediments may be an important internal source/sink of P when pH and redox potentials change at the sediment/water interface (Boers, 1991) and due to resuspension and settling of sediments in the lake.

3.3 N/P ratio behavior in the lake

Plant biomass increases through the uptake of available P and N from the water. Such nutrients result from discharges of point and non-point sources. If nutrients discharged into water bodies are reduced, the pool of available nutrients (that can be used by plants) will be reduced and, as a consequence, so will the total plant biomass (Thomann and Mueller, 1987).

For lakes with non-point source nutrients inputs, P usually controls growth. Lakes that may have significant point source inputs may be limited in N concentrations, but can be made limited in P concentrations by removing P in sewage treatment plants. The N/P ratio is therefore a useful measure for understanding the relationship between N, P, and biomass. Using the amounts of N and P as estimated in the previous section, the N and P ratios were calculated. The tendency of this ratio is illustrated in Figure 6.

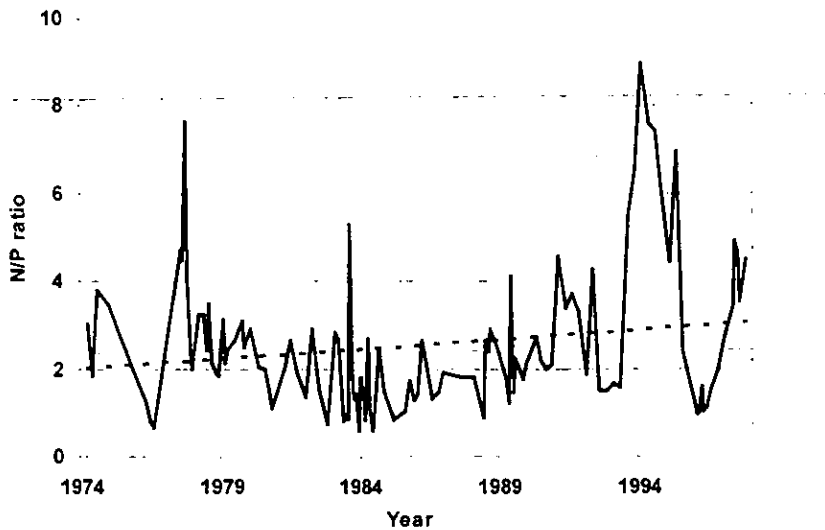


Figure 6 N/P ratio for Lake Chapala

An average N/P value of about 2.5 is observed during the entire monitoring period, with a slight tendency towards increase. N/P ratios below 4 may stimulate the growth of noxious blue-green algae in freshwater (Thomann and Mueller, 1987). These algae can obtain nitrogen for their growth by fixing atmospheric nitrogen. Such algae tend to form unsightly surface mats, which can result in serious impairment of water uses.

The N/P ratio is, however, not the whole story of eutrophication. In Lake Chapala the high amount of suspended sediments limits phytoplankton production processes and therefore there is not an agreement between the empirical models that relate biomass production or trophic status of nutrient concentrations. Such models assume that phytoplankton growth and biomass is controlled by phosphorus and nitrogen availability (Lind *et al.*, 1993).

However, in Lake Chapala phytoplankton production is limited in a higher degree by abiotic factors not related to nutrient availability, namely high inorganic turbidity, than by nutrient concentrations (Lind *et al.*, 1992a, 1992b; Dávalos-Lind, 1993).

4. CONCLUSIONS

The Lerma river basin is one of the most important agricultural areas in the country where the use of fertilizers is elevated and consequently it is highly polluted by nutrients. From 1976 to 1977 ammonia and phosphates simultaneously reached high concentrations in the lake. In these years, fertilizers such as $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ and urea NH_2CONH_2 , were extensively used by farmers as a result of a government policy, which urged increase of agricultural production. The prices of fertilizers were reduced, and they were applied without restriction.

From 1994 to 1995 organic nitrogen and ammonia concentrations were high probably as a result of the degradation of organic matter. During this period, the lake experienced a maximum water level after the second period of low water volume. Water quality data in this period showed significant increases in Biological Oxygen Demand (BOD).

At the same time, the extensive water hyacinth growth rapidly vanished in 1995, probably because they sank out of the water column, resulting in high organic nitrogen (1.35 mg L^{-1} organic-N) in the water, and NH_4^+ ($0.43 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$) as a result of a biological degradation of the organic matter and consumption of oxygen.

Table 2 shows a decreasing tendency in NO_3^- over the monitoring period. The biochemical mechanisms involved in this decline need to be further investigated.

Concentrations of total P and PO_4^{3-} are strongly related, having their main origin in wastewaters discharged into the Lerma river. Approximately 70% of total P occurs as PO_4^{3-} . Phosphorous sources are usually anthropogenic, although some may originate from the decomposition of organic matter.

Vollenweider (1975), Rast and Lee (1978), Salas and Limón (1985); Melack (1992), and Maniak (1997) have proposed some criteria to classify the trophic status of a lake based on the concentrations of P. Vollenweider (1975) proposed a graph that describes the trophic level of a lake or reservoir taking into account the relationship between flow, lake surface area, and annual P surface loading.

Data from Lake Chapala for three different time periods are shown in Figure 7. These values were estimated using monthly measured and estimated loading data from the Lerma river only (de Anda *et al.*, 2000). Subsequently, we obtained yearly surface phosphate loads by dividing the total estimated monthly loads by the surface area of the lake, and then summing over a 12-month period.

Each circle in Figure 7 was calculated by using the yearly average in each period. According to this Figure, Lake Chapala has maintained a consistent eutrophic status during the last decades.

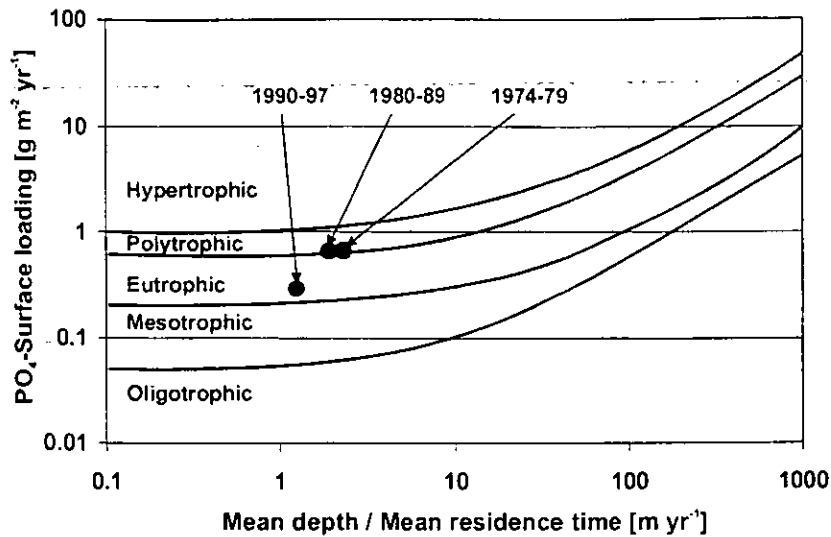


Figure 7 Trophic status of Lake Chapala

ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by following sponsors:

- Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Programa de Apoyo a las Divisiones de Estudios de Posgrado 1997 (PADEP). Apoyo a proyectos de investigación. Tesis doctorales.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Ing. J. Jesús Amezcua Cerda. Comisión Nacional del Agua (CNA). Centro de Estudios Limnológicos (CEL). Mexico.
- Environment Canada-Ontario Region, Toronto, Canada.
- Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD). Germany.
- Prof. Dr.-Ing. Ulrich Maniak and co-workers. Technische Universität Braunschweig. Leichtweiss-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft. Germany.

REFERENCES

- Aparicio J (2001) Hydrology of the Lerma-Chapala Watershed In: *The Lerma-Chapala Watershed, Evaluation and Management* (Hansen AM and van Afferden M eds) Kluwer Academic/Plenum Publishers, London.
- Boers PCM (1991) The Influence of pH on Phosphate Release from Lake Sediments. *Wat Res*, 25, 3, pp 309-311.
- CNA (National Water Commission) (1981) Analytical Results and Vertical Distribution in Lake Chapala (Oct 1977-Oct 1981), Gerencia Regional Lerma-Santiago, Centro de Estudios Limnológicos, Guadalajara, Jal, Mexico. Unpublished.
- CNA (National Water Commission) (1998) Water Quality Data in Lake Chapala. Gerencia Regional Lerma-Santiago. Centro de Estudios Limnológicos, Guadalajara, Jal, Mexico. Unpublished.
- Dávalos-Lind LO and Lind OT (1993) The Changing State of Limnology in Mexico: Lake Chapala as an Example, *Verh Internat Verein Limnol*, 25, pp 427-430
- de Anda J, Quiñones-Cisneros S, French R and Guzmán M (1998) Hydrologic Balance of Lake Chapala (Mexico). *Journal of the American Water Resources Association*. 34(6), pp 1319-1331.
- de Anda J, Shear H, Maniak U and Riedel G, (2000) Phosphorus Balance in Lake Chapala (Mexico). *J Great Lakes Res*, 26(2), pp 129-140.
- de Anda J, Shear H, Maniak U and Riedel G (Submitted for publication) Phosphates in Lake Chapala (Mexico), Submitted to the *Journal of Lakes and Reservoirs: Research and Management*.
- de Anda J, Shear H, Maniak U and Riedel G (In preparation) Sediment Transport to Lake Chapala (Mexico).
- Filonov AE (1998) Will Lake Chapala Die? Can it be Saved?. Article in the Magazine "Teorema", September-November 1998, Mexico.
- Great Lakes Water Quality Agreement (1987) Governments of Canada and the United States of America, Ottawa and Washington.
- Greenberg AE, Clesceri LS, Eaton AD and Franson MA (eds.) (1992) *Standard Methods for Examining Water and Waste Water*. 18th edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC.
- Hansen AM, León A and Bravo L (1995) Sources of Contamination and Enrichment of Metals in the Sediments of the Lerma-Chapala Basin. *Ingeniería Hidráulica en México*, 10(3), pp 55-69.
- INEGI (National Institute of Statistics, Geography, and Data Management) (1995) Espaciomapa Guadalajara. Hoja F13-12, Esc 1:250,000. Image date: March-April, 1993.
- Limón JG, Lind OT, Vodopich DS, Doyle R and Trotter BG (1989) Long- and Short-term Variation in the Physical and Chemical Limnology of a Large, Shallow, Turbid Tropical Lake (Lake Chapala, Mexico). *Arch Hydrobiology*, 83, pp 57-81.
- Limón JG and Lind OT (1990) The Management of Lake Chapala (Mexico): Considerations After Significant Changes in the Water Regime. *Lake and Reservoir Management*, 6(1), pp 61-70.
- Lind OT, Doyle R, Darrell S, Vodopich, Trotter BG, Glass J, Dávalos-Lind LO, and Limón JG (1992a) Lake Chapala: Factors Controlling Phytoplankton Production. *Ingeniería Hidráulica en México*. 7 (2/3), pp17-28.
- Lind OT, Doyle R, Vodopich DS, Trotter BG, Limón G and Dávalos-Lind L (1992b) Clay Turbidity: Regulation of Phytoplankton Production in a Large, Nutrient-rich Tropical Lake. *Limnol Oceanogr*, 37(3), pp 549-565.

- Lind OT, Terrell TT and Kimmel BL (1993) Problems in Reservoir Trophic-state Classification and Implications for Reservoir Management *In* Straskaba M, Tundisi JG & Duncan A (eds.) Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Kluwer Academic Publishers, the Netherlands, pp. 57-67.
- Melack JM (1992) Eutrophication and Water Quality in Lakes in Tropical Alluvial Plains. *Ingeniería-Hidráulica en México*, 7 (2/3): pp 142-147.
- Maniak U (1997) Hydrology and Water Management. Introduction for Engineers, 4th Edition. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Rast W and Lee GF (1978) Summary Analysis of the North American (US portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient Loading-lake Response Relationship and Trophic State Indices. Ecological Research Series, No EPA-600/3-78-008, US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, USA: 454 p
- Ryding SO and Rast W (1989) The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs. Man and the Biosphere Series (Jeffers JNR ed) Volume I, The Parthenon Publishing Group, Park Ridge, New Jersey.
- Salas HJ, Limón G (1985) Report of the 3rd Meeting for the Regional Development Project of Simplified Methodologies for the Valuation of the Eutrophication in Temperate Tropical Lakes. Guadalajara, Jalisco, Mexico, World Health Organization, Panamerican Health Organization, Environmental Health Program. No report number.
- SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca) (1996) Diario Oficial de la Federación. Official Norm Establishing the Maximum Permissible Values of Contaminants in Wastewater Discharged into National Water Reservoirs. NOM-001-ECOL, Mexico City.
- Simons TJ (1984) Effect of Outflow Diversion on Circulation and Water Quality of Lake Chapala. Centro de Estudios Limnológicos, Secretaría de Recursos Hidráulicos, Guadalajara, Jal, México. Pan American Health Organization. Project MEX-CWS-010.
- Solana-Espinosa G, Israde I, de Anda J and Zárate-del Valle PF (1998) Geochemistry Data at Lake Chapala, Jalisco, Western Mexico. (ECOS M95 and SIMORELOS 970306003) *In* 1ra Reunión Nal. de Ciencias de la Tierra, Soc Geológica Mex, pp 124.
- Thomann RV and Mueller JA (1987) Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, Ed Harper and Row, New York, pp 644.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1999) Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs. EPA 822-D-99-001, April, 1999, Washington DC.
- Wetzel RG (1975) Limnology. WB Saunders Co, Philadelphia.
- Vollenweider RA (1975) Input-Output Models with Special Reference to Phosphorus Loading Concept in Limnology. *Schweiz Zeit, Hydrol* 37: 53-84.

Phosphorus Balance in Lake Chapala (Mexico)

José de Anda¹, Harvey Shear^{2,*}, Ulrich Maniak³, and Gerhard Riedel⁴

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco
A.C. Normalistas 800
44270 Guadalajara, Jalisco, Mexico

²Environment Canada-Ontario Region
4905 Dufferin Street
Toronto, Canada M3H 5T4

³TU-Braunschweig, Leichtweiss-Institut für Wasserbau
Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft
Beethovenstr. 51a
38106 Braunschweig, Germany

⁴TU-Braunschweig, Leichtweiss-Institut für Wasserbau
Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft
Beethovenstr. 51a
38106 Braunschweig, Germany

ABSTRACT. Lake Chapala is the largest and most important lake in Mexico and the third largest lake in Latin America. It is the main water supply for Guadalajara, whose population is close to 5 million inhabitants. The primary tributary to the lake is the Lerma River. Large quantities of domestic and industrial sewage and agricultural runoff from the entire Lerma-Chapala basin still flow largely untreated into the lake. Starting in the 1970s, the lake has undergone significant changes in hydrology, resulting in an increase in the hydraulic residence time of the Lerma River (inlet waters) from a value of less than 10 years to one of more than 40 years. There are no previous studies establishing the total phosphorus balance in the lake. The focus of this work is to determine an historical phosphorus balance in Lake Chapala by quantifying the main point and non-point sources of total P to the lake. Using water quality data recorded over a 24 year period (1974 to 1997), the mass balance shows an average total phosphorus accumulation rate in the lake of about 11 to 683 metric tons/year. The total P input to the lake is about 626 to 910 metric tons/year, of which the Lerma River contributes more than 90%. In the period of study, Lake Chapala has maintained a consistent eutrophic status, with an average annual external P load of 0.67 ± 0.49 g/m². The results for three different periods show a trend to increasing yearly P loads per square meter of surface water.

INDEX WORDS: Lake Chapala, phosphorus balance, eutrophication, hydrologic balance, Lerma-Chapala-Santiago basin.

BACKGROUND

Lake Chapala is the largest freshwater lake in Mexico, and the third largest lake in Latin America. The lake is part of a larger system named Lerma-Chapala-Santiago basin (Fig. 1). The hydrology, geology, and morphology of Lake Chapala and its

basin were described in a previous paper (de Anda *et al.* 1998).

Environmental Problems

The Lerma-Chapala basin represents approximately 2.7% of the total surface area of Mexico (León-Vizcaino *et al.* 1994). However, 9.1% of the total Mexican population lives within this basin. Furthermore, this area contributes more than a third

*Corresponding author. E-mail: harvey.shear@ec.gc.ca

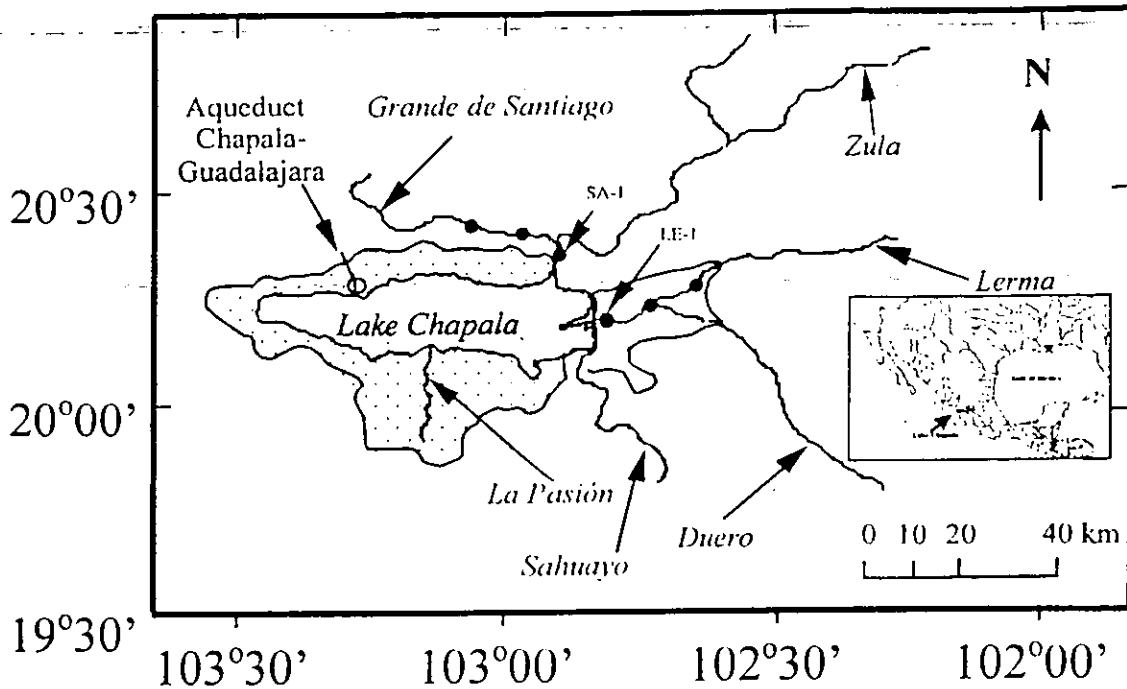


FIG. 1. Lake Chapala basin with main tributaries and location of Lake Chapala in Mexico.

of the total industrial production of Mexico, almost 20% of its total trade, and includes 12.5% of the total irrigated agricultural land in Mexico (León-Vizcaíno *et al.* 1994). Consequently, this region is a major determinant in the economics of the country, with values equal to or greater than the national average demographic density, agricultural development, and industrial production. One of the major driving forces for the economic development of this region is its water resources. This basin is currently considered as the one with the highest water usage in Mexico (León-Vizcaíno *et al.* 1994).

As discussed in de Anda *et al.* (1998), the changing flow patterns of the Lerma River have caused a hydrologic imbalance in the basin, resulting in potentially serious ecological problems in the lake. Large quantities of domestic, agricultural, and industrial sewage from the entire Lerma-Chapala basin still flow untreated into the lake (Hansen *et al.* 1995). This has resulted in the chemical and biological degradation of the lake. The erosion of the hills surrounding the lake caused by deforestation for agriculture, as well as the intensive use of chemical fertilizers applied in agricultural areas, constitute the main non-point nutrient sources to the lake. The existing nutrient concentrations promote

the growth of floating aquatic vegetation known as water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and bulrush (*Typha latifolia*) that have grown uncontrollably in the Lerma River, Lake Chapala, and Santiago River since the late 1980s (Guzmán 1992). Growth of these weeds has covered littoral areas, and has adversely impacted commercial and recreational fishing, waterfowl feeding, boating and swimming, and the aesthetic beauty of the lake (de Anda *et al.* 1998). For example, in 1993 aquatic vegetation covered more than 135 km² representing about 13% of the entire surface of the lake (INEGI 1995). In the early 1990s (CNA (National Water Commission), personal communication), there have been blooms of a blue green alga, identified as *Anabaena flos-aquae*, a cyanobacterium species that could cause taste and odor problems in the potable water supply for Guadalajara.

Mexican standards allow municipal sewage discharges of up to 5 mg/L for total phosphorus and 15 mg/L for total nitrogen, to lakes and reservoirs (SEMARNAP 1996). By comparison, the Canada-U.S. Great Lakes Water Quality Agreement stipulates a maximum discharge concentration of 0.5 to 1.0 mg/L total P for sewage treatment plants discharging > 4.5 × 10⁶ L/day (Great Lakes Water Quality

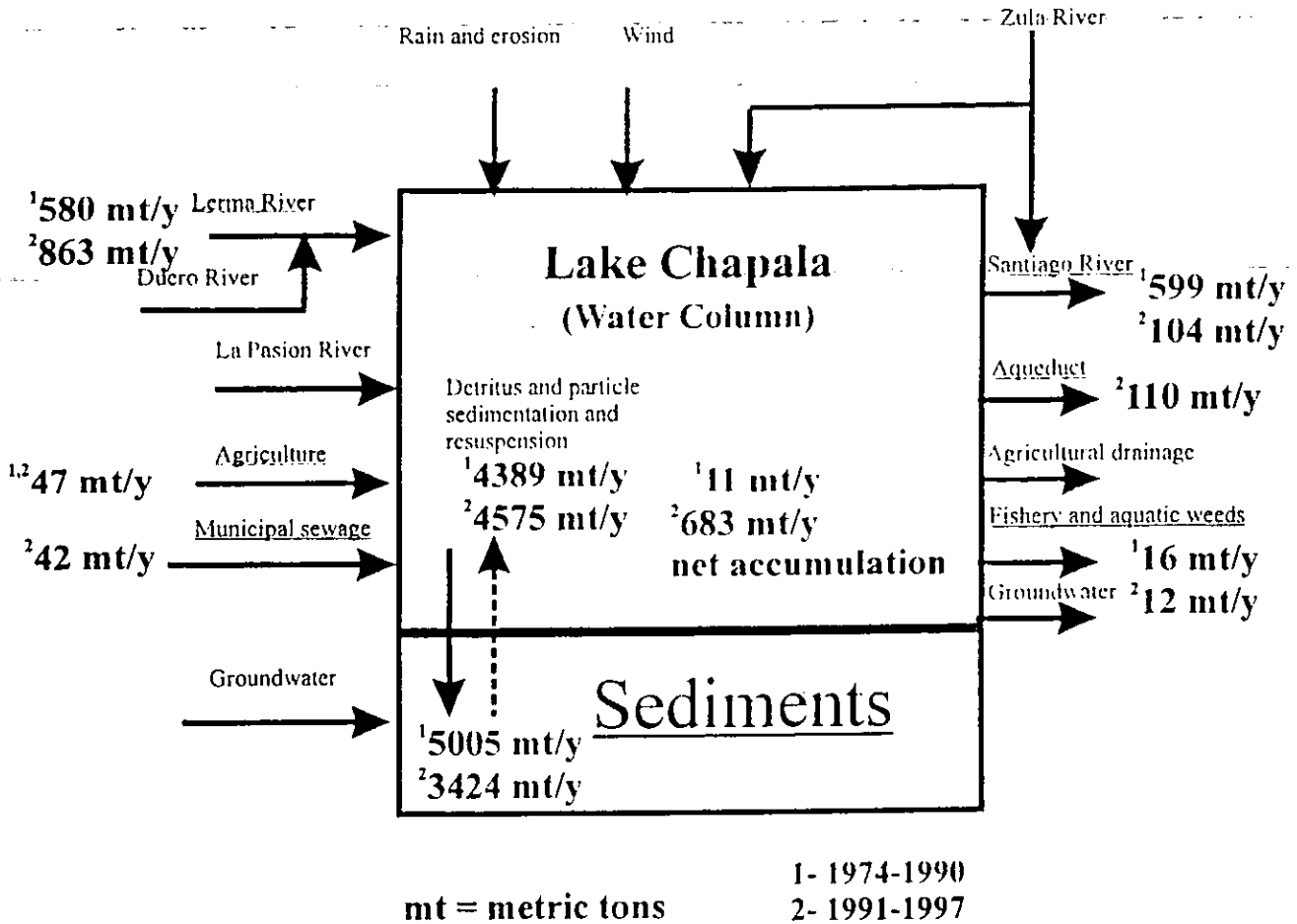


FIG. 2. Simple input / output model for Total P. Underlined names indicate major inputs or outputs.

Agreement 1987). Because of the Mexican standards, the wastewater treatment plants along the Lerma River, and along the shoreline of the lake, are not required to have tertiary treatment to eliminate nutrients from discharges to these water bodies. Detergents containing phosphates, and mixtures of NPK (nitrogen, phosphorus, potassium) fertilizers, are permitted in Mexico without any restrictions on use. In addition, the main land uses along the shoreline of the lake, and the part of the Lerma River close to the lake, are agriculture and livestock. These activities frequently develop near the shore of the lake, contributing high phosphorus loads, principally in the rainy season. Flooding of fields is an irrigation technique frequently used for agriculture, resulting in additional nutrient input to the lake.

Hydrologic Status

A simple input/output model for Lake Chapala is shown in Figure 2. To solve any model describing the P mass balance of a lake, it is necessary to have both hydrologic and water quality data. The National Water Commission (CNA 1998) has routine monitoring data, starting in 1974, regarding the hydrology and water quality of the Lake Chapala, and water quality and flows for the Lerma River and Santiago River and the Chapala-Guadalajara Aqueduct. Historical data for other contributions to the phosphorus balance, based on the input-output model described in Figure 2, are limited. Little is known about phosphorus in sediments. Most of the CNA hydrological data consists of measures of water flows in the Lerma, Duero, and Santiago rivers, aqueduct flows, water level changes in the lake, and average precipitation and

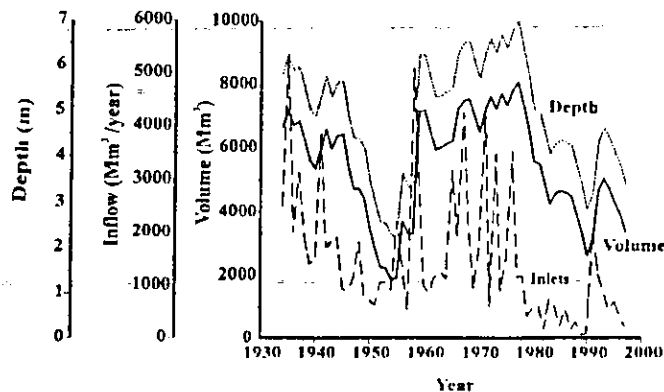


FIG. 3. Variation of three hydrologic parameters over time.

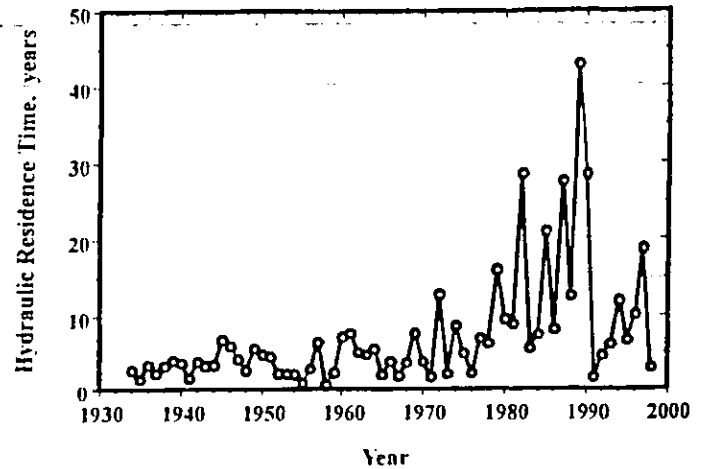


FIG. 4. Hydraulic residence time of Lerma River water in Lake Chapala over time.

evaporation. These have been described in de Anda *et al.* (1998). The variation of three key hydrologic parameters (inlet flow, water level, and water volume) since 1934 is presented in Figure 3. Volume and depth curves are very similar because the lake is shallow. Additionally, these figures show that the hydrologic equilibrium amongst some critical parameters of the system was severely perturbed in the 1950s and again at the beginning of the 1990s. The first perturbation of the system was caused by a long dry period throughout the entire region, and the second one was caused by excessive water withdrawals in the Lerma River basin (de Anda *et al.* 1998). The result of this modified flow regime is an increase in the "hydraulic residence time" of the inflow waters (lake volume/Lerma inflow) from < 10 years to more than 25 to 40 years, as shown in Figure 4.

METHODOLOGY

While the available information to establish a complete balance of total phosphorus (P) in Lake Chapala is limited, it is possible to propose a preliminary historical P balance for the lake since 1974, using a digital elevation model to quantify the P amount in the lake, considering only the main point and non-point sources to quantify the import loads, and estimating P export through the Santiago River, the Aqueduct and through fisheries extraction.

P Mass Balance

A simple mass balance was developed for total phosphorus. In this application total phosphorus

refers to the unfiltered (whole water) concentration of inorganic, organic dissolved, and particulate forms of phosphorus in the water column of the lake. Based on the existing monthly information, the following assumptions have been used for the balance calculation:

- There are no concentration gradients in the water column;
- The water column is completely mixed;
- There are no seasonal variations of the P concentration in the lake;
- Steady-state conditions exist, allowing monthly averaged values to be calculated;
- Major point sources are the Lerma River and direct municipal sewage;
- Major diffuse source is the in-basin runoff;
- Major point outlets are the Santiago River and the Chapala-Guadalajara Aqueduct; and
- Major diffuse outlet is fishing.

The assumption that the lake is a 2-D system was considered as a best approximation because Lake Chapala is a very shallow lake. One of the most important considerations is that a vertical P-gradient does not exist in the water column of the lake. There are data taken at various depths in the water column that confirm this assumption (SARH 1981).

Diffuse P loads were estimated with the export coefficient model (Reckhow *et al.* 1980). This model is the simplest type of pollutant runoff model because all factors that affect pollutant movement are combined into one term, the export coefficient. The total nutrient

TABLE 1. Estimated diffuse loads in Lake Chapala basin.

Land use	Area (ha)	Phosphorus Export Coefficient (kg/yr)	Total Phosphorus Load (kg/yr)	% Age of Phosphorus Load
Residential (average lot size < 1/8 acre) or less	1,770	1.20	2,124	4.51
Cultivated land with conservation treatment	4,780	0.40	1,912	4.06
Cultivated land without conservation treatment	24,590	0.60	14,754	31.35
Wood or forest land (thin stand, poor cover, no mulch)	1,690	0.45	761	1.62
Pasture or range land in good condition	30,070	0.10	3,007	6.39
Pasture or range land in poor condition	40,830	0.60	24,498	52.06
Water bodies	280	0.00	0	0.00
Total	119,220		47,056	100.00

load (in kg/yr) is calculated by multiplying the land use areas (ha) by the export coefficient (kg/ha/yr) for various activities such as corn, pasture, and residential use, then summing the product. Export coefficients for the various land uses were obtained from the literature (DVWK 1988, Ryding and Rast 1989, Maniak 1997) (Table 1). Quantifying the areas of the different land uses in the lake basin (INEGI 1992), the non-point P budget was estimated applying first the method suggested by the Soil Conservation Service (Pilgrim and Cordery 1993) to calculate the potential runoff in the direct lake basin and then using the Export Coefficient Model (Reckhow *et al.* 1980) to estimate the P load to the lake. Table 1 describes the main land uses and their areas based on existing information in the direct basin of the lake (INEGI 1992).

The fishery in Lake Chapala has been widely studied by Guzmán (1995). There are available historical fish harvest data for the period of 1938 to 1970 and 1980 to 1997 (Guzmán 1995). Missing data for fisheries harvest were estimated by interpolation using time series analysis and then smoothed applying cubic *splines*. These data were then used to estimate P export through this route, assuming an average P amount of 2.222 mg P per kilogram of fresh product (Mahan and Arlin 1990).

The balance equation to be applied is based on that ones proposed in previous works (Thomann and Mueller 1987, Ryding and Rast 1989, Schnoor 1996, and Maniak 1997) and can be summarized as follows:

$$V \frac{dP}{dt} = (L_{Lerma}^p + L_{Sewage}^p + L_{Runoff}^d)_{in} - (L_{Santiago}^p + L_{Aqueduct}^p + L_{Fishing}^d)_{out} \pm K_s PV \quad (1)$$

Accumulation = Inputs - Outflows ± Release / Sedimentation

Where:

K_s = First order sedimentation (-)/removal (+) coefficient, 1/month

P = Amount of P in lake, metric tons

L^p = P point loads/releases in the inlet/outlet streams, metric tons/month

L^d = P diffuse loads/releases to the lake, metric tons/month

V = Lake volume, Mm³

t = time, month

The lake volume, phosphorus concentrations, and volumetric flows are time dependent variables. The plus/minus sign for the overall rate of accumulation of P in the lake (K_s) implies that P could be accumulating in the sediments (minus sign) or could be releasing from the sediments (plus sign) to the water column.

The 14 existing municipal wastewater treatment plants discharging to the lake were installed in 1990. Primary and partial secondary treatment steps are included in every facility, but they can not remove most of the nutrients. Average P concentration discharged from the wastewater treatment plants to the lake was about 6.84 ± 1.42 mg/L, and the monthly average discharge was $659.83 \pm 83.50 \times 10^3$ m³ in the period 1996 to 1997 (SEDEUR 1997). It is assumed that the monthly P concentrations and discharge rates for these facilities remained constant during the period of study.

Unfortunately CNA reported only some monthly measures since 1974 as shown in Table 1. The missing monthly P concentration data at the Lerma River, Santiago River, and Chapala-Guadalajara Aqueduct sampling sites were estimated by interpolation, applying time series analysis and smoothing

TABLE 2. *P* concentration values measured at various stations located in Lake Chapala.

Sampling Station	Recorded Period	Number of Data (Maximum Monthly Samples = 288)	Average Value (mg/L)	Standard Deviation (mg/L)
1	1974-1997	82	0.52	0.39
2	1974-1997	62	0.51	0.41
3	1974-1997	98	0.50	0.34
4	1974-1997	66	0.52	0.45
5	1974-1997	95	0.52	0.37
6	1974-1997	67	0.49	0.31
7	1974-1997	87	0.57	0.56
8	1974-1997	64	0.50	0.44
9	1974-1997	68	0.51	0.33
11	1974-1997	95	0.52	0.28
12	1974-1997	65	0.50	0.39
13	1974-1997	88	0.53	0.32
14	1974-1997	75	0.50	0.24
15	1974-1997	96	0.54	0.38
16	1974-1997	65	0.52	0.33
17	1974-1997	93	0.49	0.25
20	1974-1997	62	0.49	0.25
21	1974-1997	88	0.53	0.27
22	1974-1997	63	0.58	0.46
23	1974-1997	75	0.59	0.41
24	1974-1997	38	0.58	0.46
25	1974-1997	77	0.71	0.50
26	1974-1997	57	0.56	0.36
27	1974-1997	86	0.58	0.43
28	1981-1997	56	0.62	0.37
A	1989-1997	5	0.91	0.55
B	1989-1997	2	1.70	0.57
C	1989-1997	23	0.50	0.11
D	1989-1997	24	0.48	0.14
E	1989-1997	24	0.47	0.13
F	1989-1997	23	0.48	0.13
G	1989-1997	23	0.47	0.13
H	1989-1997	24	0.52	0.15
I	1989-1997	23	0.49	0.12
Ac	1997	11	0.62	0.50
LE1	1976-1997	127	1.46	1.27
SA1	1976-1997	121	1.23	1.45

the results obtained using the cubic splines method (Table 2) (CNA 1998).

To estimate the average value of the quantity of *P* in the lake, equation (2) was used. The distribution of sampling points in the lake is shown in Figure 5. Additionally, concentration values at LE1, SA1, and aqueduct sampling stations as well as 9 littoral sampling stations were also considered in the interpolation process. Water quality data for these sampling stations are available for at least three times per year. The amount of *P* in the lake, defined in the

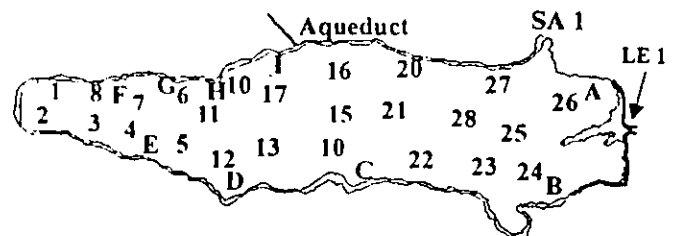


FIG. 5. Location of sampling stations in Lake Chapala.

accumulation term in equation (1), was estimated using a digital elevation model considering the bathymetric features of the lake as well as its water level changes. A grid covering the lake with defined cell dimensions was built to interpolate the P concentrations measured in each of the in-lake sampling stations as described in equation (2). Numerical calculations to apply the 2-D interpolation algorithm and to solve equation (2) were carried out using the ARC-INFO program. Different numerical trials suggested a grid cell dimension of 500 m × 500 m. The missing monthly P amounts in the lake were also estimated by interpolation using time series analysis and the cubic splines method:

$$P = a \cdot 10^{-6} \sum_{k=1}^K [C_k^* \cdot h_k] \quad (2)$$

Where:

P = P mass in the lake, metric tons

a = Area of the k -th interpolation cell (the same for all cells), m^2

C^* = Interpolated P concentration at the k -th cell in the lake, mg/L

h = Interpolated water column height at the k -th cell in the lake, m

K = Total number of cells in the grid covering the lake.

RESULTS AND DISCUSSION

Lerma River

The Lerma River represents the most important source of nutrients to the lake. Analysis shows that the average measured P concentration from the Lerma River from 1976 to 1997 was 1.46 ± 1.27 mg/L (Table 2). Figure 6 shows the variations of the monthly P measured and interpolated concentrations at the LE1 station. Using the inflow data, and the available measured P concentration, it was possible to estimate the monthly average P loading from Lerma River (Fig. 7). Although the data are highly scattered, there does appear to be a slight decrease in monthly P loadings over the period of record.

Santiago River

Prior to 1991, the natural outlet of Lake Chapala was the Santiago River. Since 1991, the Chapala-Guadalajara Aqueduct, shown in Figure 1, has represented the major outflow for the lake. At about

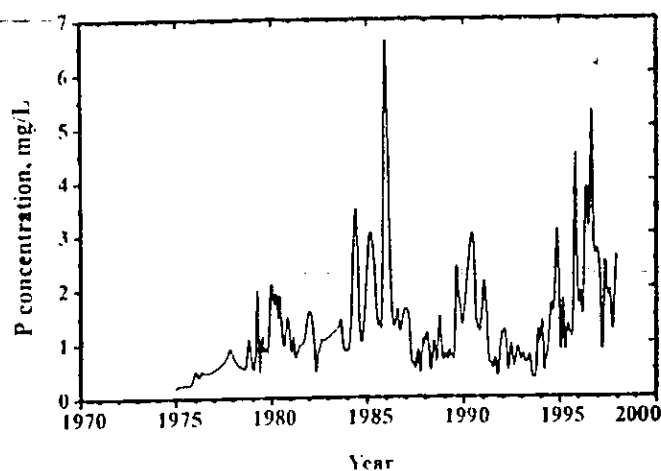


FIG. 6. P concentration over time in the Lerma River.

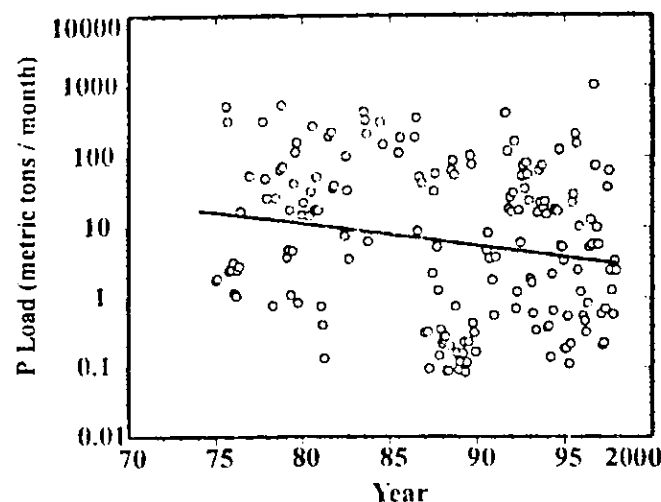


FIG. 7. P loading over time from the Lerma River.

168 Mm^3 /year, it supplies 52% of the water needs for Guadalajara. Before the water outflow from the lake was diverted, the measured concentrations of total P in the Santiago River were normally high, because it is located very close to the Lerma River outflow. When the wind velocity is lower than 9 km/h, much of the Lerma River water moved directly to the inlet of the Santiago River (Simons 1984).

With the start of operation of the aqueduct, the flow through the Santiago River was reduced from

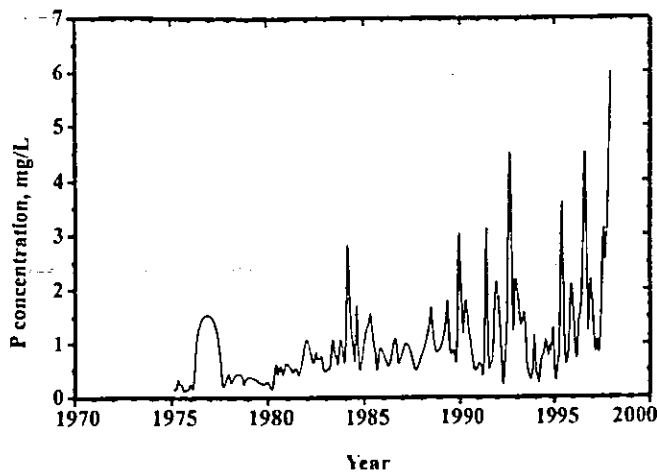


FIG. 8. P concentration over time in the Santiago River.

an average value of 666.83 Mm³/year (1976 to 1990) to 107.9 Mm³/year (1991 to 1997). Figure 8 shows the measured and interpolated P concentrations at the SA1 station. With respect to the P loading, Figure 9 shows the results of multiplying the averaged outflows and the measured monthly average P export through the Santiago River. One feature of these data is obvious—namely the discontinuity of the trend line after 1991. This year represents the opening of the aqueduct, and the diversion of lake water away from the Santiago River.

Aqueduct

The new hydraulic conditions of the lake since the outflow was diverted through the aqueduct have resulted in major changes to the phosphorus exported from the lake. The mean flow value through the aqueduct was about 167.73 Mm³/year (1991–1997). Using the average value for the P concentration of 0.62 ± 0.50 mg/L (see Table 2), the average P export during this period was calculated at 9.23 metric tons/month with a standard deviation of ± 10.42 metric tons/month.

Before 1991, the average P export through the Santiago River was 49.93 metric tons/month and after 1991 the export decreased to 8.69 metric tons/month. Measured and interpolated values of the P concentrations in the aqueduct are shown in Figure 10. Using the pumping data, Figure 11 shows the calculated monthly average P exported through the aqueduct. Clearly there is a strong in-

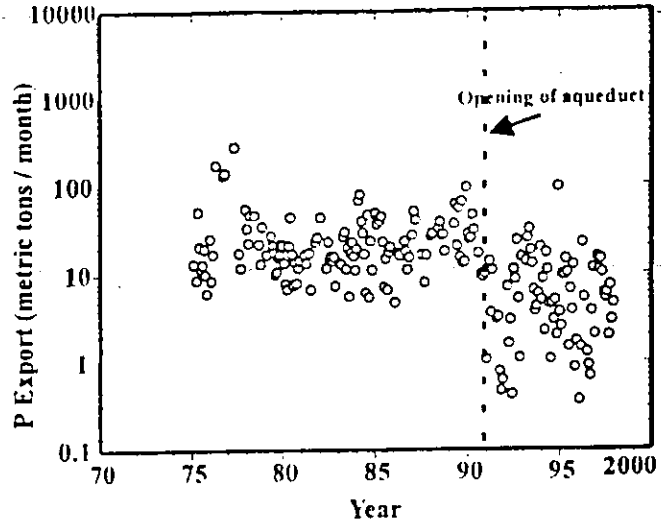


FIG. 9. P export over time through the Santiago River.

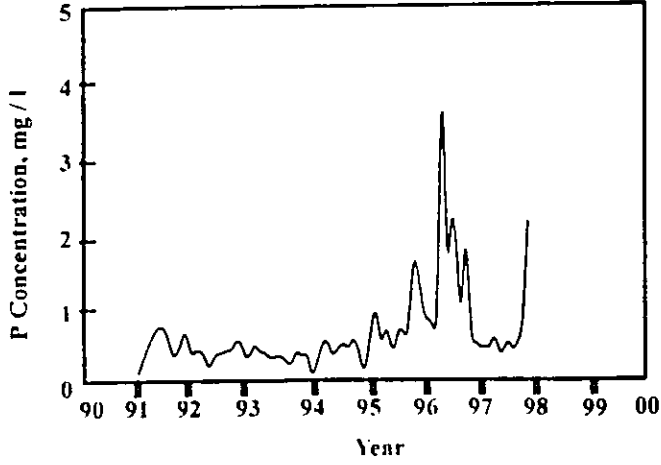


FIG. 10. P concentration over time in the aqueduct.

creasing trend in P exported through the aqueduct since its inception.

Lake

The mass of P in the lake was estimated using equation (2). The missing monthly data were estimated by interpolation applying time series analysis and smoothing the results with cubic *splines*. The results of this procedure are shown in Figure 12. Dividing the estimated mass of P measured in the lake at time "t" by the volume of the lake at the

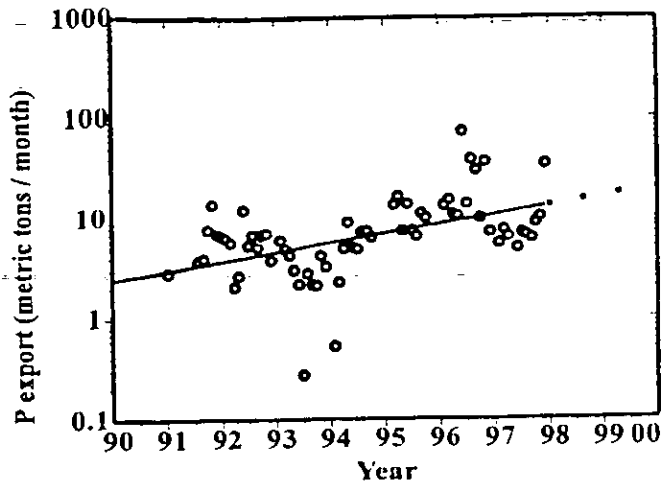


FIG. 11. P export over time through the aqueduct.

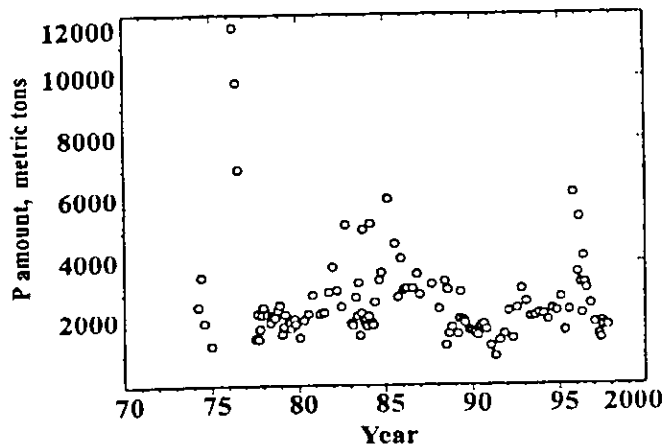


FIG. 12. P amount over time in the lake.

same time, an overall measured concentration of P in the lake was obtained. Figure 13 shows the measured and interpolated data of P concentration. This figure shows that there are some periods where the P concentrations increased significantly and that the system was not under any P control program.

Diffuse Loads

Land Use

The yearly diffuse load of phosphorus to the lake is about 47 metric tons. The cultivated and range lands are the most important contributors (> 80%). In the mass balance equation, this P load was con-

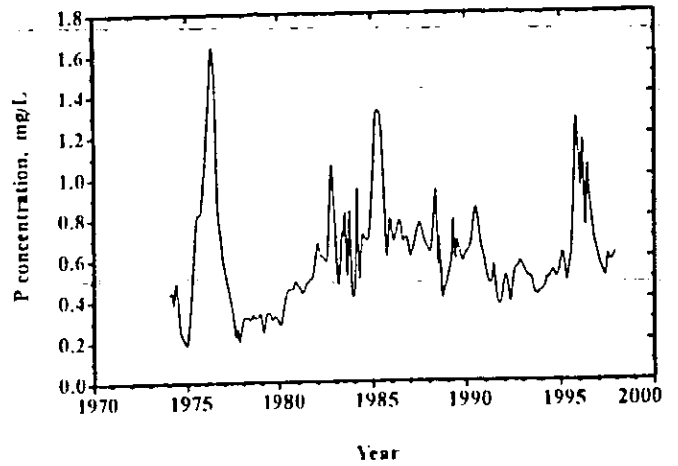


FIG. 13. P concentration over time in the lake.

sidered constant and prorated during the rainy season for the entire year.

Fisheries

Based on the calculations described earlier, it can be estimated that there has been a significant, although highly variable export of P from Lake Chapala via fisheries extraction. Results in Figure 14 show values from a high of about 54 metric tons/year (1982) to a present low value of around 5 metric tons/year. These export values exactly mirror the highly variable harvest statistics shown in Figure 14. This route of export represents about 1 to 10% of the total P export from the lake.

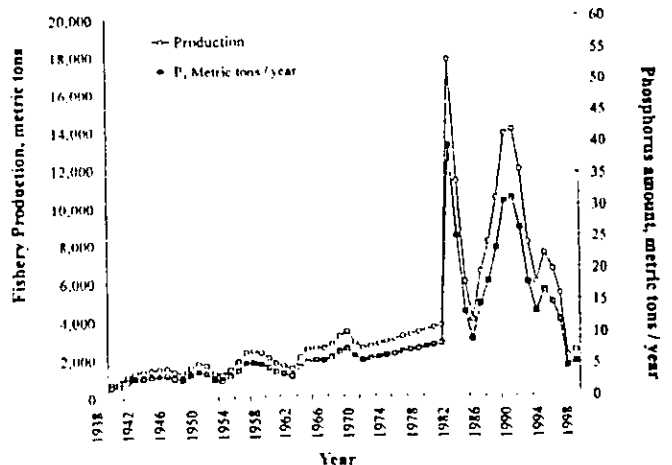


FIG. 14. Fishery production and phosphorus export over time.

TABLE 3. Estimated P load in Lake Chapala.

Parameter	Inflow to Lake Metric tons/year	Outflow from Lake Metric tons/year	Average in Lake Metric tons	Outflow-Inflow Metric tons/year	Flux to Sediments Metric tons/year	Flux from Sediments Metric tons/year	Internal Load Metric tons/year
Total P 1974-90	626.80	615.78	3,214.07	-11.02	-5,005.27	4,389.47	-615.79
1991-97	910.50	226.98	2,436.48	-683.52	-3,424.22	4,574.94	-1150.72

Municipal Wastewater Treatment Plants

Using the data described earlier for the 14 municipal wastewater treatment plants, an annual average loading of 42.44 metric tons/year total P was calculated. Because the municipal waste water treatment plants have only been in service since 1990, the loading from this source was only used in the calculation of total loads for the period 1991-97 (Table 3 and Fig. 2).

Mass Balance

Using the Ryding and Rast (1989) method for estimating the internal phosphorus loading to a water body, it was possible to obtain the results shown in Table 3 for Lake Chapala. Two time periods, 1974-90 (prior to the opening of the aqueduct), and 1991-97 (after the opening of the aqueduct), were used to estimate the values shown in Table 3. This method is able to determine whether or not there is an internal load to the lake during any monthly interval. If more P leaves the lake through the outflow than enters through the inflow, one would conclude that the lake acted as a source of P (internal loading from sediments). Conversely, if less P leaves the lake than enters it, the lake would be acting as a sink and retaining P (P sedimentation). Results in Table 3 show that, in the period of study, there is a significant internal loading and a net accumulation of total P in Lake Chapala.

Lake Trophic Status

Vollenweider (1975), Rast and Lee (1978), Salas and Limon (1985), Melack (1992), and Maniak (1997) have proposed some criteria to classify the trophic status of a lake based on P concentrations. Vollenweider (1975) proposed a graphic describing the trophic level of a lake or reservoir taking into account the relationship between flow, lake surface area, and the annual P surface loading. Figure 15

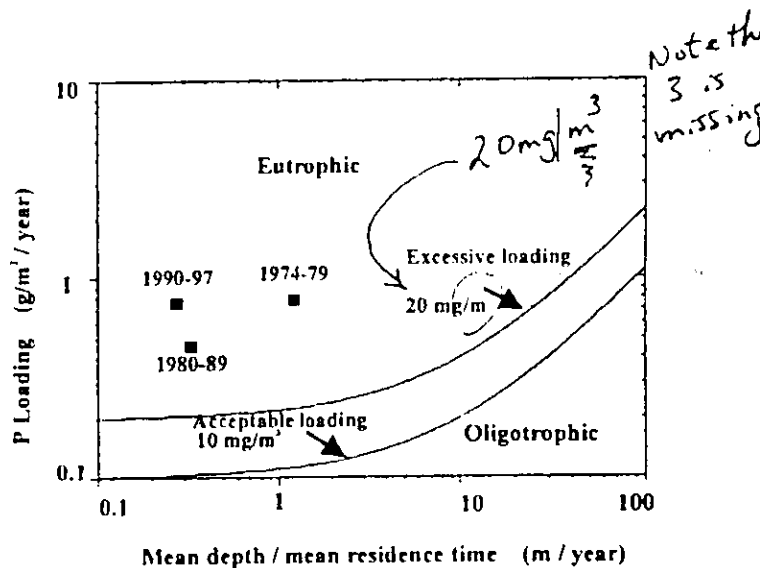


FIG. 15. Trophic status of Lake Chapala.

shows the evolution of this relationship for Lake Chapala since 1974. These values were estimated using the monthly results obtained in the P mass balance equation. According to this figure, during the period of study, Lake Chapala has maintained a consistent eutrophic status with an average annual external P load of 0.67 g/m^2 .

CONCLUSIONS

Since 1980, Lake Chapala has undergone a dramatic decrease in water inflow through the Lerma River, and consequently has decreased in volume. This hydraulic change in the lake, because of the expanding water extraction along the Lerma Basin, has resulted in an increase in total P concentrations in the lake. The hydraulic residence times of the Lerma River waters in the lake have increased due to the severely reduced inflow of the Lerma River waters. The hydraulic balance of the lake at the end

of the 1980s was affected solely by overuse of water in the Lerma River Basin.

For the past 25 years, P concentrations in Lake Chapala waters have been much higher than those recommended by the U.S.EPA for lakes and reservoirs (U.S.EPA 1999). Additionally, according to these estimates, sediment resuspension enhances the amount of total P in the water column (Table 3). As a consequence of reduced inflow, and a change in outflow, Lake Chapala has seen a significant increase in P concentrations. Mass balance results give an annual imbalance between P inflow and outflow of about 11- 683 metric tons of P being accumulated in the lake.

Using traditional models to predict the trophic status of lakes and reservoirs, Lake Chapala is classified as eutrophic, and has been since at least 1974. However, the growth of aquatic vegetation does not correspond to this classification. The high levels of turbidity in the lake, caused by sediment resuspension, inhibit light penetration, and therefore photosynthesis. Therefore it is probably more useful to develop a criterion for determining the trophic status of the lake based on biomass production.

The evidence presented here shows clearly that Lake Chapala has undergone severe hydrologic and chemical changes over the past 25 years. The lake has accumulated total P at a rate of 11- 683 metric tons/year, and there have been growths of aquatic vegetation and blooms of potential nuisance blue-green algae. Further work on available forms of nutrients and the role of sediments in nutrient recycling in the lake are in progress.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by following sponsors:

- Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Programa de Apoyo a las Divisiones de Estudios de Posgrado 1996 (PADEP). Apoyo a proyectos de investigación. Tesis doctorales.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). Centro de Estudios Limnológicos (CEL). México.
- Environment Canada-Ontario Region, Toronto, Canada.
- Deutscher Akademischer Austauschdienst (DAAD). Germany.
- Collaboration of Manfred Krucker (Tuebingen University, Germany)

- Technische Universität Braunschweig. Leichtweiss-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft. Germany.

REFERENCES

- C.N.A. (National Water Commission). 1998. Water quality data of the monitoring stations located in Lake Chapala. Internal report. Institute of Limnological Studies. Guadalajara, Jalisco, MEXICO.
- de Anda, J., Quiñones-Cisneros, S., French, R., and Guzmán, M. 1998. Hydrologic balance of Lake Chapala (Mexico). *Journal of the American Water Resources Association* 34(6):1319-1331.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.). 1988. *Sammierung und restaurierung von Seen*. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 213/1988. Kommissionsvertrieb Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin.
- Great Lakes Water Quality Agreement. 1987. Governments of Canada and the United States of America. Ottawa and Washington.
- Guzmán, M. 1992. Aquatic Hyacinth in Lake Chapala. *Tiempos de Ciencia*. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco, MEXICO. Nr. 27, April-Juny. pp. 39-46.
- _____. 1995. *The fishing in Lake Chapala: management and exploitation* (La pesca en el Lago de Chapala: hacia su ordenamiento y explotación racional). Edited by Universidad de Guadalajara and Comisión Nacional del Agua. Guadalajara, Jalisco, MEXICO.
- Hansen, A.M., León, A., and Bravo, L. 1995. Sources of contamination and enrichment of metals in the sediments of the Lerma-Chapala basin. *Ingeniería Hidráulica en México* 10(3):55-69.
- I.N.E.G.I. (National Institute of Statistics, Geography and Data Management). 1992. Carta Uso de Suelo y vegetación. Hoja F13-12. Esc. 1:250,000.
- _____. 1995. Espaciomapa Guadalajara. Hoja F13-12. Esc. 1:250,000. Fecha de la imagen: de marzo-abril 1993.
- León-Vizcaíno, L.F., Martínez Austria, P., and Aldama-Rodríguez, A.A. 1994. Advances in the integrated management of the Lerma-Chapala basin. First trilateral workshop on water, development and environment. Toluca, Estado de México. Mexican Institute of Water Technology. pp. 43-55.
- Mahan, L.K., and Arlin, M.T. 1990. Nutrition and diet therapy. (Nutrición y dietoterapia). Ed. McGraw-Hill Interamericana. MEXICO. 8th. Edition. pp. 748-749.
- Maniak, U. 1997. *Hydrology and Water Management. Introduction for Engineers*. 4th Edition. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag.
- Melack, J.M. 1992. Eutrophication and water quality in lakes in tropical alluvial plains. *Ingeniería Hidráulica en México* 7 (2/3):142-147.
- Pilgrim, D.H., and Cordery, I. 1993. Flood Runoff. In

- Handbook of Hydrology*, ed. David R. Maidment, pp. 9.1–9.42. McGraw-Hill, Inc. ISBN 0-07-039732-5.
- Rast, W., and Lee, G.F. 1978. *Summary analysis of the North American (US portion) OECD eutrophication project: Nutrient loading-lake response relationship and trophic state indices*. Ecological Research Series, No. EPA-600/3-78-008, US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, USA.
- Reckhow, K.H., Beaulac, M.N., and Simpson, J.T. 1980. *Modeling phosphorus loading and lake response under certainty: a manual compilation of export coefficients*. USEPA. 440/5-80-011. Washington, D.C.
- Ryding S.-O., and Rast, W. 1989. *The control of eutrophication of lakes and reservoirs*. Man and the Biosphere Series, Ed. J.N.R. Jeffers, Volume 1. The Parthenon Publishing Group, Park Ridge, New Jersey.
- Salas, H.J., and Limón, G. 1985. *Report of the 3rd meeting for the regional development project of simplified methodologies for the valuation of the eutrophication in temperate tropical lakes*. Guadalajara, Jalisco, México. World Health Organization. Panamerican Health Organization. Environmental Health Program. No report number.
- S.A.R.H. (Secretary of Agriculture and Hydraulic Resources). 1981. *Analytical Results and vertical distribution in Lake Chapala*. National Water Commission (Oct. 1977–Oct. 1981). Gerencia Regional Lerma-Santiago. Centro de Estudios Limnológicos. No report number.
- S.E.D.E.U.R. (Secretary of Urban Development). 1997. Water quality data of the municipal waste water treatment plants located in Lake Chapala Basin. Internal report. Government of Jalisco State. Guadalajara, Jalisco, Mexico.
- Schnoor, J.L. 1996. Fate and transport of pollutants in water, air, and soil. In *Environmental modeling*. Ed. Jerald L. Schnoor and Alexander Zehnder, pp. 185–219. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Se. M.A.R. Na. P. (Secretary of Environment Natural Resources and Fishery). 1996. Official norm establishing the maximum permissible values of contaminants in waste water discharged into national water reservoirs. NOM-001-ECOL.-1996.
- Simons, T.J. 1984. *Effect of outflow diversion on circulation and water quality of Lake Chapala*. Centro de Estudios Limnológicos. Secretaría de Recursos Hidráulicos. Guadalajara, Jalisco, México. Pan American Health Organization. Project MEX-CWS-010.
- Thomann, R.V., and Mueller, J.A. 1987. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Ed. Harper, New York, pp. 385–416.
- U.S.E.P.A. (United States Environmental Protection Agency). 1999. Nutrient criteria technical guidance manual: Lakes and reservoirs. EPA 822-D-99-001. April, 1999. Draft for peer review only; not for citation or distribution.
- Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology. *Scweiz. Zeit. Hydrol.* 37:53–84.

Submitted: 12 April 1999

Accepted: 11 January 2000

Editorial handling: Barry Lesht

1
M,

Phosphates in Lake Chapala, Mexico

J. de Anda,¹ H. Shear,^{2*} U. Maniak,³ G. Riedel³

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A. C. Normalistas 800, 44270 Guadalajara, Jalisco, Mexico, ²Environment Canada, Ontario Region, 4905 Dufferin Street, Toronto, Canada and ³TU-Braunschweig, Leichtweiss-Institut für Wasserbau, Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft, Beethovenstr. 51a, 38106 Braunschweig, Germany

Abstract

Lake Chapala, the most important lake in Mexico, has suffered from cultural eutrophication problems for many years, manifested by the growth of aquatic vegetation and an increase in primary productivity. It was found that about 70% of the total phosphorus entering Lake Chapala is orthophosphate, thus increasing the biological availability of nutrients in the lake. In addition, the hydrologic imbalance in the lake, caused by the over-use of water resources along the Lerma-Chapala basin, has significantly increased the hydraulic residence time of the inflow waters, thus increasing the effects of the added phosphorus, and creating conditions that increase the lake's eutrophication status.

The shallow characteristics of the lake and the action of the wind forces produce rapid changes in water quality, especially in the distribution of phosphate. The focus of this paper is on the development of an historical orthophosphate balance in Lake Chapala, quantifying the main point and non-point sources that contribute to the enhancement of this nutrient in the lake. The estimation of the amount of phosphate in the lake can be used to determine appropriate management practises to reduce the phosphate loads on the lake.

Key words

eutrophication, hydrologic balance, Lake Chapala, phosphate balance, phosphorus balance.

INTRODUCTION

Watersheds, which include lakes, rivers, streams, reservoirs, wetlands and marshes, form an essential part of nature. In many cases the ecology of a watershed is disturbed because of human activity. Common changes in land usage include deforestation to accommodate agriculture, and the development of urban communities with consequent sewage water discharges from municipal and industrial sources. These are typical examples of human activity that increase nutrient concentrations (phosphorus and nitrogen), thus altering the biological characteristics of watersheds. Eutrophication (enrichment of nutrients) as a cause of problems in lakes and reservoirs, has been described extensively in by Thomann & Mueller 1987 and Welch 1992.

Several forms of phosphorus occur in an aquatic environment. Orthophosphate is the form immediately available for algal growth, because this form of phosphorus is easily dissolved in water. Domestic waste water, animal waste, and fer-

tilizer run-off from agricultural land, normally contain high proportions of orthophosphates.

The Mexican National Water Commission (CNA) analyses total phosphorus and orthophosphates in the water column of Lake Chapala in order to report its phosphorus content. In a previous work (de Anda *et al.* 2000), a total phosphorus mass balance was presented. Because the rates of biological productivity of a great number of lakes are governed to a large extent by the external input loading of phosphorus, and particularly by the inorganic soluble phosphorus (orthophosphate) loads, it is necessary to understand the contribution of this phosphorus form in the total phosphorus mass balance.

Lake Chapala and its watershed are shown in Fig. 1. Phosphorus in the water column of Lake Chapala is largely influenced by sediments resuspended principally by wind forces acting over the surface water of this extremely shallow water body (less than 5-m mean depth in recent years). The relationship between estimated mean phosphorus concentration in the upper layer of the lake sediments (247.8 mg P kg⁻¹ of wet sediment) and the mean phosphorus concentration in the water column (0.54 mg L⁻¹) is roughly

*Corresponding author. Email: harvey.shear@ec.gc.ca
Accepted for publication 29 January 2001.

500: 1. The high total phosphorus concentration in sediments and the continuous accumulation of this nutrient in the lake, indicates that the lake bottom acts mainly as a sink for total phosphorus instead of as a source. The behaviour of the balance of phosphates (PO_4) however, is the opposite; the sediments being a source of this nutrient to the lake.

The goals of the work described in this paper are: (i) to establish a mass balance equation for Lake Chapala to determine the changing phosphate concentration in the lake during the period 1974–1998; and (ii) to identify the main sources of phosphate to the lake.

METHODS

The methodology used to carry out a preliminary PO_4 -mass balance in Lake Chapala is very similar to that explained in our previous work (de Anda *et al.* 2000). Hydrologic and water quality time series data used in the PO_4 -mass balance were the same statistical strategies as those used by de Anda *et al.* (2000). Calculations were carried out using 28 lacustrine and nine littoral monitoring stations as well as the monitoring stations located along the Lerma and Santiago Rivers and in the Chapala–Guadalajara Aqueduct (see Fig. 2).

While the available information to establish a complete PO_4 in Lake Chapala is limited, we decided to develop a

preliminary historical PO_4 balance for the lake using a simple input/output model (see Fig. 3). The main sources to the lake are the Lerma River and run-off. The balance of phosphates' export takes place mainly through the Santiago River and the Aqueduct, but also through fisheries extraction. To quantify the PO_4 amount in the lake, we georeferenced water quality data of several monitoring stations located along the lake and streams (Fig. 2). Bathymetric information and water level variations were also used to perform the calculations. The hydrometric information used to estimate the inflows and outflow to/from the system were given by the CNA in a monthly database during the period 1934–1998 (CNA 1998).

Point sources

Unfortunately, water quality records of the CNA have only part of the monthly measures required to administer the balance month by month in the period of study. Therefore missing monthly PO_4 concentration data of the sampling sites located at the Lerma River were estimated first by interpolation, applying time series analysis, and then smoothing the obtained results using the cubic *splines* method.

The 14 existing municipal waste-water treatment plants discharging to the lake were installed in 1990. Primary and

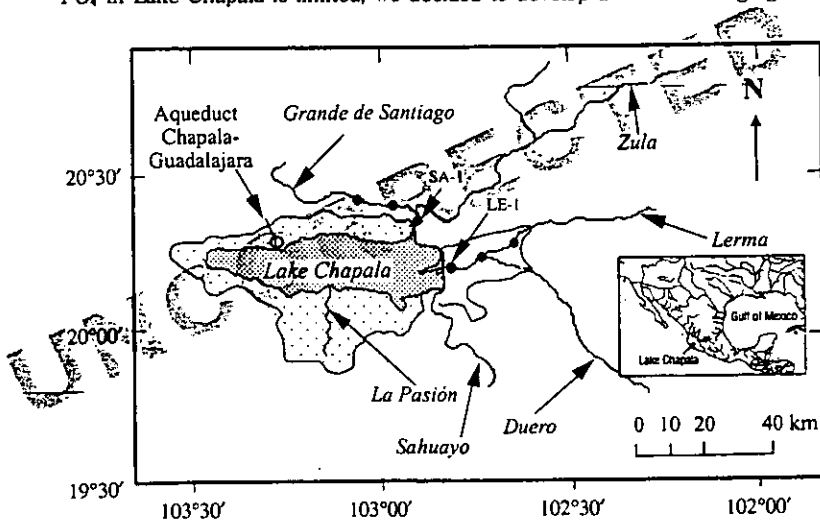


Fig. 1. Lake Chapala basin with main tributaries and location of Lake Chapala in Mexico.

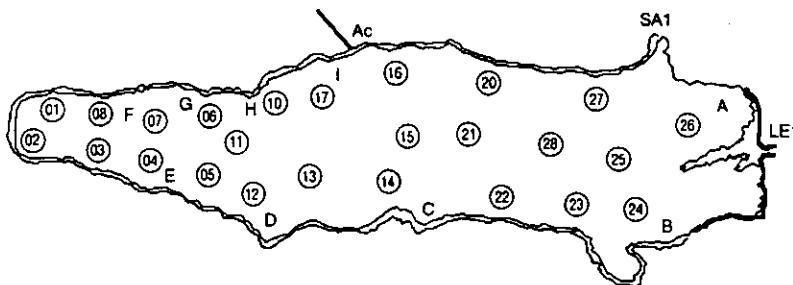


Fig. 2. Location of sampling stations in Lake Chapala.

partial-secondary-treatment steps are included in every facility, but they do not have tertiary treatment to remove phosphorus and nitrogen. We have assumed that the monthly PO_4 concentrations and discharge rates for these facilities remained constant during the period of study.

Non-point sources

Runoff loads were estimated with the Export Coefficient Model (Reckhow *et al.* 1980). This model is the simplest type of pollutant run-off model because all factors that affect pollutant movement are combined into one term, the export coefficient. The total nutrient load (in $kg\ year^{-1}$) is calculated by multiplying the land use areas (ha) by the export coefficient ($kg\ ha^{-1}\ year^{-1}$) for various activities such as corn, pasture, and residential use, then summing the product. Export coefficients for the various land uses were obtained from literature by DVWK 1988, Ryding & Rast 1989 and Maniak 1997. Quantifying the areas of the different land uses in the lake basin (INEGI 1992), the non-point total P budget was estimated by first applying the method suggested by the Soil Conservation Service (Pilgrim & Cordery 1993) to calculate the potential run-off in the direct lake basin and then by using the Export Coefficient Model to estimate the total P load to the lake. In previous work we reported the main land uses and their areas based on existing information in the direct basin of the lake (INEGI 1992; de Anda *et al.* 2000). For the PO_4 calculation we considered that 50% of the entire total P load corresponds to phosphates. This estimation is based on the fact that most of the land is used for agriculture, and farmers around the lake basin use a large amount of synthetic fertilizers.

The fishery in Lake Chapala constitutes an important amount of PO_4 in the lake. There are available historical fish harvest data during the period 1938–1970 and 1980–1997 (Guzmán 1995). Missing data for fisheries harvest were also estimated by interpolation using time series analysis and then smoothing the data applying cubic *splines*. These data were then used to estimate P export through this route, assuming an average P amount of $2222\ mg\ P\ kg^{-1}$ of fresh product (Mahan 1998). This is an average value for medium-sized fish. The estimated P load was considered to be in the form of PO_4 .

Phosphate amount in lake

The amount of PO_4 in the lake was estimated using a digital elevation model considering the bathymetric features of the lake as well as its water level changes. A grid covering the lake with defined cell dimensions was built to interpolate the PO_4 concentrations measured in each the in-lake sampling stations (Fig. 2). Additionally, concentration values at Lerma River Station 1 (LE1), Santiago River Station 1 (SA1) and aqueduct (AQ) sampling stations (Fig. 1) were also considered in the interpolation process. We used a 2-D interpolation algorithm to calculate the PO_4 concentration in the middle point of each cell. Different numerical trials suggested a grid cell dimension of $500\ m \times 500\ m$. The missing monthly PO_4 amounts in the lake were also estimated by interpolation. Numerical calculations to estimate the PO_4 amount in lake were carried out using the ARC-INFO program applying following algorithm:

$$PO_4 = a \cdot 10^6 \sum_{i=1}^k [po_i \cdot h_i] \quad (1)$$

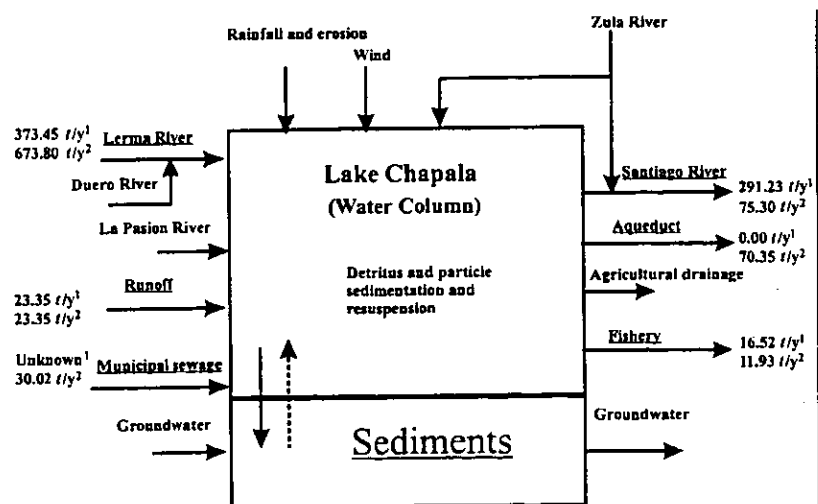


Fig. 3. Simple input/output model for phosphates. Names underlined indicate major inputs or outputs.

1 - 1974-1990
2 - 1991-1998

where $PO_4 = PO_4$ amount in the lake (metric tons); a = area of the k -th interpolation cell (m^2); PO_4^* = interpolated concentration of PO_4 at the k -th cell in lake ($mg L^{-1}$); h = interpolated water column height at the k -th cell in lake (m); and K = total number of cells in the grid covering the lake.

The height in equation 1 was estimated using a digital elevation model considering the bathymetric features of the lake as well as its water-level changes.

Mass balance

Because the existing information is limited, some important assumptions have been made to develop a preliminary PO_4 mass balance equation:

1. There are no concentration gradients in the water column (CNA 1981), so that the water column is completely mixed (Simons 1984).
2. There are no seasonal variations in the PO_4 concentration in the lake.
3. Steady-state conditions exist, representing monthly averaged values of the PO_4 concentrations in the lake and streams.

4. Major sources are the Lerma River and municipal sewage.

5. Major outlets are the Santiago River, the Chapala-Guadalajara aqueduct, and fishing.

Using these assumptions, the mass balance equation 2 takes into account the main sources and outlets of the system. Similar equations have also been discussed by other authors (Thomann & Mueller 1987; Schnoor 1996) to establish a P-mass balance.

$$V \frac{d(PO_4)}{dt} = [L'_{Lerma} + L'_{Sewage} + L'_{Kunoy}] - [L'_{Santiago} + L'_{Aqueduct} + L'_{Fishing}] \pm K_s(PO_4)V \quad (2)$$

Accumulation = inputs - outflows \pm release/sedimentation

where K_s = first order sedimentation (-)/removal (+) coefficient ($month^{-1}$); PO_4 = amount of PO_4 in lake (metric tons); PO_4 = average PO_4 concentration in lake ($mg L^{-1}$ or metric tonnes $^{-1} Mm^3$); L^p = PO_4 point loads/releases in the inlet/outlet streams (metric tons $month^{-1}$); L^d = PO_4 diffuse loads/releases to/from the lake (metric tons $month^{-1}$); V = lake volume (Mm^3); and t = time (months).

Table 1. Some relevant physical and chemical water quality parameters of Lake Chapala

Location	Variable	Dissolved oxygen ($mg L^{-1}$)	Biological oxygen ($mg L^{-1}$)	Chemical oxygen ($mg L^{-1}$)	pH	$^{\circ}C$	Total alkalinity ($mg L^{-1}$)	Total hardness ($mg L^{-1}$)
Lake Chapala	Mean	7.0	1.8	27	8.59	21.9	248	189
	SD	± 1.0	± 1.3	± 18	± 0.50	± 2.7	± 65	± 51
Lerma River (LE1)	Mean	4.4	8.9	44	7.78	22.3	197	160
	SD	± 2.4	± 6.3	± 25	± 0.42	± 2.7	± 65	± 48
Santiago River (SA1)	Mean	3.5	7.7	44	7.92	21.7	247	186
	SD	± 2.7	± 9.1	± 28	± 0.69	± 3.1	± 100	± 65
Aqueduct	Mean	5.8	10.8	55	8.70	21.3	328	233
	SD	± 2.8	± 11.6	± 18	± 0.65	± 2.1	± 32	± 52

SD, standard deviation; C, Celsius.

Table 2. Nutrient concentrations in Lake Chapala

Location	Variable	N-org ($mg L^{-1}$)	N-NO ₃ ($mg L^{-1}$)	N-NH ₃ ($mg L^{-1}$)	Total P ($mg L^{-1}$)	Total PO ₄ ($mg L^{-1}$)
Lake Chapala	Mean	1.17	0.34	0.26	0.54	0.31
	SD	± 0.56	± 0.37	± 0.45	± 0.37	± 0.14
Lerma River (LE1)	Mean	2.00	0.84	0.97	1.46	1.16
	SD	± 1.50	± 0.86	± 1.83	± 1.27	± 0.96
Santiago River (SA1)	Mean	2.60	0.44	1.28	1.37	1.14
	SD	± 3.50	± 0.40	± 1.75	± 2.55	± 1.09
Aqueduct	Mean	2.78	0.18	0.75	1.30	0.94
	SD	± 0.60	± 0.20	± 1.51	± 1.75	± 1.50

SD, standard deviation; P, phosphorous; PO₄, balance of phosphates.

The volume of the lake, PO_4 concentrations and volumetric flows in equation 2 are time-dependent variables. The plus/minus sign for the overall rate of accumulation of PO_4 in the lake (K_4) implies that the PO_4 could be accumulating in the sediments (minus sign) or could be releasing from the sediments (plus sign) to the water column.

RESULTS AND DISCUSSION

Mean and standard deviation values for some relevant chemical species measured in Lake Chapala, and its main inflows and outflows during the period 1974–1997 are reported in Tables 1 and 2. These values reveal that Lake Chapala waters are fairly alkaline, extremely high in P and PO_4 concentrations, and in Organix N concentrations as well. Nevertheless, because of the high water turbulence induced by wind forces, the oxygen concentration is high, being almost 90% of the saturation value at the elevation above sea level where the lake is located.

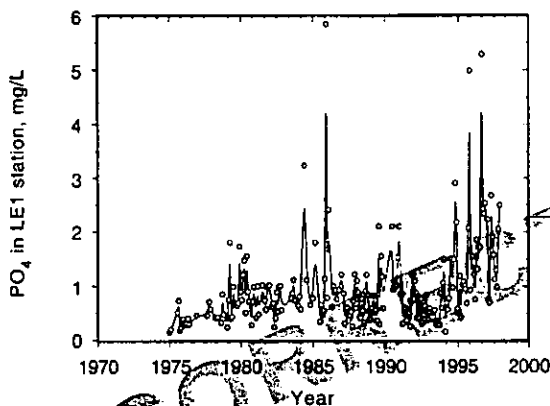


Fig. 4. Variability of the monthly balance of phosphate (PO_4) concentrations at Lerma River (LE1).

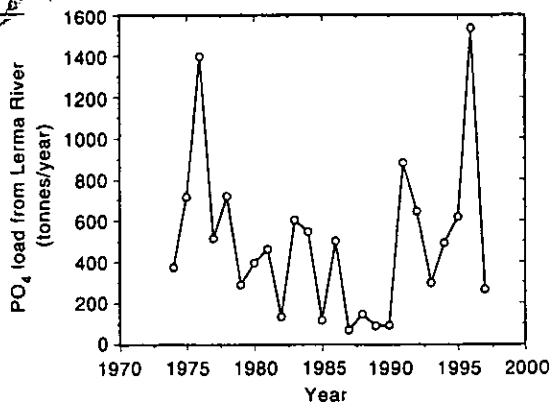


Fig. 5. Variability of the annual balance of phosphate (PO_4) load to Lake Chapala coming from Lerma River.

Poor water quality conditions prevail at the outlet of Lerma River (monitoring station LE1) indicating the chemical and biological wastes discharged to the river. At both the inlet of the Santiago River and the Lerma–Chapala Aqueduct, the water quality parameters shown are highly influenced by municipal wastes discharged close to these monitoring stations (SA1 and Ac). Values measured in the open lake are somewhat lower, indicating that there is some dispersal and dilution, and that the biological processes taking place in the lake partially degrade these wastes.

Lerma River

To estimate the missing data for the measured PO_4 concentration at the inflow of the lake, we used a statistical correlation between measured total P and PO_4 concentrations at three monitoring stations located on the Lerma River close to the lake. Most of the data showed an excellent linear correlation between total P and PO_4 . Hence, indirectly it was possible to get some of the missing data in the time series for PO_4 .

With the calculated monthly data set shown in Fig. 4, the annual PO_4 input to the lake was calculated and plotted as shown in Fig. 5. This figure shows an irregular annual input; principally the result of the severe reduction, over-exploitation and poor management of the water resource of the Lerma River in favour of industry, agriculture and municipal uses (León-Vizcaino *et al.* 1994). The disruption of the hydrologic equilibrium of the Lerma River flow regime, and the hydraulic residence time, was explained in a previous paper (de Anda *et al.* 1998).

Santiago River

Before 1991, the main outlet of Lake Chapala was the Santiago River. Since 1991, the Chapala–Guadalajara Aqueduct has represented the major outflow for the lake, pumping an average of $10.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ to satisfy the water needs of Guadalajara City. With the start of operation of the aqueduct, the flow through the Santiago River was reduced from an average value of $37.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ to $3.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ because most of the lake water was diverted through the aqueduct.

Missing data for PO_4 concentrations in the Santiago River were estimated in the same way as for the Lerma River. The annual PO_4 export has decreased dramatically during the period of study because of the significant flow reduction along the Santiago River as shown in Fig. 6.

Aqueduct

Since the diversion of the outflow through the aqueduct, the new hydraulic conditions of the lake have resulted in additional changes to the PO_4 exported from the lake. Using the same methodology as applied above, we obtained a P- PO_4

correlation. Figures 7 and 8 show the calculated monthly PO_4 concentrations and annual PO_4 exports, respectively, from the aqueduct.

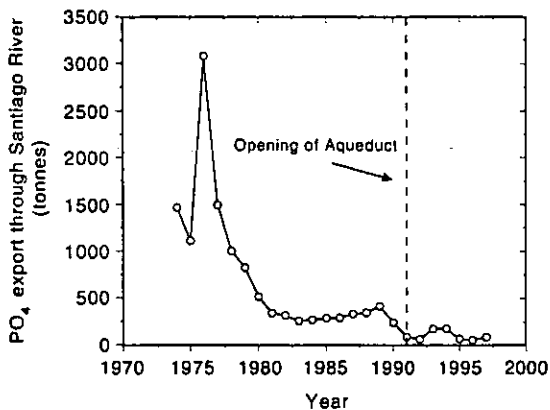


Fig. 6. Annual balance of phosphate (PO_4) exports from Lake Chapala via the Santiago River.

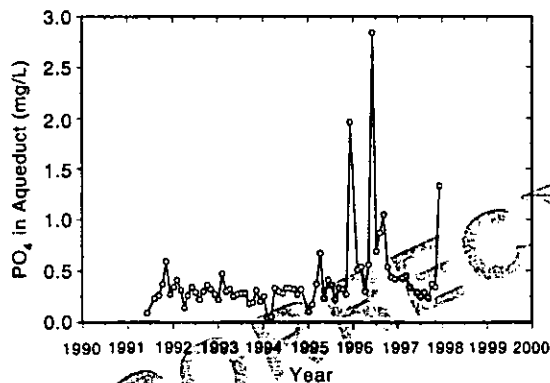


Fig. 7. Phosphate (P) concentration measured at the aqueduct monitoring station.

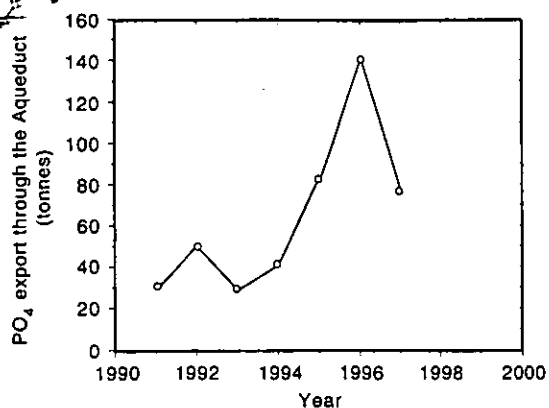


Fig. 8. Variability of the annual phosphate (P) exports from Lake Chapala via the aqueduct.

Lake

To estimate the quantity of PO_4 in the lake, we applied the algorithm explained in equation 1. After estimating the amount of PO_4 in the lake, the results were compared with the previous results (de Anda *et al.* 2000) for total P in the lake, obtaining the plot shown in Fig. 9. This figure shows a high exponential correlation between these two forms of P, instead of the linear trend found in the rivers. When the lake has a low amount of total P (< 1000 t); PO_4 represents a smaller fraction of the total than when total P amounts are higher. It is likely that the higher the total P in the lake, the more soluble-reactive P there is released from sediments.

Figure 10 shows the relationship between PO_4 concentration and lake depth. Presumably, with low water levels, sediment resuspension is high, and PO_4 is released to the water column. With higher water levels, resuspension is not a significant factor, plus there is the dilution factor of the

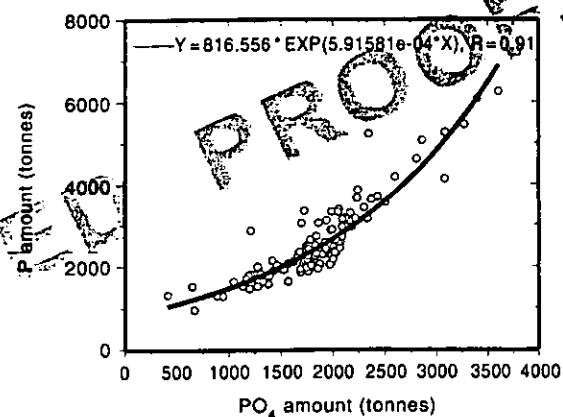


Fig. 9. Trend between phosphate (P) and balance of phosphate (PO_4) concentrations in Lake Chapala.

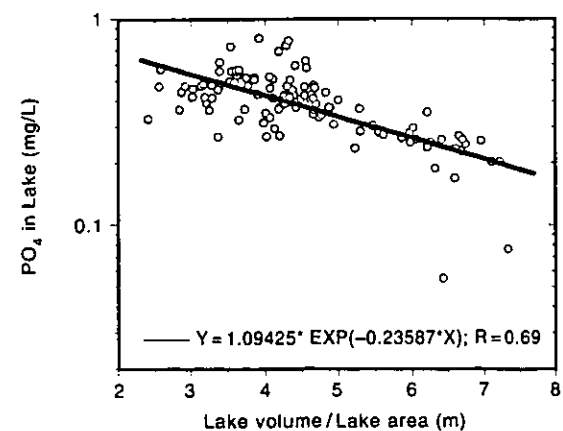


Fig. 10. Trend of the balance of phosphate (PO_4) concentration and the average depth in Lake Chapala.

large volume of lake water. Figure 11 shows the variation in PO_4 in the lake over time. Every time that the lake level drops, farmers invade dried areas of the lake, and use this land for agriculture. During periods of high rainfall, the lake level rises, flooding this temporary agricultural land. At this time, these lands constitute the major PO_4 source to the lake (P amount > 2500 t).

Mass balance

We used the Ryding & Rast (1989) method and the mass balance equation 2 to estimate the monthly nutrient load to Lake Chapala during the period of study. The global balance for the entire period was averaged and is shown in Table 3. This method is able to determine whether or not there is an internal load to the lake during any monthly interval. If more PO_4 leaves the lake through the outflow than enters through the inflow, one would conclude that the lake acted as a source of PO_4 (i.e. internal loading from sediments). Conversely, if less PO_4 flows from the lake than entered it, the lake would be retaining PO_4 (i.e. P sedimentation). Results in Table 3 show that, in the period of study, there is a significant internal loading and a net release of PO_4 from sediments. In this table we have compared our results with those obtained in our previous work on the total P balance (de Anda *et al.* 2000).

Results in Table 3 show that, in the period studied, the total P flux was to sediments, whereas PO_4 had a different behaviour, showing a net release from the bottom of the lake. It should also be noted that for both total P and PO_4 , the difference between outflow and inflow was negative, indicating a net accumulation of P in the lake, increasing the potential eutrophication of the water body.

P-distribution in the lake

The CNA (1998) water quality databank for the 28 lacustrine and nine littoral monitoring stations in the lake and also three

additional monitoring stations located in the Lerma River, Santiago River and Aqueduct were used to obtain figures describing the yearly averaged spatial distribution of PO_4 during the period of study.

From these figures it was possible to draw the following conclusions:

1. The best water-quality conditions in the lake were found during the period 1974–1980, when the PO_4 concentrations were lower than 0.5 mg L^{-1} for the entire lake with the exception of 1976 when the PO_4 concentration reached values above of 0.9 mg L^{-1} .
2. In 1976, the total P concentration in the lake was the highest in the time period studied. This can be explained when one considers that in 1976 the lake had the second highest water level recorded since 1934. Most of the land located around the lake, normally used for agriculture and livestock, was flooded, carrying fertilizers and natural nutrients from soils into the lake.
3. The main gradient of PO_4 concentration in the lake has an east–west direction, and this gradient demonstrates that

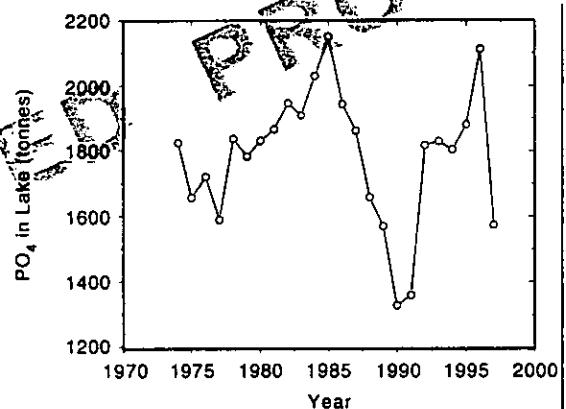


Fig. 11. Variability of the annual balance of phosphate (PO_4) amount in Lake Chapala.

Table 3. Estimated balance of phosphate load to Lake Chapala compared to total phosphate load

Parameter	Inflow to lake ¹	Outflow from lake	Average measured in lake	Outflow/inflow	Flux to sediments	Flux from sediments	Internal load/ release in sediments
Total P*							
1974–90	626.8	615.78	3214.07	-11.02	-5005.27	4389.47	-615.79
1991–98	910.5	226.98	2436.48	-683.52	-3424.22	4574.94	-1150.72
Phosphate							
1974–90	396.98	307.75	2076.45	-89.23	-2416.10	2402.42	-13.68
1991–98	727.35	153.39	1744.88	-573.96	-2193.28	2298.32	105.04

*According to the data of de Anda *et al.* 2000.

All units, except ¹(metric tons), measured in metric ton year⁻¹.

the Lerma River has been the most important source of PO_4 to the lake since 1974.

4. Since the 1980s a persistent east-west gradient in the PO_4 concentration was observed. In the second half of the 1980s the hydrologic imbalance of the lake resulted in higher PO_4 concentrations at the inlet of the lake.

5. After 1990, the lake experienced an increase in floating and rooted aquatic weeds, and algae. The low water level and the poor water renewal of the lake have resulted in increased PO_4 concentrations in the lake, reaching values above 0.50 mg L^{-1} in the entire lake, which results in these growths. As explained by Maki (1983) and reported in DVWK (1988) detergents containing phosphate compounds are one of the most important contributions to the phosphorus contamination in rivers and lakes. In Mexico there are no regulations to ban phosphorus-based detergents. They are discharged to the municipal sewage system, and later to surface water bodies without phosphorus removal. Furthermore, Mexican environmental regulations permit sewage discharges containing up to 5 mg L^{-1} of total phosphorus to a water body. This is a value five to 10-fold higher than that stipulated by international standards (Great Lakes Water Quality Agreement 1987) to reduce or prevent eutrophication.

Lake trophic status

Vollenweider (1975), Rast & Lee (1978), Salas & Limón (1985); Melack (1992) and Maniak (1997) have proposed some criteria to classify the trophic status of a lake based on P concentrations. Maniak (1997) proposed a modified criterion to describe the trophic status of a lake or reservoir taking into account the lake volume (V), lake surface area (A), inflow (Q_{in}) to calculate the average depth of the lake ($z = V/A$) and the hydraulic residence time ($t = V/Q_{in}$). The annual unit PO_4 surface loading was calculated with the

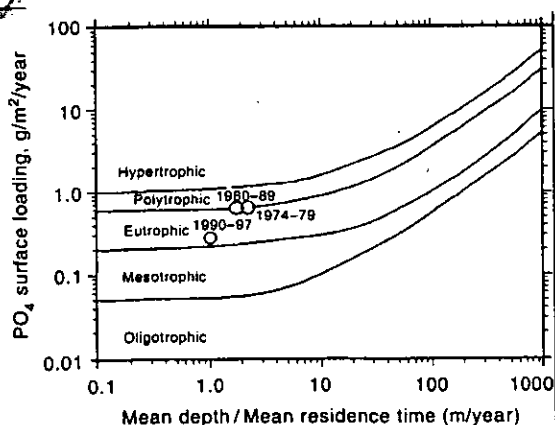


Fig. 12. Yearly averaged spatial distribution of balance of phosphate (PO_4) for selected years (1974-97).

annual PO_4 load to the lake divided by the annually averaged area of Lake Chapala. Figure 12 shows this relationship for Lake Chapala. According to this figure, in the period of study, Lake Chapala has maintained a consistent eutrophic status.

CONCLUSIONS

In watersheds exhibiting little or no cultural impact, phosphorus is usually supplied to a water body by direct atmospheric deposition from industrial and agricultural activities outside the basin, and by weathering of the watershed geology and subsequent run-off to the water body. In the case of Lake Chapala, there is additional atmospheric input from a dry lakebed (Laguna de Sayula) some 15 km from the Lake. The forms of P in atmospheric deposition may range from orthophosphate to various mineral and organic forms, depending on the sources. Without an active monitoring program taking daily samples, it is not possible to identify and to quantify the forms of P in atmospheric deposition. Many of the geological forms of phosphorus are not present in a reactive form such as orthophosphate. The geology of the Lake Chapala basin provides a significant amount of phosphorus, but this phosphorus is present in a mineral phase in the water column, as suspended clay particles, and consequently in a non-reactive form. The alkalinity of the lake prevents the conversion of this form of P to a reactive dissolved form. When anaerobic conditions prevail in the sediments of a water body, the reduction/oxidation (REDOX) potential of the sediments is such that it favours conversion of phosphorus compounds to a highly soluble and biologically available form. These phosphates are then released to the water column where they contribute to the nutrient cycling of the water body. In Lake Chapala the mean oxygen concentration in the water column is high because of extensive wind-induced mixing. This mixing almost saturates the water column with oxygen, thus preventing the sediments from becoming anaerobic. Therefore, one may rule out anaerobic conversion of unavailable P to available P, as a source to Lake Chapala.

According to the results obtained in the mass balance presented here, phosphates contribute more than 70% of total P load to Lake Chapala, the balance coming from other geological forms of phosphorus carried down the Lerma River. This fact leads to the assumption that the main PO_4 sources are along the Lerma River and consist of municipal and industrial waste-water discharges containing high levels of detergents and chemicals manufactured with phosphate compounds.

These arguments support the conclusion that most of the high quantities of phosphates measured and calculated in the lake and in the streams of the catchment area, are heavily influenced by human activities along the Lerma-Chapala basin, and that present Mexican environmental regulations

permit industrial and municipal total phosphorus discharges above those recommended to protect wildlife and water quality in water bodies in developed countries.

ACKNOWLEDGEMENTS

A special thanks to Jesus Amezcua, Center of Limnological Studies, for the water quality information.

This research was supported by: the Autonomous University of Mexico (UNAM) through the program to support research projects for the PhD thesis (PADEP); Environment Canada, Ontario region (Toronto, Canada); the German Academic Exchange Program (DAAD, Germany); and the Technical University of Braunschweig (Germany).

REFERENCES

- de Anda J., Quiñones-Cisneros S., French R. & Guzmán M. (1998) Hydrologic balance of Lake Chapala (Mexico). *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34, 1319-1331.
- de Anda J., Shear H., Maniak U. & Riedel G. (2000) Phosphorus balance in Lake Chapala (Mexico). *J. Great Lakes Res.* 26 (2), 129-40.
- CNA (National Water Commission) (1981) *Analytical results and vertical distribution in Lake Chapala (Oct. 1977-Oct. 1981)*. Gerencia Regional Lerma-Santiago. Centro de Estudios Limnológicos. Guadalajara, Jalisco, Mexico.
- CNA (National Water Commission) (1998). *Hydrometric Data in the Lake Chapala Basin (1934-98)*. Gerencia Regional Lerma-Santiago. Guadalajara, Jalisco, Mexico.
- DVWK (1988) *Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. Sannierung und restaurierung von Seen*. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 213/1988. Kommissionsvertrieb Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Great Lakes Water Quality Agreement. (1987) Governments of Canada and the United States of America. Ottawa and Washington.
- Guzmán M. (1995) *La pesca en el Lago de Chapala: hacia su ordenamiento y explotación racional. (Fishery in Lake Chapala: planning and rational exploitation)*. Universidad de Guadalajara. Comisión Nacional del Agua, Guadalajara.
- INEGI (National Institute of Geography and Data Processing) (1992) *Uso de suelo y vegetación*. Guadalajara, F13-12. Esc. 1 : 250,000.
- León-Vizcaino L. F., Martínez-Austria P. & Aldama-Rodríguez A. A. (1994) Advances in the integrated management of the Lerma-Chapala basin. First trinational workshop on water, development and environment. In: *Mexican Institute of Water Technol.* pp. 43-55. Toluca, Estado de México.
- Mahan L. K. & Arlin M. T. (1990) *Nutrition and Diet Therapy*. (ed. L.K. Mahan) McGraw-Hill Interamericana, Mexico. 8th edn, pp. 2720.
- Maki A. W., D. B. Porcella & R. H. Wendt. (1983) The impact of detergent phosphorus bans on receiving water quality. *Water Res.* 18 (7), 893-903.
- Maniak U. (1997) *Hydrology and Water Management. Introduction for Engineers*. 4th edn. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg and New York.
- Melack J. M. (1992) Eutrophication and water quality in lakes in tropical alluvial plains. *Ingeniería Hidráulica En México.* 7 (2/3), 142-47.
- Pilgrim D. H. & Cordery I. (1993) Flood Runoff. In: *Handbook of Hydrology* (ed. D. R. Maidment) pp. 9.1-9.42. McGraw-Hill, New York.
- Rast W. & Lee G. F. (1978) *Summary analysis of the North American (US portion) OECD eutrophication project: Nutrient loading-lake response relationship and trophic state indices*. Ecological Research Series, No. EPA-600/3-78-008, US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, USA.
- Reckhow K. H., Beaulac M. N. & Simpson J. T. (1980) *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients*. USEPA. 440/5-80-011. Washington, D. C.
- Ryding S.-O. & Rast W. (1989) The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Vol. I. In: *Man and the Biosphere Series* (ed. J. N. R. Jeffers) The Parthenon Publishing Group, Park Ridge, New Jersey.
- Salas H. J. & Limón G. (1985) *Report Of The 3rd Meeting For The Regional Development Project Of Simplified Methodologies For The Valuation Of The Eutrophication In Temperate Tropical Lakes*. Guadalajara, Jalisco, Mexico. World Health Organization. Panamerican Health Organization. Environmental Health Program.
- Schnoor J. L. (1996) Fate and transport of pollutants in water, air, and soil. In: *Environmental Modeling* (eds J. L. Schnoor & A. Zehnder) pp. 185-219. John Wiley & Sons Inc, New York.
- Simons T. J. (1984) *Effect of outflow diversion on circulation and water quality of Lake Chapala*. Centro de Estudios Limnológicos. Secretaria de Recursos Hidráulicos. Guadalajara, Jalisco, Mexico. Pan American Health Organization. Project MEX-CWS-010.
- Thomann R. V. & Mueller J. A. (1987) *Principles of surface water quality modeling and control*. (eds R. V. Thoman & J. A. Mueller) pp.385-416. Harper & Row, New York.
- Vollenweider R. A. (1975) Input-output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology. *Scweiz. Zeit. Hydrol.* 37, 53-84.
- Welch E. B. (1992) Ecological effects of wastewater. In: *Applied limnology and pollutant effects*, 2nd edn. (eds E. Spon & F. N. Spon). 423pp. Chapman & Hall, London.

Fig 13 not supplied

Fig. 13. Trophic trend of Lake Chapala during the period 1974–1997.

UNCORRECTED PROOFS