



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAestrÍA Y DOCTORADO EN
INGENIERÍA**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**RIESGO DE CONTAMINAR EL AGUA
DEL LAGO DE PÁTZCUARO
CON PLOMO POR
RESUSPENSIÓN DE SEDIMENTOS**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

(AMBIENTAL – AGUA)

P R E S E N T A :

ZAIDA RINCÓN VILLEGAS

TUTOR:

DRA. ANNE M. HANSEN HANSEN

2009



JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Jorge Luis de Victorica Almeida

Secretario: M. Adm. Ind. Landy Irene Ramírez Burgos

Vocal: Dra. Anne Hansen Hansen

1^{er.} Suplente: Dr. Enrique César Valdez

2^{do.} Suplente: M. C. María Teresa Leal Ascencio

Lugar donde se realizó la tesis:

Facultad de Ingeniería – Campus Morelos

TUTOR DE TESIS:

Dra. Anne Hansen Hansen

FIRMA

RIESGO DE CONTAMINAR EL AGUA DEL LAGO DE PÁTZCUARO CON
PLOMO POR RESUSPENSIÓN DE SEDIMENTOS

Posgrado
U N A M

*Para el logro del triunfo siempre ha sido indispensable pasar
por la senda de los sacrificios (Simón Bolívar).*

DEDICATORIAS

Dedico esta tesis principalmente a dos personas que son motor esencial de mi vida, porque sin su apoyo y cariño incondicional esto no hubiera sido posible y porque me enseñaron que ante la adversidad siempre se puede salir adelante, mis padres, Rosario Villegas y Gabén Rincón, los amo con toda la fuerza de mi corazón.

A mis hermanos Iram, Erick y Manuel, por ser, no solo los mejores hermanos del mundo, sino mi orgullo, mis amigos, confidentes y un ejemplo a seguir.

A mi sobrino Sebastián Bladimir porque tu nacimiento vino a cambiar mi vida, dándole sentido, regresando las ganas de luchar y de seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia quiero agradecer a Dios por darme la fuerza de haber culminado con éxito otra etapa más de mi vida, a pesar de todas las contrariedades que se presentaron en el desarrollo de la tesis.

Esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo económico que me otorgó el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) a través de una beca de posgrado, para el estudio de maestría en Ingeniería Ambiental.

A la Dra. Anne Hansen Hansen por ser mi tutor principal durante el estudio de maestría y por su apoyo como directora de esta tesis.

A los Drs. Jorge Luis de Victorica Almeida y Enrique César Valdez, por ser parte mi comité tutorial durante mis estudios de maestría, por sus comentarios y aportaciones para la realización y revisión de esta tesis. Así mismo, a las Maestras Landy I. Ramírez Burgos y Ma. Teresa Leal Ascencio por las valiosas contribuciones y comentarios durante la revisión de esta tesis.

A mis profesores de Limnología, Luis Bravo Inclán y Javier Sánchez Chávez, por su ayuda incondicional en la recolección de las muestras y por el aporte de sus conocimientos.

A la Sra. Marilú y a su hija Marilú de la DEPMI Morelos, por brindarme todo el apoyo y su amistad mientras estuve en el campus.

A la Dra. Petya y al Ing. Iván por apoyarme, alentarme y creer en mí.

A Luis Carlos Márquez, Arturo Hernández y Diana Navarro por su apoyo en el laboratorio de Hidrogeoquímica del IMTA.

A Edith Salcedo Sánchez por toda la información proporcionada sobre el lago de Pátzcuaro.

A José Cruz por brindarme su amistad incondicional, ayudarme con las pruebas de la tesis y facilitarme las instalaciones del laboratorio de ingeniería ambiental.

A mi hermana Marisol Rivera porque sin ti esto no hubiera sido posible, gracias por el apoyo, los ánimos y la confianza que tienes en mí.

A grandes amigas que no me dejaron caer y siempre han estado ahí para mí sin importarles la distancia que nos separa Karla Vega, Monica Ramírez, Ethel Muñoz, Malín Alejos, Margarita Huape, Atzimba, Elizeth Ramírez, Ivón García y Maritza Juárez.

A mis 3 grandes amigos porque siempre han confiado en mí, en quién soy y en lo que puedo hacer, Miguel A. Estrada, Sergio García y Francisco Ung.

A Sandra Ortíz Gómez, por no solo ser mi amiga y darme todo su apoyo incondicional en el desarrollo de este trabajo, sino por hacerme sentir parte de su familia y abrirme las puertas de su casa, logrando que durante mi estancia en Cuernavaca me sintiera como en casa.

A Tania Gutiérrez por confiar en mí, brindarme su amistad, abrirme las puertas de su casa y enseñarme que también durante la maestría nos podíamos divertir.

A mis amigos y compañeros de maestría Henri Márquez, Carlos Corzo, Yliana Hernández, Edy García y Claudia Escobar, por su amistad, cariño, enseñanzas y por hacer placentera mi estancia en la maestría.

A mis compañeros de SI + I, Santiago, Elvira y Geovani, por su apoyo y confianza en la culminación de este proyecto, por cubrirme en mis múltiples faltas y darme su amistad.

A mis cuñadas Tere Cortez y Julieth Ruíz por apoyarme en todo y darme ánimos desde lejos.

Por último, quiero agradecer de forma especial a una persona que fue y es factor importante para que este trabajo llegará a su fin, porque desde que apareció en mi vida la vino a iluminar con esa luz que solo el irradia, la persona que vino a rescatar mi corazón cuando se encontraba perdido, gracias por todo lo que me has dado y enseñando desde que estás en mi vida. Un gran hombre que Dios quiso poner en mi camino para que juntos libremos las batallas que día a día la vida nos pone, mi novio Lázaro A. Rodríguez, gracias por apoyarme y ayudarme a llegar hasta aquí, por enseñarme que el amor existe y vale la pena vivirlo, por ser mi amigo, confidente y nunca dudar de mí, pero sobre todo gracias por ser tú, porque este triunfo es compartido.

CONTENIDO

Índice de Tablas	iv
Índice de Figuras y Gráficos	iv
RESUMEN	v
ABSTRACT	vi
1. Introducción	1
1.1 Justificación	2
1.2 Objetivos	3
1.3 Alcances.....	3
2. Antecedentes	4
3. Zona de Estudio	6
3.1 Ubicación	6
3.1.1 Características generales	7
3.1.2 Problemas ambientales	8
3.1.3 Alteraciones	12
4. Marco teórico	14
4.1 Perturbaciones en cuerpos de agua	14
4.1.1 Fuentes de contaminación.....	14
4.1.1.1 Definición de contaminación del agua.....	14
4.1.1.2 Fuentes de contaminación puntuales.....	15
4.1.1.3 Fuentes de contaminación difusas	15
4.1.1.4 Clasificación de contaminantes en un cuerpo de agua	15
4.2 Sedimentos	16
4.2.1 Definición.....	17
4.2.2 Clasificación	18
4.2.2.1 Sedimentos de ríos	18
4.2.2.2 Sedimentos de lagos	18
4.2.3 Parámetros característicos de los sedimentos	19
4.2.3.1 Granulometría	20
4.2.3.2 pH.....	21
4.2.3.3 Materia orgánica	21
4.2.4 Acumulación de contaminantes en sedimentos.....	22
4.2.5 Resuspensión de sedimentos.....	24
4.2.5.1 Perturbación.....	24

3.2.4.2 Sedimento resuspendido por viento y avenidas	25
4.2.6 Descomposición aerobia y anaerobia de sedimentos	25
4.3 Plomo	26
4.3.1 Características y propiedades	27
4.3.1.1 Propiedades físicas y químicas	28
4.3.1.2 Aplicaciones	28
4.3.2 Toxicidad	29
4.3.2.1 Vías de exposición.....	31
4.3.2.2 Consecuencias	31
4.3.3 Rutas de dispersión en cuerpos de agua y sedimentos	32
4.3.4 Lixiviación de sedimentos contaminados con plomo	33
4.3.5 Bioacumulación de plomo.....	33
4.4 Normatividad	34
4.5 Modelos de equilibrio químico	36
4.5.1 Modelo de equilibrio geoquímico	37
4.5.2 Algunos modelos.....	38
5. Metodología.....	40
5.1 Selección de sitios	41
5.2 Muestreo de Sedimentos	42
5.3 Muestra compuesta	42
5.4 Caracterización de la muestra	43
5.4.1 pH.....	43
5.4.2 Componentes del sedimento	43
5.4.3 Granulometría	44
5.4.4 Experimentos de adsorción	44
5.4.4.1 Velocidad de adsorción	46
5.4.4.2 Concentración de sitios superficiales	47
5.4.4.3 Constante y reacción de adsorción	49
5.5 Modelación Química	50
5.5.1 Calibración	51
5.5.2 Simulación.....	53
5.5.3 Escenarios de simulación	53
5.6 Estimación de riesgo	54
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	56
6.1 Caracterización de la muestra.....	56

6.1.1 pH.....	56
6.1.2 Componentes del sedimento	57
6.1.3 Granulometría	57
6.1.4 Experimentos de adsorción	58
6.1.4.1 Velocidad de adsorción	58
6.1.4.2 Densidad de sitios.....	59
6.1.4.3 Constante y reacción de adsorción	61
6.2 Modelación química.....	63
6.2.1 Calibración	63
6.2.2 Simulación de escenarios de adsorción de Pb	64
6.3 Estimación de riesgo	68
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	70
8. ANEXOS.....	72
9 REFERENCIAS.....	76

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1 Reportes de calidad de agua y sedimento en el Lago de Pátzcuaro.....	13
Tabla 4.1 Límites permisibles del Pb.....	35
Tabla 5.1 Condiciones experimentales para determinar la velocidad de adsorción.....	47
Tabla 5.2 Condiciones experimentales para la determinación de la concentración de sitios.....	48
Tabla 5.3 Condiciones experimentales para determinar la constante y reacción de adsorción...	50
Tabla 5.4 Parámetros de entrada para la calibración (HYDRAQL).....	52
Tabla 5.5 Escenarios de simulación.....	54
Tabla 6.1 Caracterización de la muestra.....	56
Tabla 6.2 Componentes del sedimento y su significado ecológico.....	57
Tabla 6.3. Resultados del experimento de adsorción de Pb en función del tiempo de reacción.....	58
Tabla 6.4 Resultados del experimento de la adsorción de Pb en función de la concentración de sedimento.....	59
Tabla 6.5. Resultados del experimento de la adsorción de Pb en función del pH y la fuerza iónica.....	62
Tabla 6.6. Comparación entre constantes de adsorción de Pb en diferentes matrices.....	64
Tabla 6.7. Estimación de riesgo.....	69

ÍNDICE DE FIGURAS Y GRÁFICOS

Figura 3.1 Municipios de la cuenca del lago de Pátzcuaro.....	7
Figura 5.1. Componentes del proyecto y su interrelación.....	40
Figura 5.2. Sitios de muestreo en el Lago de Pátzcuaro.....	41
Figura 5.3 Representación del Método de la Dilución Isotópica.....	45
Gráfico 6.1. Comportamiento de la adsorción de Pb en función del tiempo.....	59
Gráfico 6.2. Ajuste de resultados mediante el método de van den Berg y Kramer.....	61
Gráfico 6.3. Porcentaje de adsorción de Pb, variando pH e I.....	62
Gráfico 6.4 Calibración del modelo HYDRAQL para la adsorción de Pb.....	63
Gráfico 6.5. Concentración de Pb disuelto como función de diferentes profundidades (Escenario 1)	65
Gráfico 6.6. Concentración de Pb disuelto como función de diferentes profundidades (Escenario 2).....	66
Gráfico 6.7. Concentración de Pb disuelto en agua intersticial (Escenario 3 y 4)	67

RESUMEN

El Lago de Pátzcuaro representa el destino final de la contaminación originada en la cuenca, donde el agua superficial está siendo contaminada por descargas domésticas, agrícolas e industriales.

El objetivo principal del presente trabajo es evaluar la posibilidad de que el plomo contenido en los sedimentos represente otra fuente de contaminación del Lago de Pátzcuaro durante la resuspensión de sedimentos, esto bajo diferentes escenarios. Con esta finalidad se determinan las características físicas y químicas de los sedimentos provenientes del lago.

Entre las características del sedimento se evalúan el pH, materia orgánica, granulometría y componentes del sedimento. También se realizan experimentos de adsorción de plomo en los sedimentos bajo diferentes condiciones experimentales, como pH y fuerza iónica, con los que se determina la velocidad de absorción, la concentración de sitios superficiales, la constante y reacción de adsorción intrínseca.

Con la caracterización de los sedimentos y las reacciones de adsorción se obtienen datos para la utilización del modelo PHREEQC para simular la resuspensión de sedimento contaminado con plomo y su incorporación a la columna de agua. Con los resultados obtenidos de la simulación se determina el riesgo de contaminar el agua del lago mediante la resuspensión de sedimentos contaminados con plomo.

De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, se determinó que existe riesgo de contaminación con plomo en el agua intersticial y durante la resuspensión en las zonas más someras del lago, esto ocurre cuando prevalecen condiciones reductoras.

ABSTRACT

Patzcuaro's Lake represents the final destiny of the pollution originated in the basin, where surface water is being polluted by domestic, agricultural and industrial discharges.

The mainly aims of this work is to evaluate the possibility that lead contained in sediments represents another pollution way of Patzcuaro's Lake during the sediment resuspension, this under different scenes. With this purpose is being determined the physical and chemical characteristics sediments from the lake.

Among sediment's characteristics, it is evaluated the pH, organic matter, particle size and some sediment's components. Also are being done some experiments of adsorption of lead in sediments under different conditions like pH and ionic strength, which determines the rate of adsorption, concentration of surface sites and reaction intrinsic adsorption.

With the sediment's characterization and adsorption reactions is obtained for using PHREEQC model to simulate the sediment's resuspension contaminated with lead and its incorporation to water column. With this results are decided the risk of contaminating water lake's by means of contaminated sediments with lead.

According to the results obtained in this work, it was determined that risk of pollution exists with lead in the intermediate water and during the resuspension in most shallow zones of the lake, this happens when they prevail determine reducing conditions.

1. INTRODUCCIÓN

Los sedimentos han sido considerados como fuentes no puntuales de contaminación ambiental (Baudo *et al.*, 1990). En los cuerpos de agua, un lago específicamente, existen procesos que causan la migración de contaminantes en sedimentos, estos contaminantes poseen grandes tiempos de residencia. Los contaminantes que entran como átomos disueltos o moléculas son removidos de la columna de agua a través de: procesos químicos, como la precipitación y coprecipitación y, procesos biológicos, como el consumo por la biota del lago; por otro lado, las partículas resultantes de estos procesos experimentan la acumulación, la sedimentación y la resuspensión, acompañados de una serie de reacciones que afectan la partícula asociada al contaminante. Por lo general, las concentraciones de contaminantes encontradas en los sedimentos son generalmente mayores que en la capa de agua superior.

Los lagos poseen cierta capacidad de asimilación, sin embargo, esta capacidad de asimilación es limitada. A cierto nivel de acumulación la capacidad de asimilación de los sedimentos se agota debido a la sobrecarga de contaminantes descargados, aumentando su concentración en fase acuática.

La resuspensión de sedimentos representa un gran impacto en la calidad del agua de los lagos, ya que incrementa la concentración de los sólidos suspendidos en el agua. En el caso de los lagos poco profundos, profundidad media de 0.6 a 8.9 m, (por ejemplo, el Lago de Pátzcuaro) estos son particularmente más vulnerables a los efectos de la resuspensión, ya que el viento induce la formación de olas que provocan agitación y mezcla en los cuerpos de agua (Horppila y Nurminen, 2005).

Los metales pesados forman parte de algunas fuentes antropogénicas, principalmente industriales; los cuales, representan un riesgo para la biota marina, el hombre y el medioambiente en general. Bajo este escenario, los sedimentos, uno de los principales reservorios de metales pesados, actúan como fuentes secundarias de contaminación en el ambiente acuático, ya que los metales pesados son transportados preferencialmente sobre la materia particulada que se encuentra en los sedimentos. El hecho de que los metales pesados se encuentren, por lo general en los sedimentos hace que el análisis de la fracción biodisponible se utilice como indicador para la detección de la contaminación ambiental de origen antropogénico.

1.1 Justificación

Durante décadas, las aguas de los lagos han sido utilizadas como receptores de desechos humanos e industriales. Los contaminantes provienen directamente de hogares, industrias y plantas de tratamiento de aguas residuales, o indirectamente de la contaminación del aire, derrames de petróleo y escurrimientos que lavan zonas urbanas, industriales y agrícolas.

Los signos más evidentes de la contaminación acuática, son lagos cubiertos con algas, residuos flotantes, alteración del color del agua y malos olores.

El Lago de Pátzcuaro, localizado en el estado de Michoacán, es afectado por algunos de los problemas anteriormente mencionados, como consecuencia de los múltiples usos antropogénicos a los que está expuesto. Entre ellos el ser receptor de agua residuales con escaso o nulo tratamiento y recibir descargas no puntuales provenientes de la agricultura. Entre los contaminantes que ingresan al lago se encuentran algunos persistentes, estos se acumulan en los sedimentos y al existir un aumento en el potencial hidrógeno o durante la resuspensión de sedimentos (aumento de sólidos suspendidos), es posible que se incorporen a la columna de agua y como consecuencia a esto ocurran alteraciones en el medio acuático.

1.2 Objetivos

Objetivo General:

Estimar el riesgo de contaminar el agua del Lago de Pátzcuaro por presencia de Pb durante la resuspensión de sedimento por la acción del viento.

Objetivos Específicos:

- Determinar la adsorción de Pb en sedimentos del Lago de Pátzcuaro.
- Estimar la constante de adsorción del Pb, para los sedimentos de Lago de Pátzcuaro.
- Definir escenarios de la calidad del agua en el Lago de Pátzcuaro.
- Estimar la liberación de Pb en sedimentos del lago.
- Simular la distribución de plomo por la resuspensión de sedimentos.
- Estimar la contaminación del agua en el Lago de Pátzcuaro durante la resuspensión de sedimentos utilizando la simulación numérica.

1.3 Alcances

El alcance de esta tesis consiste en estimar el riesgo de contaminar el agua del Lago de Pátzcuaro con Pb durante la resuspensión de sedimentos originada por la acción del viento, bajo diferentes escenarios de profundidad.

2. ANTECEDENTES

El Lago de Pátzcuaro, presenta problemas de contaminación debido a los asentamientos humanos y a las actividades productivas que se desarrollan alrededor de él (Contreras *et al.*, 2002), ésto ha generado problemas con el aprovechamiento de los recursos de la cuenca y ha ocasionado que sea un receptor de aguas residuales crudas, lo cual agrava el problema. Además, constantemente recibe descargas no puntuales provenientes de la agricultura (Cordova y García, 2008). Otro de los problemas que se presenta es el constante dragado realizado en el lago, con la finalidad de desazolver los sedimentos, ya que esta acción causa la resuspensión del mismo, ocasionando contaminación.

Los metales pesados que se encuentran en el lago provienen de fuentes puntuales y difusas, entre ellos se encuentra el plomo (Pb); el cual es utilizado en la producción de alfarería. En Santa Fe de la Laguna (poblado cercano al lago) existen alrededor de 650 alfarerías, gran porcentaje de ellas no cuenta con alcantarillado, lo cual trae como consecuencia que los residuos sean descargados sin tratamiento previo al lago (IMTA, 2004).

Un buen indicador del origen de los contaminantes en el medio acuático, así como de los impactos que se puedan producir en la biota, es la determinación de metales en sedimentos (Medina *et al.*, 2004). Algunos estudios realizados en el lago, (Israde y Garduño, 2001; Chacón, 2001; Córdoba y García, 2008), muestran concentraciones de Pb por encima de lo establecido en las Guías de Calidad para la Protección de Vida Acuática en Sedimentos de Canadá (CCME, 2002).

Los metales pesados se encuentran dentro de los contaminantes prioritarios enumerados por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1979) y del Registro Internacional de Sustancias Potencialmente Tóxicas (IRPTC); el interés acerca de estos se centra en el arsénico, cadmio, plomo y mercurio, debido a sus posibles efectos carcinogénicos en humanos (UNEP, 2002)

El Pb es un metal pesado, de baja temperatura de fusión, el cual raramente es encontrado en la naturaleza en la forma de metal puro, generalmente se encuentra

combinado con otros dos o más elementos formando compuestos de plomo (ATSDR, 2005). El plomo y sus aleaciones, son componentes comunes de tuberías, pesas, proyectiles y municiones, revestimientos de cables y láminas usadas para proteger de la radiación, baterías para automóviles y otros vehículos. Los compuestos de plomo son usados como pigmentos en pinturas, en barnices para cerámicas y en materiales de relleno (OECD, 1993). Así como también, el tetraetilo de plomo ha sido utilizado como antidetonante de gasolinas, en México se dejó de utilizar en el año de 1990 (Bueno *et al.*, 2005).

En el aspecto ambiental, el Pb provoca la alteración de ecosistemas acuáticos, lo que trae como consecuencia daños a personas que consuman agua o productos contaminados con este metal. La acumulación de este tipo de contaminante en lagos, ríos y mares, provoca diferentes efectos en las características químicas y biológicas (WHO, 1989).

3. ZONA DE ESTUDIO

Una de las regiones más notables de México por sus características ecológicas, importancia ecológica, cultural, geológica, antigüedad y carácter endorreico, es la cuenca del Lago de Pátzcuaro (SEMARNAT, 2008). El crecimiento de las actividades productivas en el lago, representa actualmente un deterioro ocasionado por una disminución de nivel, abundancia de plantas acuáticas, menor calidad del agua y desaparición de especies pesqueras tradicionales (Banderas y González, 1991).

Este apartado se refiere a la descripción de la zona de estudio, en cuanto a su ubicación y algunas generalidades tanto de la cuenca como de los alrededores del embalse.

3.1 Ubicación

El Lago de Pátzcuaro se localiza en la porción sureste del Altiplano Mexicano a 57 km al noroeste de la ciudad de Morelia y a 360 km al noroeste de la Ciudad de México, entre los paralelos 19° 32' y 19° 42' de latitud N y 101° 32' y 101° 43' de longitud W, a una altura de 2,035 m sobre el nivel del mar. Tiene forma de C alargada, en sentido noroeste – suroeste, con una longitud máxima de 19.75 km y dos ensanchamientos: uno en la parte norte, denominado seno de Quiroga, con 10 km de longitud en su eje noroeste – suroeste, y otro del lado sur que abarca los senos de Ihuatzio y Erongarícuaro, con una longitud de 3.9 km en su eje noroeste – suroeste y de 7.2 km respectivamente (Contreras *et al.*, 2002).

El Lago de Pátzcuaro se extiende a lo largo de los municipios Pátzcuaro, Erongarícuaro, Quiroga y Tzintzuntzan, incluyendo también las localidades de Pichátaro (Tingambato) y San Isidro (Nahuatzen).

En total, existen 122 asentamientos poblacionales, de los cuales destacan: la ciudad de Pátzcuaro, que concentra el 37.9% del total de la población de la cuenca y Quiroga el 10.5%. El crecimiento acelerado de estas dos ciudades en los últimos años ha provocado una desmedida demanda de servicios urbanos. En las cabeceras municipales de Erongarícuaro y Tzintzuntzan; en la isla de Janitzio, y en otros centros importantes de población como San Jerónimo, Santa Fe, Uricho, Puácuaro e Ihuatzio, es evidente la falta de ordenamiento del territorio y de planificación de su territorio (SEMARNAT, 2008).

3.1.1 Características generales

La región del Lago de Pátzcuaro es una cuenca cerrada (tipo endorreico), con marcadas pendientes y abrupta topografía; las entradas de agua al vaso lacustre se derivan de la lluvia estacional y de la infiltración, así como de algunas corrientes superficiales y subterráneas, por lo que las variaciones de nivel son continuas. La cuenca que comprende el lago, tiene una extensión total aproximada de 1,000 kilómetros cuadrados, de los cuales sólo el 10% corresponde al espejo del lago, y está constituida por los municipios de Coeneo, Huiramba, Lagunillas, Nahuatzen, Tingambato, Erongarícuaro, Pátzcuaro, Quiroga, y Tzintzuntzan, como se puede observar en la Figura 3.1.

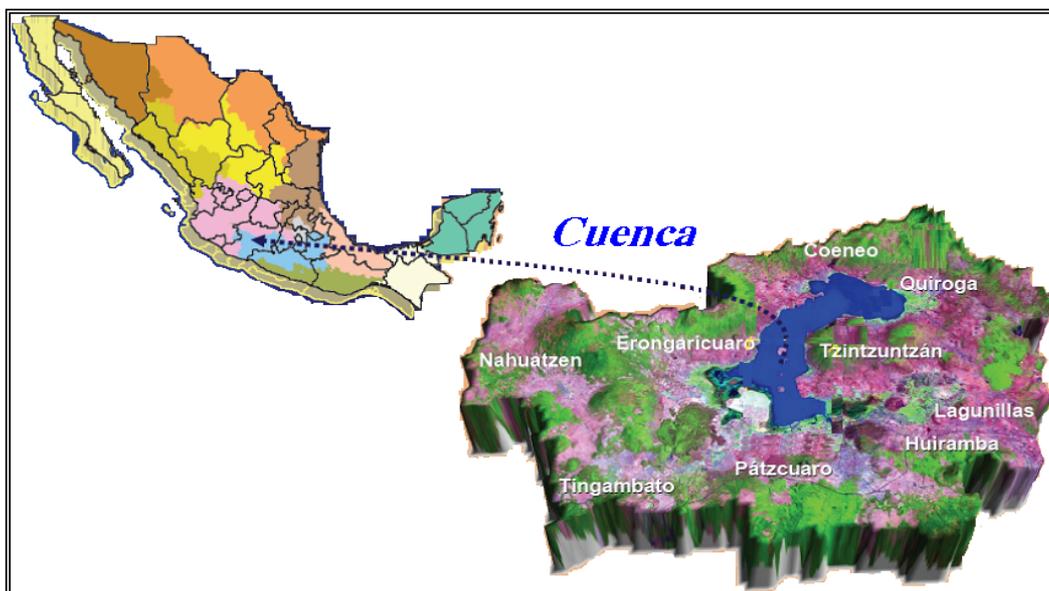


Figura 3.1 Municipios de la cuenca del Lago de Pátzcuaro

El Lago de Pátzcuaro es un lago tropical de alta montaña con importantes variaciones en su profundidad, debido a su topografía y a la permanente sedimentación de materiales acarreados por la acción del agua y del viento; el lago tiene una área total de 9,000 hectáreas, una longitud máxima de 19.75 kilómetros dirección SSO – NNE, un ancho máximo de 10.9 kilómetros, un perímetro de 114.1 kilómetros y un volumen de 388'140,000 metros cúbicos. Alcanza la mayor profundidad en el seno de Quiroga (11 y 12 metros) y las menores en los senos de Ihuatzio y Erongarícuaro, en la porción sur y suroeste, en donde varía entre los 2 y 4 metros. Las profundidades medias (5 metros) corresponden al cuello del lago, donde se encuentran las islas de Janitzio, Tecuén, Yunuén y Pacanda (Córdova, 2007).

Con el paso del tiempo, el lago ha perdido profundidad, lo que ha provocado que algunas islas se hayan integrado a tierra firme. Actualmente posee ocho islas, siendo la isla de Jarácuaro la de mayor extensión y la que está conectada a tierra firme por un camino de terracería y piedra que ha obstruido el sistema de circulación del lago (SEMARNAT, 2008).

El Lago de Pátzcuaro es un lago con mezclas permanentes (polimíctico). Presenta altos índices de turbidez debido a la presencia de terrígenos de origen volcánico, descargas de origen doméstico, agrícola y municipal y al incremento acelerado en las cargas de erosión (CENTROGEO, 2005). La atenuación y dispersión de la luz solar en el lago se debe a los materiales de origen alóctono.

El clima en el Lago de Pátzcuaro es templado subhúmedo y se puede encontrar temperaturas entre 15 y 25°C, con lluvias en verano y la temperatura más cálida antes del mes de junio (CONABIO, 2006)

Alguna de las aportaciones superficiales que ingresan al lago son los arroyos Chapultepec (Tzurumútaru), Santa Fe, Quiroga, Ajuno y Huinzio (San Francisco Úrico). De los arroyos antes mencionados, el único que tiene un régimen perenne es el Chapultepec, con caudales que oscilan entre 0.5 y 1.0 m³/s (Izurieta, 2002).

3.1.2 Problemas ambientales

La problemática ambiental en el Lago de Pátzcuaro se ha agudizado con el tiempo, lo cual ha sido provocado por diversas causas y factores, lo que ha traído como consecuencia una alteración en las condiciones naturales del mismo (Contreras *et al.*, 2002).

El desarrollo urbano, la expansión de la superficie agrícola y la actividad turística producen una gran cantidad de desechos que se acumulan en diversos sitios o se emiten como descargas contaminantes hacia las zonas ribereñas, entrando al lago de las siguientes maneras:

- Aguas residuales municipales conducidas por emisores, generalmente vertidas sin tratamiento previo, originadas por las actividades humanas realizadas en la ribera del lago, las cuales contienen agroquímicos, grasas y aceites empleados por vehículos acuáticos, así como basura derivada de actividades turísticas.

- Quiroga y Pátzcuaro, destacan como las principales fuentes de descargas domésticas. Se estima que en total se descarga diariamente al lago un volumen de 28 mil 429 m³ de aguas negras.
- Causes pequeños de arroyos, los cuales arrastran agroquímicos y sólidos sedimentables desde partes altas de la cuenca.
- Fertilizantes y plaguicidas, que son descargas altamente nocivas.

Los agroquímicos utilizados para controlar las plagas pueden causar daño al ecosistema de dos maneras: (1) por acarreo hasta presas o canales, donde se acumulan y afectan tanto a la vegetación como a los organismos que se alimentan de ella; y (2) por acarreo hacia los cuerpos de agua donde son consumidos por los organismos acuáticos. En la cuenca se utilizan algunos pesticidas considerados de alto riesgo por los miembros de la Red de Acción contra Pesticidas (PAN, por sus siglas en inglés) (SEMARNAT, 2008). Datos obtenidos por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, indican que anualmente el lago recibe 5,500 litros de pesticidas y 2,856 toneladas de fertilizantes, esto sin contar los ácidos, el plomo, el cadmio, la pintura y otras sustancias que se utilizan en la alfarería (García, 2007).

Por efecto de la sobreexplotación de los recursos naturales y la constante contaminación, el lago y la cuenca a la cual pertenece, han sufrido un grave deterioro ambiental, los siguientes datos dan una idea de la dimensión de la problemática por la cual atraviesa el lago y la cuenca del mismo:

- Erosión: esta afectación es presentada por gran parte de los suelos de la cuenca, lo que produce una significativa acumulación de azolves en el lago (1cm.año⁻¹ – 1.2 Mm³.año⁻¹)
- Reducción de la superficie y profundidad del lago. En el lago, en los últimos 50 años, se ha registrado una disminución de 2.6 m de profundidad y ha perdido 40 km² de la superficie.
- Falta de infraestructura de saneamiento. Esta deficiencia ha ocasionado que se tenga una importante contaminación difusa debido a una parcial cobertura de alcantarillado, uso inadecuado e ineficiente de fosas sépticas y letrinas y el fecalismo al aire libre (el cual produce escurrimientos con alto contenido de materia orgánica en época de lluvias).
- Contaminación de suelo y agua. El lago, algunos manantiales cercanos y grandes superficies de tierra, presentan altos niveles de contaminación debido a: el 70% de

las aguas residuales urbanas y rurales no son tratadas, las descargas de drenes agrícolas y al 33% de basura que no es colectada.

- Carga orgánica en el lago. La contaminación por cargas orgánicas y nutrientes, se debe a las descargas de aguas residuales sin tratar o con tratamiento deficiente y a la contaminación difusa proveniente de toda la ribera del lago.
- Carga interna. La constante y cada vez mayor, acumulación de sedimentos contaminados en el fondo del lago, producto de los arrastres de suelo por erosión de la cuenca alta, tiende a superar la capacidad de restauración natural del mismo.
- Deterioro de la calidad del agua del Lago de Pátzcuaro. Como consecuencia de la contaminación, el agua del lago presenta alta turbidez y concentración de nutrientes en lugares puntales, ensalitramiento y abatimiento del nivel de oxígeno disuelto en algunas zonas específicas (IMTA, 2004c).

Algunos de los compuestos (metales pesados, materia orgánica, entre otros) provenientes de la cuenca hidrográfica son recibidos por los sedimentos y son tóxicos. Estos compuestos al ser resuspendidos e incorporados a la columna de agua se tornan peligrosos para la fauna acuática y para las comunidades que hagan uso del agua del lago.

Tipos de descargas que ingresan al lago

El Lago de Pátzcuaro recibe constantes descargas de contaminación provenientes de las poblaciones aledañas a éste, las cuales pueden ser tanto puntuales como difusas. Algunas de estas descargas (Israde y Garduño, 2001) son las siguientes:

a) Talleres mecánicos y de serigrafía

Los talleres mecánicos producen, principalmente, desechos como: aceite quemado, anticongelante, grasa y desechos de origen químico. Los desechos líquidos por lo general son depositados en tambos metálicos, mientras que los desechos sólidos se confinan en cajas de cartón y bolsas de plástico, el destino de estos residuos es el relleno sanitario de Pátzcuaro – Erongarícuaro y algunos tiraderos a cielo abierto.

Los talleres de hojalatería y pintura automotriz, producen principalmente restos de pintura y solventes, los cuales se depositan junto a la basura doméstica. La pintura que es desprendida de los automóviles va directamente a los camiones de colecta de basura urbana.

Los desechos producidos por los talleres de serigrafía son de origen químico (reveladores, tintas y fijadores), los cuales junto con las estopas que son empleadas son depositados en los camiones colectores y por lo general, son arrojados a los drenajes ya que comúnmente no son reciclados.

La mayoría de los desechos que son confinados en los rellenos sanitarios o tiraderos a cielo abierto, provocan la generación de lixiviados los cuales por infiltración o escurrimientos es muy probable lleguen al lago.

b) Tabiqueras

La contaminación que se origina de este tipo de empresas (por humos y partículas suspendidas en la atmósfera) proviene de los procesos de combustión, ya que para optimizar el proceso se utiliza aserrín, excremento animal y en ocasiones llantas y resinas. Este tipo de contaminación puede llegar a afectar al lago por deposición atmosférica.

c) Fertilizantes y Agroquímicos

Los componentes principales de los fertilizantes que se aplican y distribuyen en el margen sureste del lago son de origen químico.

Los agroquímicos utilizados para controlar plagas abarcan una amplia gama de productos de acuerdo con el cultivo, la época de aplicación y el tipo de plaga. La utilización de agroquímicos ha sido excesiva en los últimos años, en el Plan Pátzcuaro 2000 (Ávila, 1996), se indica que el nivel de residuos tóxicos en la región es de alto a crítico: 5,533 litros de pesticidas y 2,856 toneladas de fertilizantes al año.

d) Rastros

Los rastros establecidos en la cuenca probablemente originan el desarrollo de patógenos y un aumento considerable en la concentración de materia orgánica. Todos los residuos y escurrimientos provenientes de éstos son vertidos en las corrientes a cielo abierto y drenajes, los que tienen como destino las aguas del lago.

e) Tiraderos

Otra fuente de contaminación son los tiraderos de basura, ya que en los lixiviados que se producen contienen contaminantes de origen humano que pueden ingresar al lago.

f) Aguas Residuales

La generación de agua residual por lo general se descarga a la red de alcantarillado existente, pero en algunos lugares no existe por lo cual está agua es descargada a las barrancas ó cauces que confluyen al Lago de Pátzcuaro. Esta práctica es recurrente en las localidades lacustres urbanas (Ávila, 1996).

Las descargas de aguas residuales sin tratar provienen de quince sitios, incluyendo Pátzcuaro y Quiroga y la contaminación difusa en toda la ribera del lago aporta una gran cantidad de contaminación por carga orgánica y nutrientes al lago, produciendo mayor deterioro en la porción sur (IMTA, 2004b).

g) Otros

En establecimientos como tintorerías, estéticas y negocios de pinturas, los principales desechos son de origen químico (limpiadores, tintes, peróxidos, fijadores, solventes, pinturas secas y resinas), los cuales son depositados en drenajes o quemados al aire libre.

Existen dos pequeñas poblaciones en el entorno del lago que destacan por su vocación alfarera: Tzintzuntzan y Santa Fe de la Laguna. Tan sólo en Santa Fe de la Laguna hay 650 alfarerías con productos similares en cuanto a diseño y capacidad. El insumo principal para el recubrimiento de la superficie de las piezas horneadas es el óxido de plomo. Los residuos generados son descargados en el lago sin tratarse.

3.1.3 Alteraciones

La disminución de la profundidad del lago, el aumento de turbidez, el aumento en la sedimentación y salinización del vaso son algunos de los problemas principales que provocan alteraciones en el lago, entre ellas el estado trófico que presenta actualmente.

El grave proceso de deterioro no sólo amenaza al lago, sino también la calidad de vida de la población y la integridad de sus recursos naturales: agua, bosque, suelo y vida silvestre. Por ejemplo, están en riesgo de extinción cuatro especies acuáticas, entre ellas el pez blanco y 32 vegetales terrestres (SEMARNAT, 2008).

La cantidad de sedimentos que se encuentran en el lago es cada vez mayor, lo que puede ocasionar que debido a la tendencia de estos a acumular, probablemente exista

una sobrecarga de contaminantes, los cuales en cualquier momento puedan ser incorporados a la columna de agua del lago, no sólo como el componente que originalmente ingresó, sino como un nuevo compuesto o compuestos más tóxicos; esto puede originar que, paulatinamente, el lago tenga una forma más de contaminación. El Pb ingresa al lago por medio de las descargas de aguas residuales, de fuentes puntuales principalmente y en menor proporción de fuentes difusas de contaminación.

Se demostró en investigaciones anteriores que el plomo rebasa el límite establecido, en lo que respecta a sedimentos, en las Guías de Protección de la Vida Acuática (CCME, 2002). La Tabla 3.1 muestra algunos de los datos reportados en lo que respecta a la calidad del agua y sedimentos del Lago de Pátzcuaro.

Tabla 3.1 Reportes de calidad de agua y sedimento en el Lago de Pátzcuaro

PROYECTO	Concentración de Pb en agua (mg L⁻¹)	Concentración de Pb en sedimentos (mg kg⁻¹)
IMTA (2004a)	< 0.10	24.9 – 35.4
García (2007)	-----	24.0 – 36.8
Chacón (2001)	0.10	26.5 – 37.1

4. MARCO TEÓRICO

En este capítulo se trataron algunos conceptos que resultaron útiles para la realización y comprensión del presente trabajo.

4.1 Perturbaciones en cuerpos de agua

El término “perturbación” o “disturbio” puede definirse como un evento más o menos moderado en el tiempo y en el espacio que altera la estructura de las poblaciones, de las comunidades o del ecosistema; produciendo cambios en la disponibilidad de recursos o en el ambiente físico (Pickett *et al.*, 1999). En un cuerpo de agua, perturbación se entiende como el efecto natural o artificial que es producido o generado por una interferencia en su comportamiento normal (Chatellenaz *et al.*, 1994).

4.1.1 Fuentes de contaminación

El vertido de agentes contaminantes en el medio ambiente, no sólo incide en el entorno inmediato, sino que se dispersa al diluirse a través de la atmósfera y las aguas, para posteriormente llegar y formar parte de las redes tróficas del ecosistema (Ramos *et al.*, 1994).

4.1.1.1 Definición de contaminación del agua

La contaminación del agua se entiende como el deterioro sufrido por ésta, lo cual provoca modificaciones en sus características físicas, químicas o biológicas, y trae como consecuencia efectos nocivos en la salud del ser humano o en su bienestar (Jiménez, 2001). Es ocasionada por la presencia de uno o más contaminantes (materia o energía en cualquiera de sus estados) en el ambiente acuático, que al incorporarse o actuar en este medio, alteran o modifican la composición y condición natural (LGEEPA, 2001).

La contaminación puede ser producida de dos maneras: por eventos naturales o bien por actividades del ser humano.

4.1.1.2 Fuentes de contaminación puntuales

Son aquellas fuentes en las cuales es más sencillo detectar la procedencia de los contaminantes, es decir, el sitio de la descarga. En esta categoría se incluyen las descargas en aguas residuales crudas de zonas urbanas, entre las que destacan: aceites provenientes de servicios automotrices, detergentes, desechos de actividades artesanales tales como el horneado con plomo de piezas de cerámica (greta), curtidurías, teñido de textiles, laqueado y pegado de suelas de zapatos. También son consideradas fuentes puntuales, las plantas de tratamiento de aguas residuales y las obras civiles y de dragado que remueven lodos del substrato de los lagos (Israde y Garduño, 2001). En resumen, las fuentes puntuales son aquéllas donde la contaminación proviene de una determinada área que es de fácil recolección o concentración.

4.1.1.3 Fuentes de contaminación difusas

Las fuentes de contaminación difusas o no puntuales son aquellas en las que el punto de ingreso a determinado cuerpo de agua no está definido (Israde y Garduño, 2001), éstas se asocian a menudo a escorrentías de lluvias y por tanto tienen la misma naturaleza variable (Nemerow y Dasgupta, 1998).

Cuando las cuencas de los lagos han sido desprovistas de su cubierta vegetal y han perdido parte de su suelo, los residuos de pesticidas y agroquímicos son transportados fácilmente hasta depositarse en el fondo de cuerpos de agua (Israde y Garduño, 2001). Algunos de los elementos del suelo que son arrastrados, pueden constituir fuentes de contaminación, van desde arcillas (los suelos más finos) hasta gravas o bloques de mayor magnitud, lo que depende de la energía de las corrientes. En este tipo de fuente, la contaminación no está centrada en un sólo lugar, por lo que no se sabe con exactitud de dónde proviene.

4.1.1.4 Clasificación de contaminantes en un cuerpo de agua

Los contaminantes que se vierten a las aguas como resultado de las actividades domésticas, comerciales, industriales y agrícolas se pueden agrupar de varias maneras. Una forma de agruparlos es considerando el tipo de compuesto que integra la contaminación:

- a) Contaminación orgánica, es producida por la descarga de grandes cantidades de materia orgánica (compuestos formados principalmente por carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno).
- b) Contaminación inorgánica, es originada por la presencia de sustancias químico-inorgánicas de origen antropogénico o natural. En los lagos, la acumulación de partículas transportadas por el viento y el aporte de material del cauce de los ríos produce un aumento natural de la cantidad de nutrientes inorgánicos (sulfatos y fosfatos) a lo largo de los años, lo que provoca la denominada eutroficación. Las actividades humanas mal desarrolladas como las descargas de desechos domésticos e industriales, provocan una rápida acumulación de sustancias inorgánicas y una aceleración en el proceso de eutroficación. Entre los principales contaminantes inorgánicos se encuentran los detergentes (alto contenido de fósforo), fertilizantes artificiales y combustibles fósiles (alto contenido de hidrógeno).
- c) Contaminación tóxica, es ocasionada por compuestos tóxicos, como ciertos metales (zinc, cobre, cadmio, plomo y mercurio), aniones (cianuros y sulfuros), compuestos orgánicos (pesticidas, herbicidas, fenoles, PCB), etc.
- d) Contaminación microbiológica, es provocada cuando la descarga de efluentes contiene microorganismos (bacterias, virus y protozoos) que pueden causar daño a la salud del ser humano, tanto al consumir el agua como al estar en contacto con ella (Beltrami, 2001).

Los diversos contaminantes que pueden descargarse en el medio acuático son provenientes en gran mayoría de las descargas de aguas residuales y residuos provenientes de las industrias.

4.2 Sedimentos

Los sedimentos constituyen una parte fundamental para conocer el grado de contaminación en sistemas acuático por metales pesados. En los sedimentos, se realizan dos tipos de determinaciones: concentración total de metales pesados, la cual proporciona información acerca del progreso del nivel de contaminación y, la especiación, el estudio mediante el cual se obtienen las diferentes formas químicas en las que se encuentra el metal (Rosas, 2001).

En los sistemas acuáticos naturales, algunos de los contaminantes (metales pesados, pesticidas e hidrocarburos) poseen una alta afinidad a la materia particulada y en consecuencia, se pueden encontrar enriquecidos en los sedimentos. En la fracción fina de los sedimentos se encuentran los minerales arcillosos y la materia orgánica, es en esta fracción donde se asocian los contaminantes principalmente (Hansen y León, 1995).

4.2.1 Definición

El sedimento es un término general usado para describir material suspendido y depositado. En general, todas las aguas naturales contienen una amplia variedad de material suspendido.

En sistemas acuáticos los sedimentos incluyen toda clase de partículas materiales que llegan a un lago por escurrimientos o viento, o son formadas en el cuerpo de agua por sí mismo. El proceso de la diagénesis (alteraciones) puede ser definida como la inclusión de procesos físico-químicos que toman lugar dentro de los sedimentos que dan origen a la formación de nuevos compuestos.

Dentro de la composición de los sedimentos se pueden encontrar compuestos orgánicos e inorgánicos, ambos provenientes de fuentes dentro o fuera del cuerpo de agua. Por lo general, la materia orgánica está compuesta de microorganismos, restos de macrófitas y otros organismos, así como también productos de la erosión y disolución provenientes de rocas, lechos rocosos o márgenes de los cauces y compuestos como FeO (ó Fe(OH)_3), SiO_2 , y CaCO_3 (los cuales pueden llegar por fuente externa o ser formados en el agua a partir de productos solubles o compuestos) (Golterman, 1983).

Tanto los ríos como los lagos contienen sedimentos orgánicos y sólidos suspendidos provenientes de las aguas de desecho, tanto municipales, rurales o de la agricultura. Estos desechos están formados por carbohidratos, proteínas, ácidos nucleicos, enzimas, lípidos y muchos otros compuestos orgánicos de sistemas vivientes. La industria manufacturera y la industria química descargan una enorme cantidad de compuestos orgánicos a cuerpos de agua naturales, como son aceites, plastificantes y polímeros, entre otros.

4.2.2 Clasificación

La clasificación de los sedimentos se puede realizar con base en su tamaño, composición, tipo de contaminación y origen, por mencionar algunos.

4.2.2.1 Sedimentos de ríos

Los arrastres de materia particulada en un río se originan por la corriente, éstas son transportadas en el fondo o en el seno de la corriente, todo esto en función de la velocidad y la profundidad.

El sedimento de un río depende de la velocidad a la que es transportado; por ejemplo, la energía en un río caudaloso es grande, por lo tanto, grandes fragmentos de sedimento y de grava son depositados, mientras que las partículas de sedimento de menor tamaño son arrastradas. El sedimento es movido continuamente por el río y eventualmente cada fragmento se redondea (UCAR, 2004).

A las partículas que se mueven rozando el fondo con frecuencia, donde las distancias entre los contactos sucesivos son pequeñas, se le considera arrastres de fondo. Por otro lado, las partículas suspendidas se mueven en el seno de la corriente según trayectorias complejas, recorren grandes distancias entre los sucesivos contactos con el fondo.

Varios contaminantes orgánicos persistentes y algunos metales pesados, se adhieren de manera preferente al material suspendido, para finalmente acumularse en los sedimentos de ríos.

4.2.2.2 Sedimentos de lagos

Los lagos reciben paulatinamente sedimentos y nutrientes, como fosfatos y nitratos por arroyos y aguas de escorrentías. Los sedimentos se van depositando en el fondo, mientras que los nutrientes provocan la eutrofización del lago originando el crecimiento de algas y otros seres vivos que, al morir, van al fondo del lago.

La cantidad de sedimentos que se depositan en los lagos provenientes de los alrededores es importante, muchos de estos aportes consisten en aluviones, restos de las actividades humanas (restos de fertilizantes y plaguicidas, basura, detritos

humanos, etc.). Estos aportes poseen grandes cantidades de compuestos formados a base de fósforo, nitrógeno y materia orgánica.

En determinados casos, el aporte de sedimentos puede llenar el fondo y así reducir la profundidad del lago hasta transformarlo en un estanque de aguas someras y posteriormente en un humedal, ya que el movimiento de agua en un lago no es tan grande en comparación con la de un río.

En los lagos, los sedimentos decantan lentamente y con poca perturbación, conservando entre sus capas más profundas información (física, química y biológica) de las condiciones naturales del lago y su cuenca (Cisternas *et al.*, 2000). Mediante la perforación y extracción de columnas de sedimentos se puede tener acceso a este archivo de cambios ambientales (INE, 2006).

Cuando un lago pierde profundidad, las plantas típicas de las orillas (juncos, ranúnculos, cañas, etc.) se extienden más y más. La materia orgánica acumulada en el fondo aumenta.

Los sedimentos de un lago son parte del ecosistema acuático; por lo tanto, las interacciones entre el sedimento y la columna de agua tienen un alto significado (Gunkel, 2003). Los sedimentos actúan como depósito y fuente de nutrientes, por lo tanto, sus características físicas y químicas deben ser consideradas dentro de la evaluación del sistema. Estas características, determinadas a lo largo de un perfil vertical, sirven para definir la historia del desarrollo de un lago. De este modo, la dinámica de los cambios ocurridos puede ser registrada y cuantificada.

4.2.3 Parámetros característicos de los sedimentos

Las reacciones de intercambio entre agua y sedimento de fondo están gobernadas fundamentalmente por el mezclado, la temperatura, el tipo de sedimento, granulometría, pH, entre otros (Maine *et al.*, 1992).

Algunos de los parámetros con los cuales es posible determinar las características o propiedades que posee el sedimento, son granulometría, pH y materia orgánica.

4.2.3.1 Granulometría

La granulometría es la distribución de los tamaños de las partículas de sedimento, y se determina por análisis de tamices (norma ASTM C 136) (ASTM, 2005).

En el caso de sedimentos se tienen dos tipos de granulometría:

- Granulometría uniforme, están clasificadas según su tamaño.
- Granulometría no uniforme, es decir, en las muestras tomadas se incluyen todos los tamaños y formas en una gama de interés según el problema a investigar (García *et al.*, 2000).

Por su comportamiento en la naturaleza, los sedimentos se pueden ser dividir en dos grupos:

- Sedimentos finos, con partículas más pequeñas que $50\mu\text{m}$, subdivididas en limos y arcillas.
- Sedimentos gruesos con granos que exceden los 0.05mm y se subdividen en arenas y gravas.

Aproximadamente estos dos grupos difieren en sus propiedades mineralógicas, morfológicas, físico-químicas y mecánicas. Los sedimentos finos principalmente constan de arcillas minerales, materia orgánica, finos granos de cuarzo y partículas carbonatadas. La mineralogía de los sedimentos gruesos en general, es menos variada, ya que consiste principalmente en cuarzos con una mezcla de piedras ígneas y metamórficas. Generalmente los sedimentos gruesos son más o menos partículas redondeadas. El tamaño y forma de las partículas finas es diverso.

En el agua, las partículas tienden a caer al fondo por la acción de la gravedad, la velocidad de descenso depende del tamaño y forma de las partículas, adicionalmente están influenciada por la presencia de soluciones electrolíticas, sustancias orgánicas disueltas y la naturaleza de la superficie de fondo.

En sedimentos gruesos depositados las partículas simplemente están aglomeradas una sobre otra, pero en sedimentos finos, la deposición en flóculos formada por fuerzas inter-partículas, permite una estructura más abierta para la cohesión. Cuanto más finos son los sedimentos, mayor es la concentración de metales acumulados,

fenómeno que se atribuye a la elevada superficie específica que poseen las partículas finas favoreciendo la adsorción (Salomons *et al*, 1984).

Los sedimentos con un alto contenido en arcilla, de hierro y manganeso, poseen la capacidad de inmovilizar contaminantes, esto a través de una serie de reacciones fisicoquímicas; por ejemplo, la arcilla y la materia orgánica adsorben a los metales pesados y los inmovilizan (García y Dorransoro, 2004).

El Pb es uno de los metales pesados que generalmente se encuentra asociado a materiales arcillosos, óxidos de manganeso, materia orgánica e hidróxidos de Fe y Al.

4.2.3.2 pH

El pH del agua sobrenadante y del sedimento controlan la concentración de hierro, aluminio y calcio, así como también las reacciones de sorción-desorción, solubilización-precipitación y oxido-reducción (Valderrama, 1998)

El pH del sedimento es la concentración de iones (H^+) en solución que se encuentran presentes en los poros del sedimento. Es un factor importante en el comportamiento químico de metales y en otros procesos que se llevan a cabo en el sedimento, ya que el pH es un parámetro significativo en la movilidad del catión. En medios con un pH moderadamente alto, se produce precipitación como hidróxidos, caso contrario en medios considerablemente alcalinos puede pasar a la solución como hidroxicomplejos (Páramo, 1996).

En general, los cationes de metales pesados poseen más movilidad bajo condiciones ácidas y un incremento en el pH reduce su biodisponibilidad (Alloway, 1995), existen excepciones en las cuales algunos metales pesados suelen estar más disponibles a pH alcalino (Callender y Rice, 2000).

4.2.3.2 Materia orgánica

Los sedimentos están constituidos por una mezcla de sólidos de fracción arcillosa, arena, materia orgánica y agua intersticial, que ocupa totalmente el volumen de sus poros (Domènech y Peral, 2006).

Todos los sedimentos contienen materia orgánica, aunque el tipo y la cantidad varían considerablemente en dependencia del lugar de procedencia (Alloway, 1992). Por lo

general, la materia orgánica está formada por restos y productos de descomposición tanto de plantas como de animales. Al ingresar a un cuerpo de agua, la materia orgánica se deposita en los sedimentos y forma parte de los ciclos biogeoquímicos entre las interfaces agua/sedimento.

4.2.4 Acumulación de contaminantes en sedimentos

Los contaminantes que ingresan a un cuerpo de agua son depositados en los sedimentos, lo cual ocasiona que éstos puedan ser una fuente potencial de contaminación y resulta probable que se llegue a a la calidad del agua (García *et al*, 2003). Por sedimento contaminado se entiende aquél cuyo estado químico se desvía de la composición normal, es decir, la presencia de un elemento o sustancia presente en concentraciones superiores a las naturales como resultado de la actividad humana y que, por lo tanto, pueden tener un efecto neto negativo en el medio ambiente acuático y en sus componentes (Pérez, 2005).

Los sedimentos y los contaminantes contenidos en ellos, provocan algunas alteraciones en los cuerpos de agua, por ejemplo:

- Altos niveles de turbidez, limitan la penetración de la luz solar en la columna de agua, lo que ocasiona que se limite o impida el crecimiento de las algas y de plantas acuáticas enraizadas.
- Altos niveles de sedimentación, ocasionan la reducción de la profundidad y perturbaciones físicas en las características hidráulicas del cuerpo receptor.
- Los sedimentos son ingeridos directamente por los peces; sin embargo, generalmente los sedimentos finos (en particular, la parte de carbono) constituyen el suministro alimentario de los organismos bénticos (que habitan en el fondo), que, a su vez, sirven de alimento para organismos superiores (FAO, 1997)
- El fósforo y los metales pesados poseen fuerte atracción hacia la partículas de arcilla y a los recubrimientos de estas (como hierro y manganeso).
- Muchos de los contaminantes persistentes, bioacumulables y tóxicos, por ejemplo los compuestos clorados incluidos en muchos plaguicidas, están fuertemente asociados con los sedimentos.

Debido a los procesos fisicoquímicos de precipitación y sedimentación, algunos metales pesados que son introducidos en un sistema acuático son depositados en los sedimentos (Rodríguez y Ávila, 1997), por lo cual es de primordial importancia

establecer el contenido natural que se tiene de esas sustancias y por consecuencia el contenido antropogénico (Salomons *et al*, 1984), por lo tanto los sedimentos juegan un papel importante en el transporte y distribución de las sustancias tóxicas (Hansen y León, 1995; Maya y Hansen, 1995).

La razón de metales pesados distribuidos en fase acuosa experimenta un cambio en el equilibrio hacia la fase sólida, entonces la cantidad total de metales pesados en solución (y algunos otros contaminantes) generalmente disminuye en una dirección aguas abajo bajo condiciones normales de flujo. Los metales pesados son transportados preferencialmente sobre el material particulado y, cuando éste está depositado constituye un reservorio que es en potencia contaminante para la biota a través del contacto directo o por la liberación de contaminantes al cuerpo de agua.

El hecho de que estos metales pesados se encuentren, por lo general, en los sedimentos hace que el análisis de la fracción móvil o biodisponible de este medio pueda utilizarse como indicador para detectar la contaminación ambiental originada por la actividad humana (Hernández *et al.*, 1999); es por esto que, los sedimentos proveen información valiosa sobre la historia de la calidad del cuerpo de agua, el análisis de metales pesados en núcleos de sedimentos, puede ser utilizado para poder interpretar la historia de la contaminación en determinados cuerpo de agua.

El enriquecimiento de los metales en los sedimentos puede ser valorado utilizando técnicas de normalización geoquímica, que consisten en procedimientos para analizar los contenidos de metales en los sedimentos a través de factores de enriquecimiento, respecto a un elemento normalizador y al contenido promedio de metales en la corteza terrestre (Maya y Hansen, 1995). Un gran número de estudios han mostrado que la materia orgánica de los sedimentos en un cuerpo de agua, aparentemente, se une a los metales reduciendo su movilidad.

El Pb al ser introducido en un cuerpo de agua se concentra en el material en suspensión y en los sedimentos de fondo. Aunque los sedimentos remueven grandes cantidades de metales pesados de un agua de río, esto no es suficiente para quitar totalmente la contaminación del agua

4.2.5 Resuspensión de sedimentos

Las reacciones que ocurren en la interfase partícula – agua, son de esencial importancia en el control del ciclo biogeoquímico de los metales traza. Es ampliamente reconocido que uno de los principales vectores de transporte de la contaminación en el agua superficial es el sedimento suspendido, del cual se posee poca información de la cantidad de material suspendido en esta fase (Maya y Hansen, 1995).

La resuspensión de los sedimentos depende de factores como:

1. Tipo de sedimento (velocidad crítica).
2. Profundidad del cuerpo de agua.
3. Velocidad del viento.
4. Área del sistema.
5. Relación de los organismos, peces (Martínez y Alvarado, 2001).

La resuspensión sedimentaria es un proceso abiótico, en el cual los sedimentos resuspendidos pueden absorber o desorber materia orgánica; la cantidad resuspendida es una variable importante en el proceso de adsorción – desadsorción, ya que indica el número de sitios superficiales activos disponibles para la adsorción.

Los sedimentos resuspendidos aportan cierta contaminación al cuerpo de agua, esto en función del tipo de sedimento en suspensión, concentración de sedimento, si es el caso, concentración del contaminante, así como del tiempo de resuspensión (Ortiz y Camacho, 2004). La resuspensión también afecta la concentración de sólidos suspendidos en el agua, la recirculación de nutrientes y numerosas interacciones bióticas (Cuker, 1993). Los lagos someros son particularmente vulnerables a los efectos de la resuspensión, donde el viento induce olas, lo que provoca perturbaciones en la superficie de los sedimentos (Evans, 1994).

4.2.5.1 Perturbación

La perturbación física de los sedimentos se da por medios naturales, como: movimientos ondulatorios, actividad de las corrientes o por la fauna de fondo, así como, por cambios inducidos por el hombre como realinear el curso del agua, movimiento de botes o dragado. La perturbación proporciona un mecanismo más para la liberación de materiales contaminantes (Golterman, 1983).

La perturbación originada por la acción del viento ocasiona turbiedad en el cuerpo de agua, debido a la continua resuspensión del sedimento, lo que impide el desarrollo de macrófitas. Los animales se alimentan de partículas de sedimento y algas suspendidas en la columna de agua, aunque una fracción importante de algas de gran tamaño (las diatomeas) no puede ser ingerida de manera eficiente por los filtradores.

En algunos sedimentos se puede encontrar partículas de metales pesados, los cuales al ser consumidos por animales acuáticos, tienen un efecto relacionado con las perturbaciones del sistema enzimático ubicado en los compartimientos intracelulares y las manifestaciones tóxicas se han observado en todos los animales. Entre los efectos subletales están la reducción del fitoplancton, microalgas, peces, entre otros (Paez, 1999).

Otro tipo de perturbación conocida también como el mezclado biológico de sedimentos es la **bioturbación**, misma que se origina por la acción de los microorganismos durante su proceso de alimentación o reubicación (Golterman, 1983). La bioturbación es el efecto más obvio de la fauna acuática sobre el sedimento; también las actividades de alimentación contribuyen al flujo de materiales entre el sedimento y la columna de agua (Luettich *et al.*, 1990).

4.2.5.2 Sedimento resuspendido por viento y avenidas

La dispersión, emulsificación y biodegradación de los contaminantes presentes en un cuerpo de agua, se puede acelerar por la acción de vientos locales, lo que provoca una resuspensión de material notoria (García *et al.*, 2004).

Otro factor que influye en la resuspensión de sedimentos es la intensidad de lluvias, ya que determina el volumen de agua disponible en la superficie terrestre y ocasiona desprendimiento de suelo por las gotas de lluvia; dicho desprendimiento ocasiona que existan partículas disponibles para la escorrentía de sedimentos, así mismo provoca la erosión de los terrenos circundantes al cuerpo de agua.

4.2.6 Descomposición aerobia y anaerobia de sedimentos

Los sedimentos de un lago reciben una amplia diversidad de compuestos procedentes de toda la cuenca hidrográfica, entre los cuales están incluidos sólidos inorgánicos, materia orgánica, agroquímicos, metales pesados, entre otros. En los sedimentos se lleva a cabo la descomposición aerobia y anaerobia de estos compuestos, lo cual

genera liberación de compuestos intermedios que son nocivos para la salud del cuerpo de agua (Chacón, 2001).

La descomposición aerobia de los sedimentos, se presenta cuando existe bastante oxígeno disponible; los microorganismos presentes en los sedimentos o en el medio acuático, que se ven favorecidos con esta situación, contribuyen a la descomposición de la materia orgánica, lo que origina la liberación de algunos compuestos que pueden ser tóxicos (Kiss y Mendoza, 1998).

La materia orgánica presente en los sedimentos también se descompone en ausencia de oxígeno, pero esto se desarrolla en una forma más lenta que bajo condiciones aerobias. La descomposición anaerobia llega a predominar, después del agotamiento del aire atrapado, en las partes profundas del cuerpo de agua, ya que la influencia del ambiente externo ya no prevalece.

4.3 Plomo

El estudio de metales pesados en ambientes acuáticos es de gran interés puesto que en comparación con otros contaminantes, son no biodegradables y sufren un ciclo ecológico global en el cual las aguas naturales son las principales vías, siendo críticos los efectos negativos que ellos ejercen, debido a su toxicidad y acumulación en la biota acuática y en la población humana.

La presencia de trazas en sistemas acuáticos naturales es originada por las interacciones entre el agua, sedimentos y atmósfera. La reactividad de dichos metales en estos medios y su impacto en la vida acuática, varía de acuerdo a la especiación del metal. Muchas especies orgánicas (de origen natural o resultado de la contaminación) disueltas en agua, tienen gran afinidad de enlazarse a los metales, un fenómeno que podría naturalmente alterar la actividad de ellos en los ambientes acuáticos (Senior y Marquez, 1994). Los metales pesados son aquellos elementos que tienen una densidad igual o superior a 5 gr.cm^{-3} cuando están en forma elemental o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo metales alcalinos y alcalino – térreos). Ejemplos de metales pesados incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd) el arsénico (As), el cromo (Cr), el talio (Tl), y el plomo (Pb). Los metales pesados son componentes naturales de la corteza de tierra, que no pueden ser degradados o destruidos (Baird *et al.*, 2001).

El contenido de metales pesados en sedimentos debería ser únicamente en función de la composición del material original y de los procesos edafogenéticos que dan lugar al sistema. Sin embargo, la actividad humana ha incrementado el contenido de esos metales en cantidades considerables como consecuencia de la alteración de los ciclos biogeoquímicos. Considerando los metales pesados como sustancias peligrosas para el medio ambiente en concentraciones diferentes a las naturales, estos se caracterizan por ser fácilmente absorbidos por el cuerpo humano, poseer vida-media alta y ser altamente estables (persistentes). Los cambios y ajustes en la población, tanto urbana como rural, han causado que los contaminantes en un sistema acuático sean aportados cada vez más por áreas geográficas más grandes (Pérez, 2005).

El plomo (Pb) es un metal pesado que ha sido usado por los humanos desde la antigüedad (Callender y Rice, 2000), raramente se encuentra como metal libre en la naturaleza; sin embargo, es constituyente de diversos minerales, principalmente galeana (PbS), y forma otros minerales como la anglesita (PbSO₄) y cerrusita (PbSO₃) (Dojlido y Best, 1993). El Pb se encuentra en la corteza terrestre, en concentraciones de aproximadamente 13 mg/kg y al ser un elemento relativamente abundante, se le puede encontrar en el aire, agua, suelo, plantas y animales; se ha comprobado que su concentración en la biosfera, se ha incrementado sustancialmente como resultado de la actividad antropogénica (Ramos *et al.*, 1994). Las fuentes naturales de Pb son la erosión del suelo, el desgaste de los depósitos de minerales de este metal y las emanaciones volcánicas. La cantidad de Pb en la mayoría de las aguas no contaminadas varía entre 0.001 y 0.01 µg/ml, cantidad inferior al límite establecido por la OMS (Organización Mundial de la Salud) de 50 partes por billón (Ramos *et al.*, 1994).

Los puntos de origen de la adición de plomo a sistemas acuáticos (lagos, ríos y reservas) se derivan de efluentes industriales, aguas residuales municipales, emisiones de gases por operaciones de fundición, combustión de combustibles fósiles y gasolina. La mayoría de las nuevas adiciones antropogénicas de plomo al ambiente son derivadas de fuentes físicas (Callender y Rice, 2000).

4.3.1 Características y propiedades del plomo

Metal gris-azulado, que se encuentra en cantidades pequeñas en la corteza terrestre distribuido en el ambiente. Se corroboró que la concentración de Pb en la biósfera ha ido en incremento sustancial como resultado de la actividad antropogénica a través de

los años; por ejemplo, la minería del plomo y su utilización era conocida por los griegos y los romanos. El uso del Pb se incrementó durante la revolución industrial y a principios de este siglo, cuando se introdujeron los alquilos de plomo como aditivo antidetonante de la gasolina (Ramos *et al.*, 1994).

4.3.1.1 Propiedades físicas y químicas

El Pb es un metal maleable (número atómico 82; peso atómico 207.19; gravedad específica 11.34), resistente a la corrosión. Su temperatura de fusión es 327.5 °C y su temperatura de ebullición, a la presión atmosférica, es de 1750 °C. Tiene cuatro isótopos naturales (208, 206, 207 y 204, por orden de abundancia), pero las proporciones isotópicas en minerales de distinto origen son, a veces, muy distintas. Esta propiedad ha servido para realizar estudios ambientales y metabólicos con sustancias marcadoras no radiactivas.

El estado habitual de oxidación del plomo en los compuestos orgánicos es +2, y no +4. Las sales inorgánicas del plomo (II), el sulfuro de plomo y los óxidos de plomo son en general, poco solubles, con la excepción del nitrato, el clorato y en mucho menor medida, el cloruro. Algunas de las sales formadas con ácidos orgánicos también son insolubles.

En condiciones apropiadas de síntesis, se forman compuestos estables en los cuales el plomo está directamente ligado a un átomo de carbono. El tetraetilo y el tetrametilo de plomo son compuestos orgánicos muy conocidos de este metal, ya que tienen gran importancia como aditivos de combustibles. El periodo de vida media radiactiva del Pb está estimado en 22 años (OMS, 1979).

4.3.1.2 Aplicaciones

El Pb posee una gran cantidad de aplicaciones, las cuales han sido influenciadas por el crecimiento de la industria automovilística. Entre sus principales aplicaciones se encuentran:

- Industria de acumuladores, representa la categoría de mayor consumo de plomo, ya que utiliza plomo metálico en forma de una aleación de plomo y antimonio y óxidos de plomo en proporciones aproximadamente iguales.

- Aditivos de combustibles, como los compuestos alquílicos de plomo, aunque el uso de estos ha ido disminuyendo, debido al aumento de automóviles con catalizadores que utilizan gasolina sin plomo.
- Industria de cables, donde el plomo es utilizado como forro para cables eléctricos. (Ramos *et al.*, 1994)
- Industria química, aunque ya no es muy común, todavía se continúa produciendo una amplia gama de pigmentos a base de plomo; por ejemplo, el rojo de plomo (pinturas de estructuras de acero), el amarillo (más común) utilizado en banquetas y lápices.
- Las industrias de la edificación y construcción, en ocasiones utilizan láminas de plomo para techados y cubrejuntas, revestimientos de paredes e insonorización. Como el plomo forma aleaciones sin dificultad, se utiliza en soldaduras, cojinetes, objetos de bronce, tipos de imprenta, tubos plegables y blindaje contra radiaciones (OMS, 1979).
- Otros: circuitos y soldadura para computadoras, vidriado de utensilios de barro, fabricación de vidrio, tanques de almacenamiento, protección contra radiaciones ionizantes “g” y “x” en computadoras, televisores, equipo médico (RMN) y lentes de alta precisión para láser y fibras ópticas (USEPA, 2001).

Entre las nuevas aplicaciones del plomo y sus compuestos se encuentran las relacionadas con la microelectrónica, los superconductores, el asfalto, los materiales amortiguadores de sismos, los recubrimientos para detener radiaciones de radón y los contenedores de materiales radioactivos (SEMARNAT, 2000).

En procesos de manufactura, el Pb se encuentra aleado a ciertos materiales, como son, el antimonio (almacenamiento de baterías), el calcio y estaño (mantenimiento y almacenamiento de baterías), plata (soldadura y ánodos), estroncio y estaño (ánodos en el proceso eléctrico), antimonio (impresión, pruebas de alta calidad) y litio (fabricación de protectores contra la radioactividad) (Dojlido y Best, 1993).

4.3.2 Toxicidad

La toxicidad de un metal o un compuesto metálico se basa en la capacidad para causar un daño a la salud, incluyendo su potencial cancerígeno, mutagénico y sus posibles efectos teratogénicos, depende de la vía de administración y del compuesto químico al que esté ligado, así como la concentración en la que se encuentran,

periodo de exposición al metal y el estado en el que se presenta (Oyarzun e Higuera, 2000).

Conforme pasa el tiempo, la exposición del ser humano a contaminantes metálicos, introducidos en el medio ambiente por la producción industrial, ha ido en aumento. El ser humano está expuesto a metales en cantidades superiores a las que absorbieron sus antepasados (Ramos *et al.*, 1994).

El Pb es considerado como material peligroso, ya que es un metal pesado que se acumula en los organismos y llega a ser tóxico, causando efectos nocivos a la salud. A la fecha se han realizado diversidad de estudios a nivel nacional e internacional, con los cuales se ha tratado de identificar los niveles de toxicidad del Pb y sus compuestos. Esta tarea es difícil debido a los numerosos factores que tienen influencia como característica del ser expuesto, tipo de compuesto, tiempo de exposición, dosis, vías de exposición, entre otros. La toxicidad de los compuestos inorgánicos es relativamente escasa comparada con la de los compuestos orgánicos, los cuales difieren de los primeros en cuanto a su absorción, adsorción y distribución en el organismo.

El Pb es un metal que no posee función fisiológica en el organismo y se caracteriza por producir daños al sistema hematopoyético, al sistema nervioso central, renal, reproductivo y gastrointestinal. Posee una vida media ($t_{1/2}$) de eliminación de aproximadamente tres semanas, tiende a permanecer en el organismo por tiempos prolongados, ya que a pesar de que una parte se esté excretando siempre existe una cantidad que se está depositando y acumulando en el organismo (Wershaw, 1976).

La intoxicación por Pb puede ser de dos tipos, aguda y crónica (esta última es la que provoca el "saturnismo o plumbismo"). En el saturnismo (enfermedad que produce alucinaciones y hace que el enfermo sea muy agresivo) se presenta pigmentación de los glóbulos rojos, retraso de la maduración de los mismos en la médula ósea e inhibición en la síntesis de hemoglobina. Por lo general, la persona que sufre de saturnismo presenta anemia (Torres, 2004).

No se conoce aún una función biológica de este elemento en el ser humano y se ha detectado que los segmentos de la población más vulnerables a la exposición al plomo son los niños menores de 6 años y fetos (Almazán *et al.*, 2006).

Además de ser un riesgo a la salud, la toxicidad del Pb produce efectos perjudiciales en los ecosistemas, ya que es nocivo para la vida acuática, particularmente en aguas con poca dureza; el Pb se acumula en los tejidos de los organismos produciendo toxicidad secundaria en la cadena trófica (USEPA, 2001).

4.3.2.1 Vías de exposición

El Pb es un contaminante común, bioacumulable, que persiste en los organismos vivos. Las fuentes de intoxicación por Pb en el organismo provienen del aire (por inhalación) y de la alimentación (por ingestión). Los principales grupos de riesgo son: niños, obreros que trabajan con productos a base de Pb, personas viviendo en casas con tuberías de Pb, comunidades de pescadores que se alimenten de peces contaminados, entre otros (Ramos *et al.*, 1994).

Cuando el Pb entra al medio ambiente no se degrada, pero sus compuestos son transformados por la luz del sol, el aire y el agua, una vez liberado en el aire se moviliza largas distancias antes de ser depositado en el suelo, ya depositado se adhiere a las partículas de suelo; la movilización desde el suelo al agua subterránea dependerá únicamente del tipo de compuesto de Pb y las características del suelo (ATSDR, 2005).

4.3.2.2 Consecuencias

En los seres humanos, dependiendo del tipo de exposición al Pb, la intoxicación puede ser aguda o acumularse de manera crónica en dientes huesos y sistema hemapoyético, sin presentarse síntomas inmediatos o evidentes de contaminación. Los efectos a la exposición al Pb varían de acuerdo con el tamaño del cuerpo del individuo, cuando la exposición a este metal es aguda (ingestión de Pb soluble a altas concentraciones) ocasiona SATURNISMO (USEPA, 2001). El Pb sustituye al calcio en el tejido óseo, se acumula y presenta efectos de envenenamiento, como daños neurológicos, renales y la inhibición del desarrollo motriz de infantes (Dojlido y Best, 1993).

En el aspecto ambiental, los efectos del Pb en la biota de un sistema acuático están relacionados con su toxicidad, concentración, tipo y tiempo de exposición. Las poblaciones biológicas pueden ser afectadas por el consumo de Pb durante la respiración ó ingesta cuando esté asociado a partículas suspendidas como a los sedimentos. Las poblaciones biológicas que habitan en los sedimentos están

expuestas continuamente a contaminantes por el proceso de la bioturbación (Golterman, 1983).

Las sales de Pb son poco solubles en agua y la presencia de otras sales reduce su disponibilidad a los organismos debido a que éstas se sedimentan. La flora y fauna acuática, al igual que las plantas terrestres, acumulan Pb ocasionando que algunas de éstas poblaciones sean afectadas negativamente por una alta concentración de éste en el medio; sin embargo, otras se han adaptado volviéndose más tolerantes al dicho elemento (WHO, 1989).

4.3.3 Rutas de dispersión en cuerpos de agua y sedimentos

La minería, la fundición y la refinación, así como la producción de compuestos y artículos que contienen plomo, pueden dar lugar a emisiones de plomo (OMS, 1979).

La atmósfera es la vía principal para el transporte y distribución de Pb desde fuentes estacionarias o móviles a otros medios ambientales. Es probable que las partículas transportadas por el aire se dispersen y diluyan, ya que su permanencia en la atmósfera es prolongada. También puede haber descargas en cuerpos de agua y en suelos, pero en la gran mayoría de los casos, el Pb tiende a localizarse cerca de los puntos de descarga, debido a la baja solubilidad de los compuestos que se forman al contacto con el suelo y el agua.

En los sistemas acuáticos la concentración de Pb aumenta de la siguiente manera:
Agua < presas de los peces < peces < sedimentos.

El Pb antropogénico llega al ambiente acuático a través de la precipitación pluvial que arrastra el Pb emitido en la combustión de gasolinas y descargas de aguas residuales de las industrias (Maya y Hansen, 1995). La cantidad de dicho metal en aguas superficiales depende del pH y de las sales disueltas contenidas en el agua.

El Pb es eliminado del agua cuando atraviesa el suelo y los sedimentos inferiores, esto se debe a la gran capacidad de las sustancias orgánicas para establecer uniones firmes con el Pb. Es importante tomar en cuenta la posibilidad de la transferencia de Pb precipitado en ciudades donde pasa a los sistemas de aguas residuales por arrastre (OMS, 1979).

En los componentes orgánicos de un sedimento, el Pb puede entrar a éste a partir de dos maneras: (1) A partir de los restos de plantas y animales que suministran compuestos orgánicos y (2) por el agua que esté en contacto con el sedimento.

4.3.4 Lixiviación de sedimentos contaminados con plomo

El movimiento de compuestos orgánicos e inorgánicos de Pb hacia el fondo de aguas subterráneas o suelos es muy lento bajo condiciones naturales, excepto en condiciones de alta acidez. La lixiviación de Pb soluble en suelos contaminados a aguas superficiales, se puede minimizar por la presencia de carbonato de Pb en el suelo y mantener el valor del potencial hidrógeno (pH) entre valores de 8-10.

Una importante contribución a la lixiviación y disolución del material mineral es la presencia de ácidos orgánicos disueltos en el agua, en especial las partículas que se encuentran dentro de los sedimentos orgánicos. Un ataque duradero de ácido fúlvico y húmico puede resultar en la extracción de una variedad de elementos, incluyendo los metales. Un ejemplo de esto, es la descomposición de minerales sulfatados como la galena (PbS) por la acción del ácido húmico (Golterman, 1983).

4.3.5 Bioacumulación de plomo

Es frecuente encontrar un alto contenido de metales pesados en áreas semicerradas o aguas muy estratificadas con alto enriquecimiento orgánico, lo cual se debe a la reactividad de los metales frente a las partículas y a la formación de sulfuros metálicos altamente insolubles en presencia de H₂S, producto de la degradación anaerobia de la materia orgánica (Muñoz y Salamanca, 2001).

Las plantas y animales pueden bioconcentrar Pb, pero en lo que respecta a la biomagnificación no ha sido reportada. En general, las altas concentraciones de Pb son encontradas en organismos acuáticos y terrestres que viven cerca de una minería, fundidora, plantas recicladoras de baterías, áreas con mucho tráfico vehicular, áreas de concentración de lodos residuales, entre otros. La biodisponibilidad del Pb puede ser incrementada en suelos si el pH y el contenido de materia orgánica son reducidos.

En organismos acuáticos las concentraciones de Pb son usualmente altas en organismos bentónicos y algas; bajas en niveles tróficos mayores. Estudios acerca de

la exposición de peces a concentraciones subletales de Pb en un periodo de 30 días, demostraron una acumulación significativa de éste en la sangre y los tejidos.

La bioacumulación es la tendencia de ciertas sustancias a acumularse en los tejidos de los organismos vivos. La tendencia de una sustancia a bioacumularse se relaciona con las características hidrofóbicas o lipofílicas (INE, 2006).

El Pb es uno de los metales que posee esta tendencia, ya que al llegar al cuerpo de agua es adsorbido por partículas pequeñas con un alto contenido de materia orgánica, lo que provoca que la concentración de Pb sea mayor en los sedimentos que en la superficie del agua. Estas partículas suelen ser el alimento de algunas especies que se localizan en los cuerpos de agua así como en los sedimentos. La bioacumulación es independiente del nivel trófico y las especies (Mance, 1987).

Las fracciones biodisponibles en los sedimentos son aquellas formas de los metales fácilmente intercambiables en la columna de agua y que representan el verdadero riesgo para los organismos que se encuentran en contacto con ellas, ya que pueden incorporarlas y bioacumularlos en los tejidos (Chacón, 2001).

Las concentraciones de Pb decrecen a lo largo de la cadena alimenticia. La amplificación de la contaminación a lo largo de la cadena alimenticia afecta o contamina, de una forma u otra, a todos los niveles tróficos. Por otro lado, es bien sabido que las concentraciones aumentan considerablemente en sedimentos de lagos o ríos que tienen descargas urbanas (Mance, 1987).

4.4 Normatividad

En México, dentro del marco de acciones y medidas que buscan prevenir y controlar la contaminación, se han establecido diversos mecanismos jurídicos que conforman el marco legal. En la actualidad se encuentran en vigor la Ley de Aguas Nacionales, Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, los reglamentos respectivos y las Normas Oficiales Mexicanas. Estas últimas son las que contienen valores concretos y representan la concentración máxima permisible de una sustancia. En lo que respecta al Pb, se han fijado límites máximos permisibles para descargas de aguas residuales, agua destinada a consumo humano, para trabajo laboral con este metal y el uso del Pb en productos de consumo. Algunas de estas normas, así como las concentraciones permisibles se muestran en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1 Límites permisibles del Pb

MEDIO	REFERENCIA	CONCENTRACIÓN DE Pb (mg/l)
Agua potable	NOM – 127 – SSA1 – 2000	0.025
Toma domiciliaria	NOM – 002 – CNA – 1995	0.01
Uso pecuario	Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (SEDUE, 1989)	0.1
Riego agrícola	Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (SEDUE, 1989)	5.0
Protección vida acuática	Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (SEDUE, 1989)	2.0E-03
Descarga de agua residual	NOM – 002 – SEMARNAT – 1996	1.5
Listado de residuos peligrosos	NOM – 052 – SEMARNAT – 2005	5.0
Artículos de alfarería vidriados	NOM – 011 – SSA1 – 1993	0.25 – 0.50

Existen algunas otras normas en lo que respecta al Pb, para pinturas y barnices, personas ocupacionalmente expuestas a este metal en la industria y el medio ambiente laboral, así como los niveles permisibles de Pb en la sangre de la población expuesta no ocupacionalmente.

En la calidad del agua con respecto al Pb, también existen normas internacionales, las cuales fijan los siguientes límites en lo que concierne a agua potable: Estados Unidos y Canadá fijaron una concentración de 0.05 mg/l, mientras que la Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés) fija un límite más estricto de 0.005mg/l.

En lo que respecta a los criterios de la calidad del aire, la NOM – 026 – SSA1 – 1993, establece que el valor permisible es de $1.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ de Pb en un periodo de 3 meses promedio aritmético, como protección a la salud de la población susceptible. Esta norma concuerda con algunas normas internacionales como son: OMS Lead Standard 40 CFR PART 50 – National Primary and Secondary Air Quality Standards U. S y con la USEPA (1986). Los estándares de calidad del aire fijados en la Unión Europea corresponden a concentraciones anuales promedio de 0.2 mg/L, mientras que la OSHA establece que el aire en el lugar de trabajo no debe exceder de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$.

En Estados Unidos la Agencia de Protección al Ambiente (EPA, por sus siglas en inglés), en lo que respecta a la regulación de Pb, ha prohibido la presencia de este metal en la gasolina a partir del 31 de diciembre de 1995, también ha limitado la concentración en el agua potable a 0.015 mg/l. La Ley de Control de Contaminación con Pb (1988) solicita a los estados pertenecientes a Estados Unidos, la prohibición de refrigerantes de agua que contengan Pb (USEPA, 2001).

Aunque bajo ciertas condiciones los sedimentos en los cuerpos de agua actúan como fuentes de contaminantes, no existe una norma o criterios ecológicos, que permitan establecer esta relación en forma directa. Es destacable mencionar que actualmente en la legislación vigente de México, no existe regulación alguna en lo concerniente a sedimentos de cuerpos de agua. Caso contrario a Canadá y Estados Unidos de América, que establecen niveles de riesgo de la contaminación en sedimentos, los cuales consideran tres niveles:

ISQG (Interim Freshwater Sediment Quality Guidelines). Este límite corresponde a la concentración umbral por debajo de la cual un riesgo de afectación adversa a la vida acuática, no ocurre frecuentemente (< 25 %).

PEL (Probable Effect Level). Es la concentración que corresponde a un riesgo de afectación adversa entre 25 y 50%.

SEL (Severe Effect Level). Es la concentración que corresponde a un riesgo de afectación adversa para la mayor parte (95%) de los organismos bentónicos. Sedimentos con estos niveles de contaminación se clasifican como severamente contaminados.

La Guía Canadiense para calidad de sedimentos (protección de biota acuática) (CCME, 2002) establece un ISQG de 35.0 mg kg⁻¹ y un PEL de 91.3 mg kg⁻¹, mientras que la Agencia de Protección al Ambiente (EPA, 2001) establece para sedimentos de agua dulce un PEL de 91.3 mg kg⁻¹ y un SEL de 250 mg kg⁻¹.

4.5 Modelos de equilibrio químico

Un modelo es un sistema o representación simple de la realidad, el cual se puede trasladar a otros sistemas con ciertas características comunes y definidas. Es decir, es un objeto abstracto descrito por una serie de expresiones matemáticas que tiene la

finalidad de representar algún proceso natural de un sistema en particular. Los datos de salida o resultados del cálculo del modelo, son cantidades observables o experimentalmente verificables. En este sentido el modelo tiene la capacidad de realizar una predicción acerca del problema a tratar (Zhu y Anderson, 2002).

El estudio de la interacción agua – sedimento, así como el transporte de especies acuosas, se han convertido en uno de los grandes problemas ambientales y geológicos de los últimos años. Esto ha ocasionado que los modelos químicos para sistemas acuosos, sean parte de una investigación activa para el desarrollo de numerosos códigos de transporte hidrogeoquímico y su integración. En general, dichos modelos son utilizados para pronosticar el comportamiento de uno o varios tóxicos en la superficie del sistema acuoso, lo que conlleva la necesidad de una verificación y validación de los modelos numéricos con la finalidad de determinar la eficacia de los mismos.

4.5.1 Modelo de equilibrio geoquímico

La complejidad de los cálculos que requieren modelos de equilibrio, consecuencia de la complejidad de los sistemas hidrogeoquímicos reales y de la necesidad de procesos iterativos, ha sido superada con la ayuda de códigos de computación diseñados para tal efecto.

Los modelos geoquímicos son utilizados para la caracterización del ambiente de sitios contaminados y la predicción de los impactos posibles. Estos modelos se pueden dividir de acuerdo a su nivel de complejidad, entre los que se tienen: modelos de solubilidad – especiación, los cuales no poseen información espacial o temporal y algunas veces son llamados modelos de la dimensión cero; modelos de la trayectoria de la reacción, simulan los pasos sucesivos de las reacciones de un sistema en respuesta a un flujo de masa o energía y modelos de transporte de masa reactiva, contienen información espacial y temporal acerca de las reacciones químicas, complejidad que es deseable en las aplicaciones ambientales, pero este modelo es complejo y difícil de utilizar.

Con la aplicación de un modelo, es posible determinar y cuantificar el conjunto de reacciones químicas entre fases (minerales, gaseosas y acuosas), las cuales explican los cambios en la concentración de elementos disueltos entre una solución inicial y una solución final. Para esto, es preciso ingresar datos de composición química de la

solución involucrada y las fases que pueden intervenir en las reacciones, así como los posibles procesos a ocurrir (Lecomte, 2003).

Los programas de modelado geoquímico consisten en un código computacional y una base de datos. La base de datos, por lo general, posee parámetros termodinámicos y cinéticos y no poseen constantes de equilibrio, lo que facilita al usuario cambiar el valor de la constante en la base de datos o adicionar/borrar una reacción de la misma sin afectar la funcionalidad del modelo (Zhu y Anderson, 2002).

La utilidad de un modelo geoquímico o algún otro modelo complejo debe ser determinada por dos etapas:

- Verificación del modelo: su objetivo es testificar la relación existente entre las especificaciones de un sistema y lo que el sistema hace realmente. Es decir, consiste en construir la representación de manera correcta (resolver las ecuaciones correctamente)
- Validación del modelo: su objetivo es asegurar que los resultados producidos por el modelo sean los correctos en relación al comportamiento del sistema de estudio, es decir, que la hidrología y geoquímica simuladas representen un sistema hidrogeoquímico real.

4.5.2 Algunos modelos

Se realizó una revisión de algunos modelos geoquímicos y se encontró que existen docenas disponibles. Algunos de estos modelos geoquímicos son:

MINTEQA2 Versión 3.11. Es un programa patrocinado por la Agencia de Protección al Ambiente de E.E.U.U (US EPA, por sus siglas en inglés). Es una herramienta cuantitativa para predecir el comportamiento de los metales en dilución en equilibrio y mezcla de sistemas acuosos (Environ. Prot. Agency, EPA/600/3-91/021, 106.).

HYDRAQL, es un modelo de simulación numérica que incluye modelos de complejos de superficie en varias capas y que permite calcular la especiación en equilibrio de las fases disuelta y sólida de sistemas acuosos (Papelis *et al.*, 1988).

PHREEQC. Producido por la US Geological Survey (USGS, 2005), es un modelo con el que se pueden desarrollar una amplia variedad de cálculos geoquímicos. Se basa

en un modelo de química en disolución y posee la capacidad de calcular fenómenos de disolución reductiva, precipitación y adsorción, incluyendo reacciones reversibles y modelación inversa.

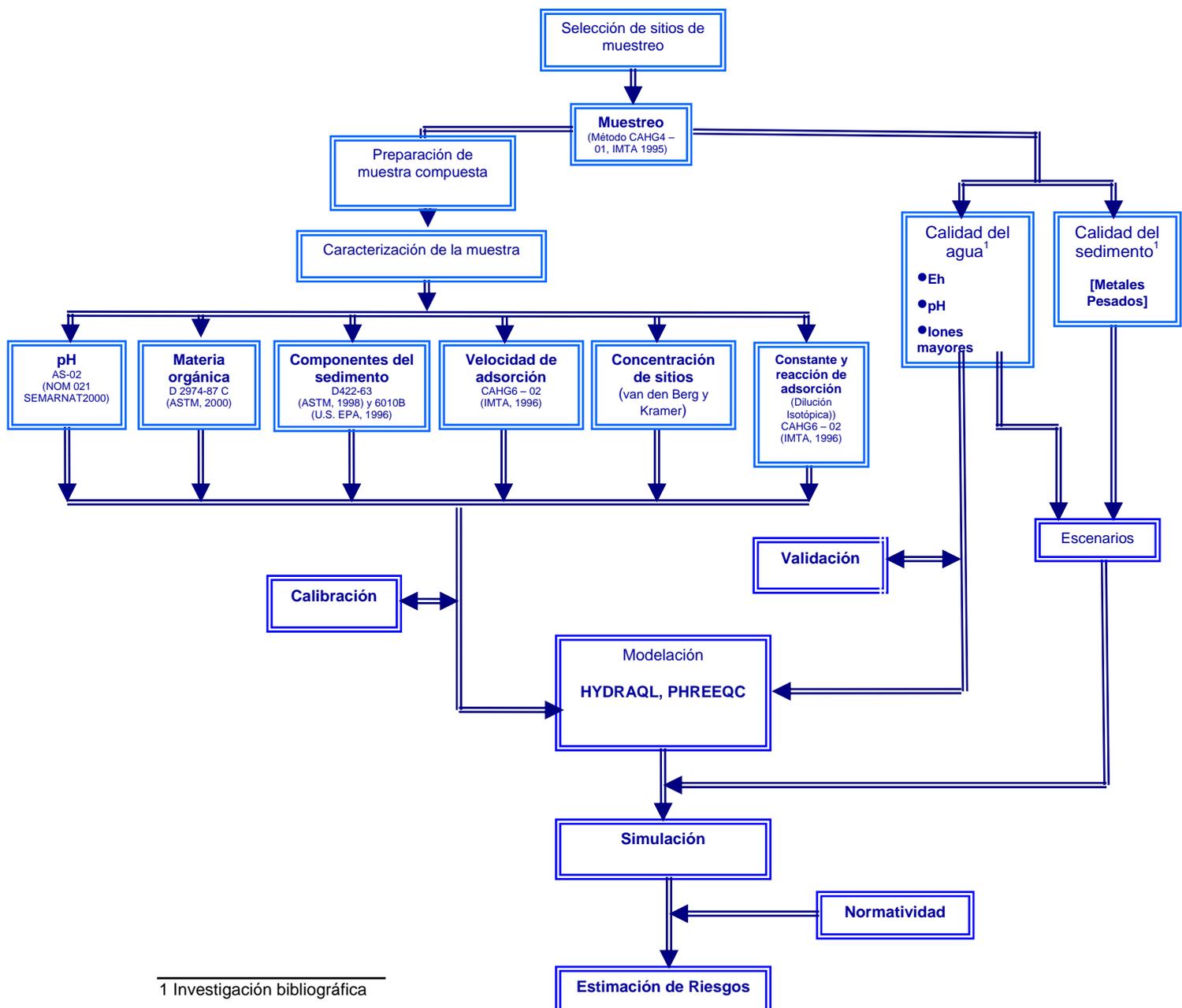
NETPATH. Producido por la US Geological Survey. Programa de modelado de balance de masa inverso para la interpretación de los balances de masas netos de reacciones químicas en una red geoquímica a través del patrón de flujo hidrológico.

Además de estos programas, disponibles en forma gratuita, existen otros de gran utilidad. También existe un grupo de programas llamados The Geochemist's Workbench (GWB), los cuales son distribuidos de forma comercial y son aptos de realizar todas las capacidades de los programas mencionados anteriormente en ambiente Windows y de manera gráfica (Zhu y Anderson, 2002).

5. METODOLOGÍA

En este capítulo se identifican y describen los métodos, procedimientos y condiciones que se emplearon para la caracterización y determinación de las propiedades del sedimento del Lago de Pátzcuaro. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de la metodología fueron de utilidad para la modelación de la resuspensión del Pb absorbido en el sedimento y su incorporación a la columna de agua. En la Figura 5.1, se muestra la secuencia seguida para cumplir con los objetivos planteados.

Figura 5.1 Componentes del proyecto y su interrelación



¹ Investigación bibliográfica

Una de las actividades precedentes a lo descrito en la Figura 5.1, fue la revisión bibliográfica acerca de las investigaciones realizadas sobre el Lago de Pátzcuaro, en lo referente a la calidad del agua y del sedimento.

5.1 Selección de sitios

Se seleccionaron cinco sitios para el muestreo, pretendiendo que representaran diferentes zonas del lago, razón por la cual estos puntos están distribuidos en el cuerpo del lago. Los puntos de muestreo se ubican en la Figura 5.2.

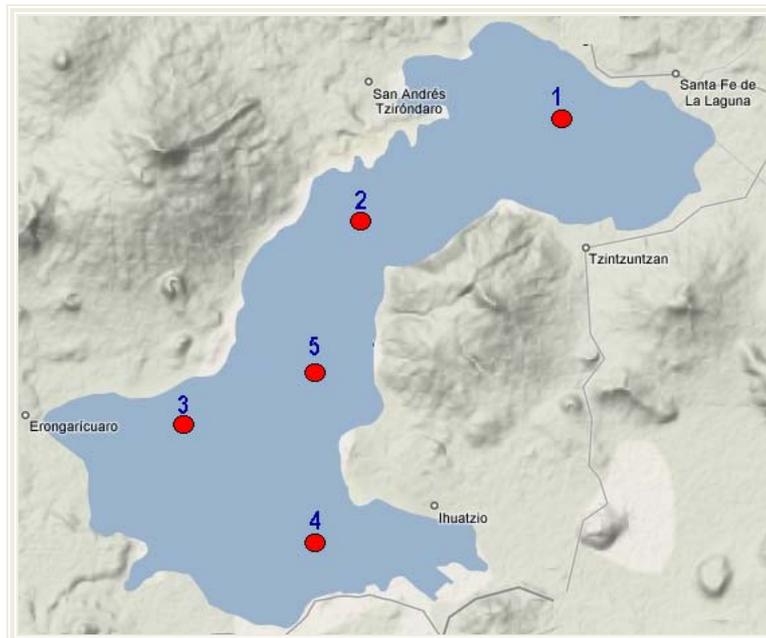


Figura 5.2 Sitios de muestreo en el Lago de Pátzcuaro (Ref.: Elaboración propia)

Los sitios de muestreo se denominaron como:

1. QUIROGA
2. ESPÍRITU
3. NAPÍZARO
4. JANITZIO-SAN PEDRO
5. PACANDA

Dicha denominación es por la cercanía de los sitios muestreados a las poblaciones con el mismo nombre.

5.2 Muestreo de sedimentos

Existen dos tipos de sólidos en los cuerpos de agua, sólidos de fondo (superficial y capas más profundas) y sólidos suspendidos. Las muestras de sólidos suspendidos son colectadas con la finalidad de determinar sus características físicas y químicas, así como la proporción en qué se encuentran (CCME, 2002).

En el muestreo de sólidos de fondo (sedimentos), se colectan arcillas y materia orgánica, con lo cual es factible observar los contaminantes presentes.

Los muestreadores para este tipo de sólido son (CCME, 2002):

- Muestreadores simples
- Muestreadores de corazón
- Dragas.- colectan las muestras grandes, bien mezcladas, cerca de la superficie, generalmente se consideran muestras cualitativas, ya que no se puede controlar la localización ni la profundidad del muestreo (CCME, 2002).

La preservación de las muestras para análisis posteriores es a través de la refrigeración.

Procedimiento de muestreo de sedimentos

El muestreo se realizó mediante la técnica CAHG4 – 01 (IMTA, 1995), los sedimentos de fondo superficiales fueron colectados mediante la draga van Veen, para posteriormente ser almacenados en bolsas de plástico y preservados en hielo. Posteriormente, se procedió a secar el sedimento a temperatura ambiente hasta peso constante; una vez seco se disgregó para finalmente ser colocado en frascos de vidrio, debidamente etiquetados, para su almacenamiento.

5.3 Muestra compuesta

Dado el carácter inestable y estacional de los depósitos sedimentarios la elección del punto en el que se realiza el muestreo se torna difícil, por lo que un punto que se considere representativo durante un periodo de tiempo puede dejar de serlo (Herranz *et al.*, 2007). Para disminuir la falta de representatividad de una muestra concreta se consideró la obtención de una muestra compuesta.

Para la realización de la muestra compuesta se tomaron cantidades iguales en peso (5g) de cada una de las muestras tomadas en los cinco sitios, posteriormente las cinco muestras en igual cantidad de sedimento fueron mezcladas hasta obtener una sola muestra lo más homogénea posible. Esto con la finalidad de tener representadas las características de la zona de estudio.

5.4 Caracterización de la muestra

A continuación se identifican los métodos analíticos que van a ser empleados para determinar los parámetros que caracterizan al sedimento.

5.4.1 pH

El método que se utilizó para la medición del pH en sedimentos, fue el AS-02, establecido en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002). Este método consistió en preparar una suspensión de sedimento en agua destilada. Las suspensiones de sedimento están basadas en la relación sedimento/solución de 1:2. Se agitó la mezcla durante un periodo de tiempo de 15 minutos y se dejó reposar mientras se calibraba el potenciómetro con las soluciones amortiguadoras, posteriormente se agitó nuevamente la suspensión y se introdujo el electrodo. Se registró el pH en el momento en que la lectura se estabilizó.

5.4.2 Componentes del sedimento

La determinación de la materia orgánica presente en los sedimentos se fundamenta en la incineración de la muestras a altas temperaturas, provocando la volatilización de los restos vegetales y/o animales que ahí se pudiesen encontrar (Díaz *et al*, 1998), ocasionando pérdidas de peso debido a la ignición.

La determinación de materia orgánica en sedimentos se realizó con el método D 2974-87 método C (ASTM, 2000), mediante el siguiente procedimiento: se secó la muestra a 105°C, al mismo tiempo se determinó la masa de un crisol de porcelana. Posteriormente se pesó la muestra seca para después ser colocada en el crisol y determinar la masa de ambos. El crisol se colocó en la mufla (temperatura 440°C) hasta la incineración completa (4 horas). Se dejó en reposo la muestra en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente, consecutivamente fue pesada y se determinó el contenido de materia orgánica por diferencia de peso.

La determinación de Hierro total y Manganeso total se realizó mediante el método analítico 6010B “Espectroscopia de emisión atómica de plasma inductivamente acoplada” (USEPA, 1996).

5.4.3 Granulometría

En la determinación de la granulometría del sedimento del lago, se utilizó el método D422-63 propuesto por la ASTM (ASTM, 2002). Este método cubre la determinación cuantitativa de la distribución de los tamaños de partículas en sedimentos. La distribución de partículas mayor a 0.075mm (retenidas en malla 200) se determinó por tamizado, mientras que aquellas partículas de menor tamaño fueron determinadas por proceso de sedimentación con la ayuda de un hidrómetro.

El procedimiento que se siguió fue el siguiente: se colocó 100 g de sedimento y se dejó secar a temperatura ambiente, el porcentaje de arena se determinó pasando sedimento a través de la malla 200, el material retenido se clasificó como arenas. El porcentaje de limo y arcillas se determinó a partir de una muestra de sedimento seco, que fue la que pasó por la malla 200. El sedimento se colocó en un vaso de precipitado y se adicionó agua destilada, se agitó con varillas de vidrio hasta tener una solución homogenizada. Posteriormente se adicionaron 250 ml de defloculante (agente dispersante hexametáfosfato de sodio, 40 g L^{-1}) y agua deionizada, a esta mezcla se le dio cierto tiempo de reposo (24 horas), al concluir el tiempo de reposo nuevamente fue agitada durante un minuto. La solución se depositó en un cilindro de sedimentación y fue aforada a un litro, se retiró la espuma formada por la agitación y se introdujo el hidrómetro a diferentes tiempos. Por diferencia de densidades, se determinó la porción de limos y arcillas.

5.4.4 Experimentos de adsorción

Dentro de la metodología esquematizada en la Figura 5.1 se mencionan los experimentos para determinar la velocidad de adsorción, la concentración de sitios y constante de reacción de adsorción, los cuales fueron realizados siguiendo el método de la dilución isotópica, esta técnica es basada en la suposición de que los elementos marcados son químicamente idénticos a sus isótopos estables. No obstante, esto es sólo una suposición cuya certeza depende de un cierto número de factores, entre los cuales se encuentra la masa atómica y el tipo de reacción química estudiada (Hansen, 1989).

La técnica de la dilución isotópica (Figura 5.3), es comúnmente utilizada en experimentos de adsorción de metales con periodos de vida media extensos. La determinación del plomo en el sedimento, se hizo utilizando un trazador radiactivo denominado Plomo – 210, el cual es un emisor de partículas beta, con vida media de 22.4 años y perteneciente a la serie de decaimiento del ^{238}U (Canoba *et al.*, 2005). El equipo utilizado para medir el trazador radiactivo fue un Espectrómetro de Centelleo Líquido (Beckman LS 6500 Scintillation System).

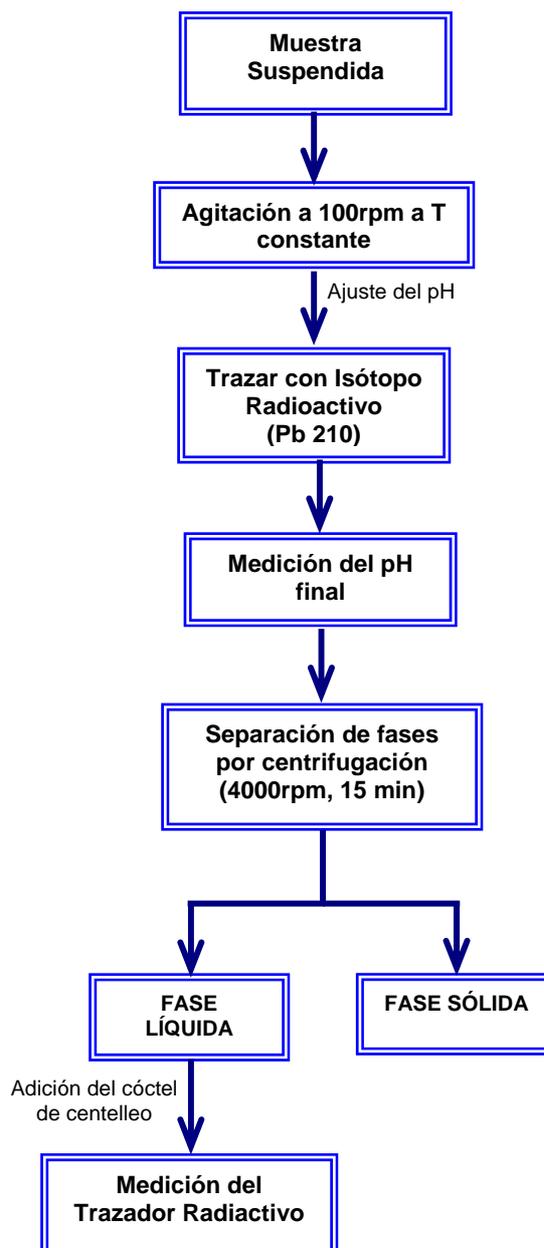


Fig. 5.3 Representación del Método de la Dilución Isotópica (Oxford, 2000)

El rango de concentraciones de Pb utilizadas en los diferentes experimentos de adsorción se seleccionó con base en la guía OPPTS 835.1220 (USEPA, 1998); la cual recomienda como límite máximo la mitad de la solubilidad del producto químico a utilizar y como límite mínimo, valores diferentes de cero que puedan ser detectados por el método de cuantificación, así como también las concentraciones reportadas por Mora (2002). Para este caso se tomó el octavo de la solubilidad con la finalidad de que el Pb no precipitara y se pudiera apreciar la adsorción del sedimento.

5.4.4.1 Velocidad de adsorción

Este experimento se desarrolló mediante el método CAHG6 – 02 (IMTA, 2006) denominado *Adsorción de metal en un sistema sólido – líquido en función del tiempo*, como se menciona a continuación: las muestras de sedimento se suspendieron en disoluciones de cloruro de sodio en un agitador a 100 rpm a temperatura constante (25°C), durante un tiempo mínimo de 24 horas. Con esto se alcanzó el equilibrio entre fases, antes de la adición del metal. Una vez alcanzado el equilibrio, se agregó el Pb-210 a la suspensión y se mantuvo en agitación (temperatura controlada) hasta el momento en que se determinó la proporción de Pb en la fase líquida, esta proporción se determinó a diferentes tiempos de reacción hasta que se obtuvo 100% de adsorción, al llegar a la región asintótica de la curva “% de metal adsorbido vs Tiempo”. La actividad en cada fase se cuantificó de la siguiente manera: transcurrido al tiempo de equilibrio se midió el pH, se centrifugó la muestra a 4 000 rpm durante 15 minutos para separar agua y sedimento, se transfirió una alícuota del sobrenadante al vial de conteo para la determinación de la actividad del trazador en la fase líquida. Las alícuotas fueron de 1 ml de muestra de conteo y se mezclaron con 9 ml de cóctel de centelleo antes de su análisis. Los viales de conteo se transfirieron a un contador de centelleo líquido para la determinación en porcentaje del metal contenido en las fases líquidas y por diferencia se determinó la cantidad adsorbida. Mediante la aplicación de fórmulas en una hoja de cálculo se determinó la actividad total (cmp, cuentas por minuto).

El experimento se llevó a cabo bajo los parámetros que se encuentran en la Tabla 5.1:

Tabla 5.1 Condiciones experimentales para determinar la velocidad de adsorción

Parámetros	Valores
Concentración del sedimento:	25 g L ⁻¹
Concentración del metal (PbCl ₂)	2.41E-05 M
Concentración del electrolito, NaCl:	0.01 M
Fuerza iónica de la solución (I):	0.01M

Mediante la aplicación de esta técnica se obtuvo la concentración de Pb disuelto y adsorbido en el sedimento; así como la velocidad de adsorción que presenta el sedimento. Estos datos son de importancia para el desarrollo de los experimentos de adsorción.

5.4.4.2 Concentración de sitios superficiales

Existen diferentes métodos para determinar la concentración de sitios superficiales, los cuales involucran mediciones de la adsorción máxima para varios cationes o aniones capaces de interactuar químicamente con la superficie, tales como protones, cationes metálicos, entre otros.

Con el objetivo de determinar la concentración total de sitios de adsorción de los sedimentos del Lago de Pátzcuaro, se analizó el comportamiento de la adsorción del Pb en función de diferentes concentraciones de sedimento. Con los datos obtenidos de este experimento, se procedió a realizar el manejo de datos para determinar la concentración de sitios superficiales mediante el método propuesto por van den Berg y Kramer (1986).

La reacción de adsorción del metal con los sedimentos puede representarse de acuerdo con la ecuación (5.1).



En donde la constante de equilibrio de adsorción (K_A) es dada por la ecuación (5.2)

$$K_A = \frac{ka}{kd} = \frac{[SOMe][H]}{[SOH][Me]} \quad (5.2)$$

Donde $[SOH]$ representa los sitios de adsorción, $[Me]$ es la concentración del ión metálico, $[SOMe]$ la cantidad de metal adsorbido y $[H]$ los protones. ka es la constante de la velocidad de adsorción (mol d^{-1}), kd es la constante de la velocidad de desadsorción (mol d^{-1}).

La condición de balance de masa para el total de sitios superficiales de adsorción $[S_{TOT}]$, se expresa con la siguiente ecuación:

$$[S_{TOT}] = [SOH] + [SOMe] \quad (5.3)$$

Sustituyendo la ecuación (5.2), en la ecuación (5.3) y acomodando los términos se llega a la siguiente expresión:

$$\frac{[Me]}{[SOMe]} = \frac{[H]}{[S_{tot}]K_A} + \frac{[Me]}{[S_{TOT}]} \quad (5.4)$$

Graficando $[Me]/[SOMe]$ contra la $[Me]$ se obtiene una curva donde el inverso de la pendiente es la densidad de sitios superficiales $[S_{TOT}]$. La $[S_{TOT}]$ se calculó para el plomo con el sedimento del lago (Ortega, 1994).

Esta fase experimental se desarrolló mediante el uso de las condiciones experimentales mostradas en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2 Condiciones experimentales para la determinación de la concentración de sitios

Parámetros	Valores
Concentración del sedimento (M):	2.96E-03 - 1.48 E-01
Concentración del metal ($PbCl_2$):	2.41E-04 M
Concentración del electrolito, NaCl:	0.01M
Fuerza iónica de la solución (I):	0.01M

5.4.4.3 Constante y reacción de adsorción

Con la finalidad de obtener la constante y reacción de adsorción del Pb en el sedimento, se analizó el comportamiento de la adsorción del Pb en función del pH y la fuerza iónica; con este experimento también se obtuvo el tipo de adsorción que se llevó a cabo.

El objetivo de determinar el comportamiento de la adsorción del Pb en función del pH y la fuerza iónica, ha sido la obtención tanto la constante intrínseca como la reacción de adsorción de los sedimentos. Así también, obtener información acerca del comportamiento de la adsorción de Pb sobre el sedimento en función del pH y la fuerza iónica y, el tipo de adsorción que se lleva a cabo en el sistema. La fuerza iónica puede ser interpretada en términos del tipo de complejo superficial formado, es decir: ninguna o poca dependencia de la adsorción con cambios en la fuerza iónica es indicativo de formación de enlaces covalentes (soluta unido de manera cercana a la superficie). En ocasiones este comportamiento es llamado quimisorción (esfera interna); de manera contraria, un desplazamiento en la adsorción indica la formación de pares iónicos más débiles (esfera externa) (Hayes *et al.*, 1991).

Este experimento se desarrolló mediante el método CAHG6 – 02 (IMTA, 2006) denominado *Adsorción de metal en un sistema sólido – líquido en función del pH a fuerza iónica constante*, como se menciona a continuación: la cantidad de sedimento requerida (0.5g) se pesó para cada uno de los experimentos realizados, con la finalidad de cubrir un intervalo de pH entre 2 y 9. Tres de los tubos se prepararon para ser empleados como blancos, uno al pH más ácido, otro al pH más básico y el blanco del sistema, este último proporcionó la información necesaria para distribuir en dos secciones el intervalo de estudio, ya que a partir de este se incrementó o disminuyó en una unidad de pH. Se adicionó ácido sulfúrico a los tubos con pH inferior al pH del sistema (pH 7.6) y una solución de hidróxido de sodio a aquellos que debían tener pH superior al del sistema. Los tubos fueron colocados en un baño de agitación orbital a temperatura controlada (25°C), durante un tiempo mínimo de 72 horas con la finalidad de alcanzar el equilibrio entre las fases después de agregar el ácido o la base, y antes de que se adicionará la solución que contenía el ión metálico con trazador radioactivo. Se adicionó el metal trazador a cada uno de los tubos, los cuales se mantuvieron en el baño de agitación a temperatura constante durante el tiempo de equilibrio determinado anteriormente. La actividad en la fase disuelta fue cuantificada en el Espectrómetro de Centelleo Líquido (Beckman LS 6500 Scintillation System), posteriormente se graficó

“%metal adsorbido vs pH”, para cada una de las fuerzas iónicas (concentración del electrolito) que se utilizaron. Para fines de modelado, se trabajó con tres fuerzas iónicas 0.001, 0.01 y 0.1 M, para cada una de éstas se utilizó la misma metodología.

El experimento se llevó a cabo bajo los parámetros que se encuentran en la Tabla 5.3:

Tabla 5.3 Condiciones experimentales para determinar la constante y reacción de adsorción

Parámetros	Valores
Concentración del sedimento:	25 g L ⁻¹
Concentración del metal (PbCl ₂)	2.41E-05M
Concentración del electrolito, NaCl:	0.001M
Fuerza iónica de la solución (I):	Varias

5.5 Modelación Química

Es complejo que en un determinado experimento se pueda identificar y determinar cuantitativamente las diferentes especies de los elementos de significancia ambiental (Lecomte, 2003); por lo cual, una manera de analizar la especiación de metales en sistemas acuáticos es la aplicación de modelos geoquímicos basándose en la información termodinámica obtenida ya sea de la literatura o experimentalmente. Los Modelos de Complejación de Superficie (SCMs) están en función de la interacción del modelo de asociación de iones de la química acuática con fases sólida. La superficie de complejación es complicada, debido a la existencia de varios modelos, cada SCM tiene su propia descripción física de la interfase solución – sólido y una variedad de datos termodinámicos y parámetros.

El PHREEQC contiene tres modelos de complejación de superficie los cuales fueron incorporados para modelar reacciones de complejos de superficie. La modelación numérica de la adsorción de Pb en sedimento, se realizó con la ayuda de este programa de modelación inversa, el cual calcula las reacciones químicas netas que ocurren en el medio físico entre dos fases, donde generalmente es conocida la composición del agua (Kent *et al.*, 1990). El programa calcula la cantidad neta de masa transferida entre las distintas fases del medio para cada una de las reacciones específicas, también calcula concentraciones, molaridades y actividades de elementos de especies acuosas. Este tipo de modelo supone que el agua está en equilibrio con el medio.

El PHREEQC mediante sistemas de ecuaciones y funciones algebraicas, determina actividades termodinámicas, ecuaciones de acción de masas, balances molares, intercambio de sitios, actividad del agua, balance de cargas, fuerza iónica, entre otros. Donde cada función algebraica es reducida a un número mínimo de variables para que el número de funciones sea igual al de las variables, para posteriormente usar el método modificado de Newton-Raphson para darles solución y así obtener resultados.

El PHREEQC, desarrollado por la US Geological Survey (USGS, 2005), es el más adecuado para esta aplicación, por sus características.

La información de entrada necesaria para alimentar el PHREEQC es:

- Fases minerales en el acuífero
- Estado redox, alcalinidad, temperatura y pH
- Superficie adsorbente
- Constante de adsorción y concentración de sitios
- Componentes disueltos en la fase líquida
- Componentes en la fase sólida
- Equilibrio de Fases

Las variables de salida son:

- Concentración de metal total
- Concentración de metal adsorbido

Los atributos del PHREEQC son:

- Calcula todos los posibles conjuntos de reacciones entre el agua y la fase mineral definida.
- Simula conjuntamente el transporte reactivo y el flujo de agua.
- Trabaja con entorno de sistema operativo Windows.

5.5.1 Calibración

La calibración del modelo se llevó a cabo mediante el programa HYDRAQL, el cual es un modelo de simulación numérica que incluye modelos de complejos de superficie en varias capas, permite calcular la especiación en equilibrio de las fases disuelta y sólida de sistemas acuosos (Papelis *et al.*, 1988).

Los parámetros requeridos para la calibración del modelo son: fuerza iónica, temperatura, intervalo de pH, área superficial del sedimento, concentración molar de Pb, concentración de sitios y concentración de sedimento.

El proceso de calibración del modelo consistió en encontrar la reacción, la estequiometría y la constante intrínseca del sedimento, con las cuales, las curvas obtenidas representen los datos experimentales obtenidos como función del pH y la fuerza iónica. La calibración se desarrolló de la siguiente manera: primero, se ajustó la curva modelada con los datos experimentales para la fuerza iónica (I) de 0.001M; segundo, utilizando la constante de adsorción encontrada para I = 0.001M, se modeló la adsorción para las otras fuerzas iónicas, 0.01M y 0.1M. Dicho procedimiento se repitió varias veces, hasta que las curvas obtenidas de los datos modelados se ajustaron a las curvas experimentales. Con el primer ajuste de la curva experimental a los datos modelados de I = 0.001M se calibró la constante de equilibrio y, con el ajuste a las otras fuerzas iónicas se verificó dicha constante.

Los parámetros necesarios para la calibración del modelo, así como para la obtención de la constante y reacción de equilibrio, se muestran en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4 Parámetros de entrada para la calibración (HYDRAQL)

Parámetros	Valores
Fuerza iónica (NaCl)	0.001
(M)	0.01
	0.1
Temperatura(°C)	25
Intervalo de pH	2 – 9
Área superficial del sedimento	30
(m ² L ⁻¹)	
[Pb] (M)	2.41E-05
[S _{TOT}] (mol g ⁻¹)	6.52E-06
[Sedimento] (g L ⁻¹)	25

5.5.2 Simulación

Para la simulación se contó con el apoyo del modelo denominado PHREEQC, el cual es un programa geoquímico aplicable a varios ambientes hidrogeoquímicos. En este programa es posible realizar simulaciones tanto de reacciones químicas como de procesos de transporte en aguas naturales o en aguas contaminadas.

Aplicando el modelo PHREEQC se estimó el riesgo de contaminar con Pb el agua del Lago de Pátzcuaro por la resuspensión de sedimentos utilizando la formulación de diferentes escenarios basados en los resultados obtenidos de la calidad del agua y sedimentos.

Las reacciones químicas que ocurren bajo estos escenarios son formuladas mediante expresiones matemáticas, las cuales fueron resueltas con la aplicación del modelo de equilibrio químico antes mencionado. En una solución, los protones e iones metálicos compiten por los sitios de adsorción y este equilibrio es descrito por la Ley de Acción de Masas.

5.5.3 Escenarios de simulación

Los escenarios de la distribución de Pb en sedimentos, considerados para la realización de las simulaciones y que podrían representar las condiciones a manifestarse en el Lago de Pátzcuaro, son mostrados en la Tabla 5.5. La adsorción fue simulada asumiendo adsorción débil y adsorción fuerte, la cual se presenta sobre la superficie adsorbente. Así mismo se tomó en cuenta la batimetría del lago por lo cual, cada uno de los escenarios descritos fueron simulados a tres diferentes profundidades representativas del lago, profundidad mínima (1.9 m), profundidad media (5 m) y profundidad máxima (10.9 m)

A continuación se describen los cuatro escenarios que fueron simulados:

En el primer escenario, la concentración de Pb varía en función de las diferentes profundidades que presenta el lago, para esta simulación se utilizó la constante intrínseca de los sedimentos, obtenida de los experimentos y cálculos anteriormente mencionados.

En el segundo escenario, la concentración de Pb al igual que en primer escenario varía en función de la profundidad, pero en este caso se toma la constante obtenida en la bibliografía del libro de Dzombak y Morel (1990).

El tercer y cuarto escenario se realizaron para el agua intersticial de los sedimentos, en la cual varía la concentración de Pb, para el tercer escenario se utilizó la constante obtenida de los experimentos y la constante de la literatura se utilizó en el cuarto escenario.

La concentración de Pb en sedimentos utilizada en los escenarios de simulación se tomó en base a los resultados encontrados en estudios hacón, 2001; IMTA 2004a; García, 2007), que en promedio fue de 30mg/kg. En la Tabla 5.5, ésta tiene variaciones ya que se encuentra en función de la cantidad de agua de los distintos niveles utilizados en los escenarios, por lo tanto es la concentración de Pb disuelto.

Tabla 5.5 Escenarios de simulación

ESCENARIO	PARAMETRO	UNIDAD	PROFUNDIDAD			Agua intersticial en sedimentos
			1.9 m	5 m	10.9 m	
	Temperatura	°C	21	21	21	21
	pH	SD	8.9	8.9	8.9	8.9
	pE	SD	6 a -6	6 a -6	6 a -6	6 a -6
Escenario 1	Pb	mol/kgw	2.20E-06	5.71E-07	2.62E-07	--
	Log K	SD	12.85 ¹	12.85	12.85	--
Escenario 2	Pb	mol/kgw	2.20E-06	5.71E-07	2.62E-07	--
	Log K	SD	4.65 ²	4.65	4.65	--
Escenario 3	Pb	mol/kgw	--	--	--	1.15E-04
	Log K	SD	--	--	--	12.85
Escenario 4	Pb	mol/kgw	--	--	--	1.15E-04
	Log K	SD	--	--	--	4.65

SD = Sin dimensiones

Kgw = kilogramo de agua

¹= Constante obtenida en este trabajo

²= Constante Dzombak y Morel (1990)

-- = No aplica

5.6 Estimación de riesgo

La estimación de riesgos se lleva a cabo siempre que exista la posibilidad de daños tanto a la salud humana como al ambiente (Ize, 2003). La entrada de Pb al Lago de Pátzcuaro es en su mayoría aportada por la industria alfarera, se deposita en su mayoría en los sedimentos y debido a la acción del viento provoca una resuspensión de sedimentos contaminados con Pb, lo que implica riesgos de contaminación a la

columna de agua y consecuentemente a la vida acuática encontrada en el lago. De los resultados de la estimación de riesgos es posible realizar una toma de decisiones la cual permitirá definir o adoptar límites permisibles para la protección de la vida acuática, con el objetivo de salvaguardar el ambiente y establecer una normatividad que controle tanto la dosis como el periodo de aplicación.

Utilizando la metodología para la evaluación de riesgos ambientales (SEMARNAT-INE, 2002), una vez que se tiene la información respecto a los límites permisibles de Pb en agua como fuente de abastecimiento y uso pecuario y los resultados de las concentraciones en la simulación, se caracteriza el riesgo, en donde se determina cuantitativamente la existencia del riesgo en base al siguiente cociente:

$$Riesgo = \frac{CS}{CL} \quad (5.5)$$

Donde:

CS : Concentración encontrada en la simulación [$\mu\text{g L}^{-1}$]

CL : Concentración Límite (Límite Máximo Permissible) [$\mu\text{g L}^{-1}$]

De esta forma:

- Si Riesgo > 1, existe riesgo de contaminación.
- Si Riesgo < 1, no hay riesgo.

La información resultante de la caracterización del riesgo es la estimación del riesgo.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este apartado muestra los resultados correspondientes a la experimentación, los cuales fueron definidos en capítulo Metodología (Capítulo 5).

6.1 Caracterización de la muestra

Se determinaron los siguientes parámetros en la muestra compuesta de sedimentos del Lago de Pátzcuaro: pH, materia orgánica, granulometría, velocidad de adsorción y densidad de sitios $[S_{TOT}]$ (Tabla 6.1).

Tabla 6.1 Caracterización de la muestra

Parámetro	Resultados
pH	7.9 ± 0.2
Intervalo de pH ¹	7.9 – 8.2
Materia orgánica (%)	13.05 ± 0.08
Fierro Total (mg/kg)	53,280
Manganeso Total (mg/kg)	1,044
Granulometría	
Arena (%)	50
Limo (%)	40
Arcilla (%)	10
$[S_{TOT}]$ (mol L ⁻¹)	1.63E-04
Reacción de adsorción	$SOH + Pb^{2+} = SOPb^+ + H^+$

El pH fue medido en cada una de las muestras del área de estudio

6.1.1 pH

En lo que respecta a este parámetro, el cual fue medido en cada una de las muestras recolectadas en el área de estudio, así como de la muestra compuesta (Tabla 6.1), se puede apreciar que el sedimento del Lago de Pátzcuaro presenta un pH básico, intervalo de 7.9 – 8.2, lo que indica que la movilidad del Pb es baja y que la solubilidad de la mayor parte del Pb contenido en los sedimentos es reducida (Gladstone, 1998), pero a la vez la adsorción a los óxidos de hierro, materia orgánica y otras superficies adsorptivas se incrementa (Gladstone, 1998). Acorde al método utilizado para realizar esta prueba (DOF, 2002), el sedimento es clasificado como medianamente alcalino.

6.1.2 Componentes del sedimento

El contenido promedio y la desviación estándar de materia orgánica de la muestra compuesta fue de $13.05 \pm 0.08\%$ (Tabla 6.2). Este valor no rebasa la concentración de efecto severo (SEC) para la vida acuática, que ha sido establecida en la provincia de Ontario, Canadá (OMOE, 1994). A su vez, las concentraciones de hierro y manganeso en la muestra compuesta, rebasan a las concentraciones de referencia de probable efecto (PEC) para la vida acuática (Tabla 6.2), que han sido publicados por estado de Wisconsin, EE.UU. (CSST, 2003). El significado de la presencia de estos componentes en los sedimentos del Lago de Pátzcuaro, sobre la adsorción de Pb, se discutirá en la sección 6.2.1.

Tabla 6.2 Componentes del sedimento y su significado ecológico

Componente	Concentración en sedimentos del Lago de Pátzcuaro	Concentración de referencia
Materia orgánica (%)	13.05 ± 0.08	17.24^1
Fe (mg/kg)	53 280*	40 000 ²
Mn (mg/kg)	1 044*	1 100 ²

*obtenida para la muestra combinada

¹OMOE, 1994.

²CSST, 2003.

6.1.3 Granulometría

La granulometría de la muestra compuesta, tiene una composición de 50% arena, 40% limo y 10% arcilla; con base al método D422 – 63 (ASTM, 2005), el sedimento se clasificó como grueso. En los sedimentos es común encontrar un incremento de la concentración del metal en las fracciones de arcillas y limos (Förstner *et al.*, 1983). Las arenas poseen la particularidad de hacer más sencilla la identificación de manera individual, de cada uno de los contaminantes que se encuentren contenidos en esta fracción (Förstner *et al.*, 1983).

6.1.4 Experimentos de Adsorción

En este apartado, se presentan los resultados obtenidos de los experimentos realizados en lo que respecta a la adsorción del Pb.

6.1.4.1 Velocidad de adsorción

La velocidad de adsorción es un experimento preliminar que se realizó con la finalidad de determinar el tiempo al cual la adsorción del Pb en los sedimentos llega al equilibrio.

Los resultados obtenidos se encuentran reportados y presentados en la Tabla 6.3 y Gráfico 6.1.

Tabla 6.3 Resultados del experimento de adsorción de Pb en función del tiempo de reacción

Tiempo (horas)	Pb adsorbido (%)
0	0
0.5	73.0
0.8	78.6
1.0	83.6
1.5	88.9
2.0	90.9
2.5	93.5
3.5	95.5
4.5	96.7
6.0	97.2
24.0	99.7

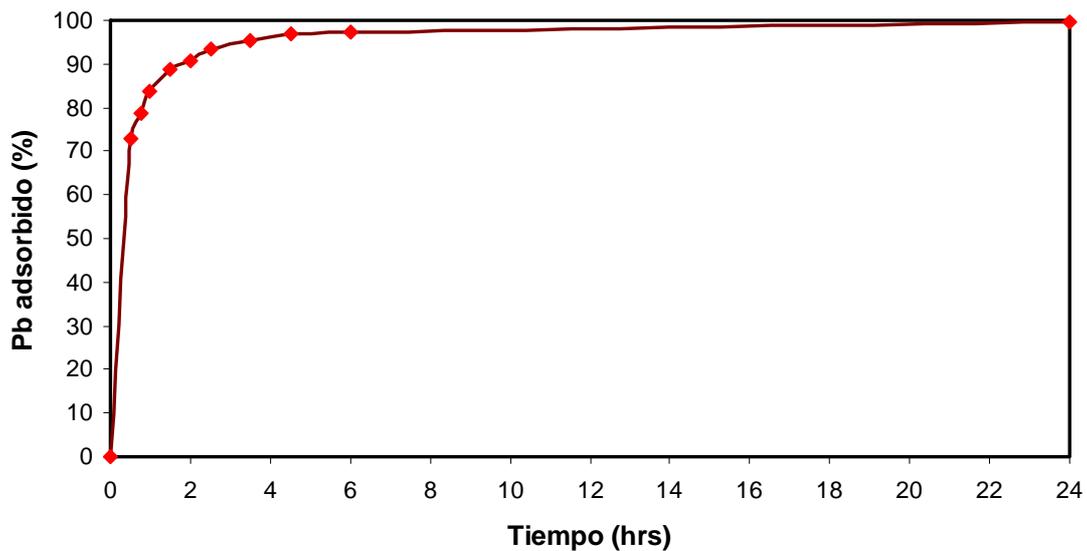


Gráfico 6.1 Comportamiento de la adsorción de Pb en función del tiempo

En el gráfico se aprecia una rápida incorporación del Pb al sedimento, en un tiempo aproximado de 30 minutos se logró una adsorción del 70%, después de este tiempo el comportamiento de la adsorción se manifestó de manera gradual.

Con base a los resultados obtenidos, el tiempo de equilibrio se consideró de 6 h para los experimentos consecuentes y para fines prácticos, lo cual concuerda con los resultados obtenidos por algunos investigadores (Davis *et al*, 1984; Kooner, 1993; Pavón, 1995;), ya que han reportado tiempos de equilibrio entre un periodo entre 4 a 24 horas, para sus respectivos tiempos de adsorción de Pb.

6.1.4.2 Densidad de sitios

La determinación de la concentración total de sitios de adsorción de los sedimentos del Lago de Pátzcuaro se realizó mediante el análisis de la adsorción del Pb, en función de diferentes concentraciones de sedimento.

Los resultados obtenidos del experimento, el porcentaje de adsorción del Pb en diferentes concentraciones de sedimento, están reportados en la Tabla 6.4.

Tabla 6.4 Resultados del experimento de la adsorción de Pb en función de la concentración de sedimento

Concentración de sedimento (g/L)	Pb adsorbido (%)	Pb disuelto (%)
0.25	75.2	24.8
2.5	77.9	22.1
5.0	84.5	15.5
7.5	86.1	13.9
10.0	88.9	11.1
12.5	90.0	10.0

Con base en lo expuesto en el capítulo 5, se retomó la ecuación linealizada de van den Berg y Kramer (1979), y se tiene que:

$$\frac{[Pb]}{[SOPb]} = \frac{[H]}{[S_{TOT}]K_A} + \frac{[Pb]}{[S_{TOT}]} \dots\dots\dots (6.1)$$

Donde:

$[S_{TOT}]$ Concentración de sitios de adsorción,

$[Pb]$ Concentración de plomo disuelto y,

$[SOPb]$ Concentración de plomo adsorbido.

$[H]$ Protones

K_A Constante de equilibrio de adsorción

De la ecuación (6.1), se graficó $[Pb]/[SOPb]$ contra $[Pb]$ y se obtuvo una pendiente de $1/[S_{TOT}]$ y una intersección que representa $1/[S_{TOT}] K_A$, por lo que a partir del inverso de la pendiente se obtuvo la concentración de sitios de adsorción $[S_{TOT}]$ del sedimento.

Se realizó el manejo de los resultados experimentales en base a la ecuación (5.1), para posteriormente ser graficados y obtener el valor de la concentración de sitios. Este manejo se muestra en el Gráfico 6.2.

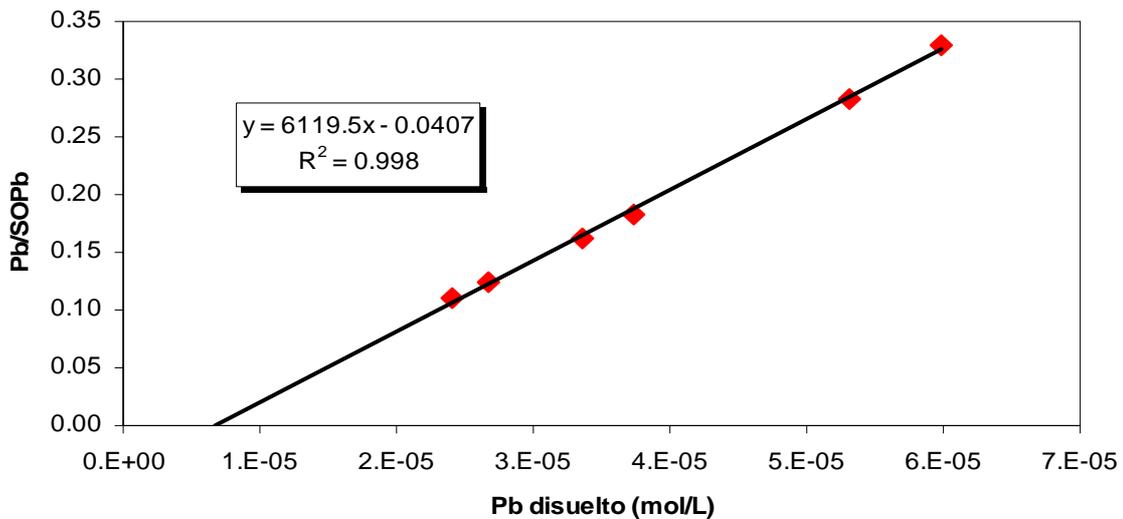


Gráfico 6.2 Resultados obtenidos mediante el método de van den Berg y Kramer

De este gráfico, se observa que el ajuste es bueno ya que se obtuvo un coeficiente de correlación de 0.998. Con la ecuación de la recta obtenida del gráfico, se obtuvo que el valor de la pendiente es de $6119.5 \text{ L mol}^{-1}$, el inverso de la pendiente es la concentración de sitios totales.

Concentración de sitios totales igual a $1.63\text{E-}04 \text{ mol L}^{-1}$, lo que corresponde a $6.52\text{E-}06 \text{ mol gr}^{-1}$.

6.1.4.3 Constante y reacción de adsorción

La constante de adsorción y la estequiometría de la reacción superficial que se llevó a cabo en el sistema, se obtuvo mediante la modelación hidrogeoquímica con la ayuda del modelo denominado HYDRAQL.

Los resultados obtenidos son reportados en la Tabla 6.5 y son mostrados en el Gráfico 6.3, el cual expresa el porcentaje de Pb adsorbido en la ordenada y en la abscisa la variación del pH de equilibrio de la reacción de Pb con el sedimento, así como el comportamiento de la adsorción ante variaciones de pH y fuerza iónica.

Tabla 6.5 Resultados del experimento de la adsorción de Pb en función de pH y fuerza iónica

FUERZA IÓNICA					
0.001M		0.01M		0.1M	
pH	Pb adsorbido (%)	pH	Pb adsorbido (%)	pH	Pb adsorbido (%)
2.0	76.6	1.9	74.8	2.0	78.2
2.3	87.7	3.0	87.5	3.1	85.5
4.6	88.0	4.6	88.7	4.6	88.3
5.4	93.1	5.4	91.8	5.1	91.7
6.5	94.7	6.5	92.5	6.6	92.8
7.6	95.5	7.6	94.4	7.6	95.3
8.0	99.0	8.9	98.7	8.9	98.8
9.0	99.5	9.1	99.7	9.2	99.5

En el gráfico se observa que no existen cambios apreciables en el porcentaje de adsorción a las distintas fuerzas iónicas, también se percibe el comportamiento de la adsorción en un intervalo de pH; conforme el pH se tornó básico el porcentaje de adsorción es mayor, por lo tanto, a un pH de 9 se obtuvo casi un 100% de adsorción.

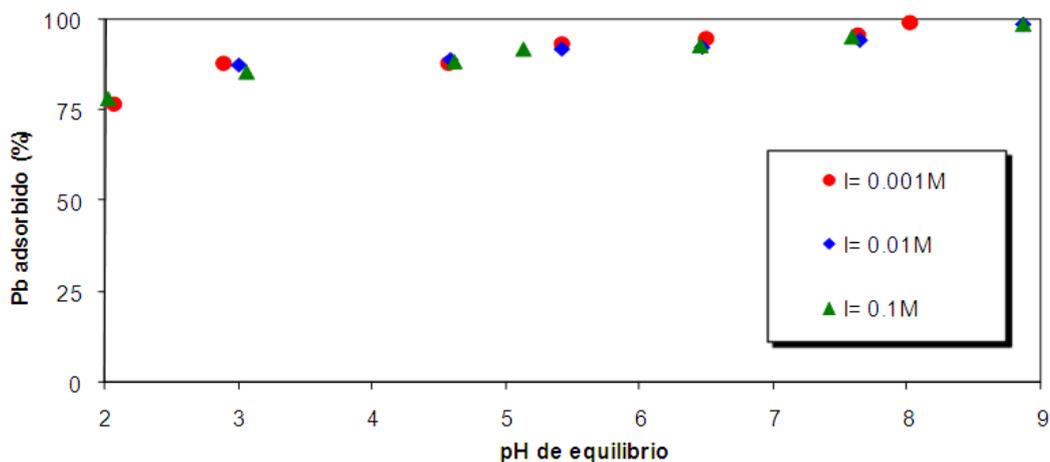


Gráfico 6.3 Porcentaje de adsorción de Pb, variando pH e I (fuerza iónica)

Con base en estas observaciones, se considera que el tipo de adsorción que se lleva a cabo es de esfera interna, estos resultados son acordes a los obtenidos en otros trabajos de investigación, como Mora (2002) y Villalobos (2000), donde se observó que el efecto de la fuerza iónica sobre la adsorción es indicativo de la afinidad de la unión con un ión dado.

6.2 Modelación química

En la modelación química se realizó la calibración del modelo HYDRAQL (Papelis *et al.*, 1988) y la simulación de los datos de interés bajo los escenarios descritos en la Tabla 5.5, capítulo anterior.

6.2.1 Calibración del modelo

Los parámetros necesarios para la calibración del modelo, así como para la obtención de la constante y reacción de equilibrio, se muestran en la Tabla 5.4 (capítulo anterior).

En el Gráfico 6.4 se observa el resultado de la calibración del modelo con los resultados de la adsorción del Pb en el sedimento. El modelo se calibró mediante reacciones de adsorción de esfera interior (enlace covalente).

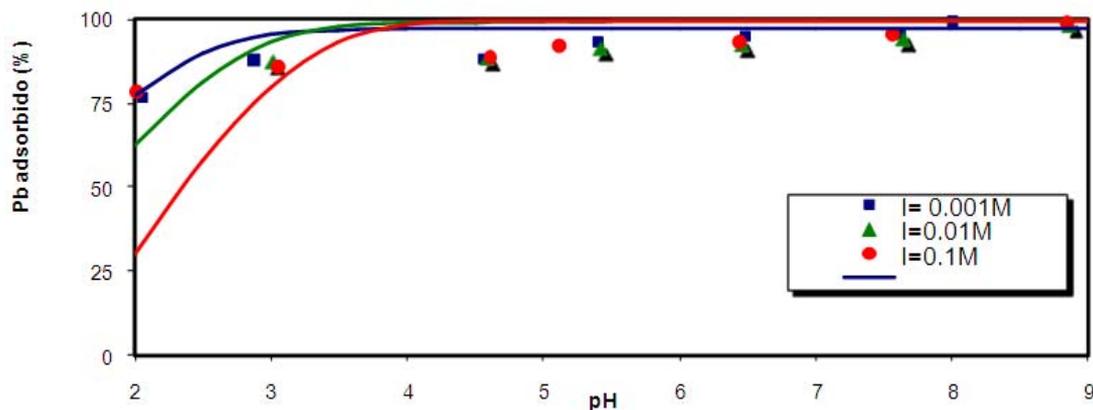
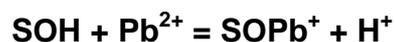


Gráfico 6.4 Calibración del modelo HYDRAQL para la adsorción de Pb.

Los datos experimentales se representan con símbolos y los resultados del modelo con líneas.

$$[\text{Pb}] = 2.41\text{E-}05, [S_{\text{TOT}}] = 6.52\text{E-}06 \text{ mol gr}^{-1}$$

La reacción obtenida a partir de la calibración, es la siguiente:



Con constante de equilibrio:

$$\log K = 12.85$$

En la Tabla 6.6 se compara la constante de equilibrio obtenida en este trabajo con las obtenidas para adsorbentes dominantes en sedimentos. Se observa que la constante

de adsorción de Pb para sedimentos del Lago de Pátzcuaro, se asemeja a la constante reportada para la adsorción de este metal en óxidos de manganeso. Esta constante, a su vez, se encuentra en varios órdenes de magnitud arriba de las reportadas para la adsorción de Pb en óxido de hierro (Dzombak y Morel, 1990) y en sustratos orgánicos como bacteria (Hansen *et al.*, 2006). Este resultado indica que los óxidos de manganeso en los sedimentos del Lago de Pátzcuaro, controlan la adsorción de Pb en los sedimentos. Resultados semejantes fueron encontrados por Hansen y González-Márquez (2009) para adsorción de metales en sedimentos del río Santiago.

Tabla 6.6. Comparación entre constantes de adsorción de Pb en diferentes matrices

Reacción	log K	Relación entre Pb adsorbido y disuelto	log K comparativo	Matriz
$\text{SOH} + \text{H}_2\text{O} + \text{Pb}^{2+} = \text{SO}-\text{PbOH}^+ + \text{H}^+$	1.0	$\frac{[\text{SO}-\text{PbOH}^+]}{[\text{Pb}^{2+}]}$	8	Bacteria ¹
$\text{SOH} + \text{Pb}^{2+} = \text{SOPb}^+ + \text{H}^+$	4.65	$\frac{[\text{SOPb}^+]}{[\text{Pb}^{2+}]}$	11.65	Óxido de hierro ²
$\text{SOH} + \text{Pb}^{2+} + \text{H}_2\text{O} = \text{SOPbOH} + 2\text{H}^+$	6.29	$\frac{[\text{SOPbOH}]}{[\text{Pb}^{2+}]}$	20.29	Óxido de manganeso ³
$\text{SOH} + \text{Pb}^{2+} = \text{SOPb}^+ + \text{H}^+$	12.85	$\frac{[\text{SOPb}^+]}{[\text{Pb}^{2+}]}$	19.85	Sedimento del Lago de Pátzcuaro ⁴

¹ Hansen *et al.* (2006)

² Dzombak y Morel (1990)

³ Tonkin *et al.* (2004)

⁴ Este trabajo

6.2.2 Simulación de escenarios de adsorción de Pb

Los escenarios simulan la contaminación por Pb en el agua del lago por resuspensión de sedimentos, la resuspensión en lagos someros es principalmente función de la acción del viento así como de la bioturbación, lo cual influye en la mezcla de los sedimentos de superficie y su interacción con el agua (Becares *et al.*, 2004).

Para todos los escenarios simulados, Pb disuelto en agua presenta 3 zonas: la zona reductora abarcan de -800 a 0.0 mV del intervalo de Eh, la zona de transición va de 0.0 a 300mV y la zona oxidada está a partir de 300mV (Minard y Louis, 2007).

A continuación se presentan los resultados de la distribución de Pb en agua y sedimento obtenida por simulación numérica.

ESCENARIO 1

Las concentraciones encontradas de Pb, al utilizar la constante del sedimento del Lago de Pátzcuaro obtenida durante la calibración para las 3 profundidades simuladas, se encontró que se encuentran por debajo de los criterios ecológicos establecidos para uso público (abastecimiento de agua potable, 0.05mg/l) y uso pecuario(0.1mg/l) (SEDUE, 1989), lo que se aprecia en el Gráfico 6.5.

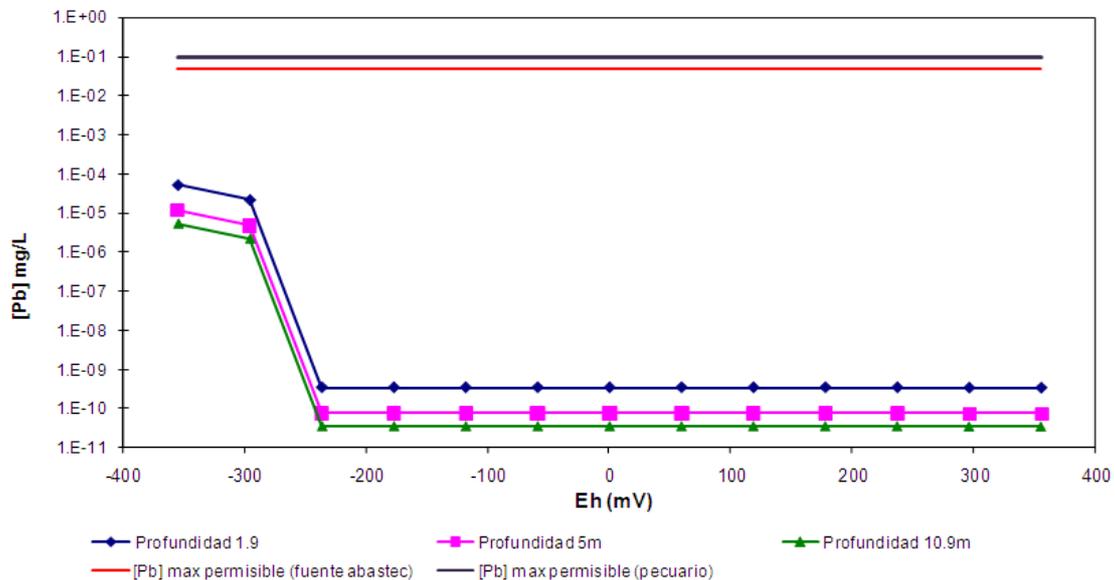


Gráfico 6.5 Concentración de Pb disuelto como función de diferentes profundidades en el lago y el potencial REDOX; pH = 8.9, [Pb] = 30mg/kg, log K₁ =12.85

K₁ Obtenida en este trabajo

Es decir, que en todo el intervalo de Eh, no existe posibilidad de exceder la concentración máxima permisible bajo el escenario 1.

ESCENARIO 2

El resultado obtenido de la simulación del escenario 2, indica que a un intervalo de entre -380 y -230mV (zona reductora), la concentración de Pb rebasa los niveles máximo permisibles tanto para agua como fuente de abastecimiento como para uso pecuario (SEDUE, 1989) en las tres diferentes regiones del Lago de Pátzcuaro, esto

es posible que se deba a una condición anoxia provocada por las constantes descargas de aguas residuales, la respiración de los microorganismos y la descomposición de la materia orgánica a expensas del oxígeno disuelto como aceptor del ión hidrógeno (Rodríguez, 2001).

En un lago somero y con condición eutrófica, generalmente prevalece un potencial redox entre la zona de transición y la zona oxidada (200 – 300 mV) (Fuentes y Massol, 2002), en este intervalo se observó que la concentración de Pb durante la resuspensión se mantiene por debajo del nivel permisible en agua para fuente de abastecimiento y uso pecuario (SEDUE, 1989). Esto indica que la probabilidad de que el Pb disuelto se incorpore a la columna de agua, es poca. Esto se puede observar en el Gráfico 6.6.

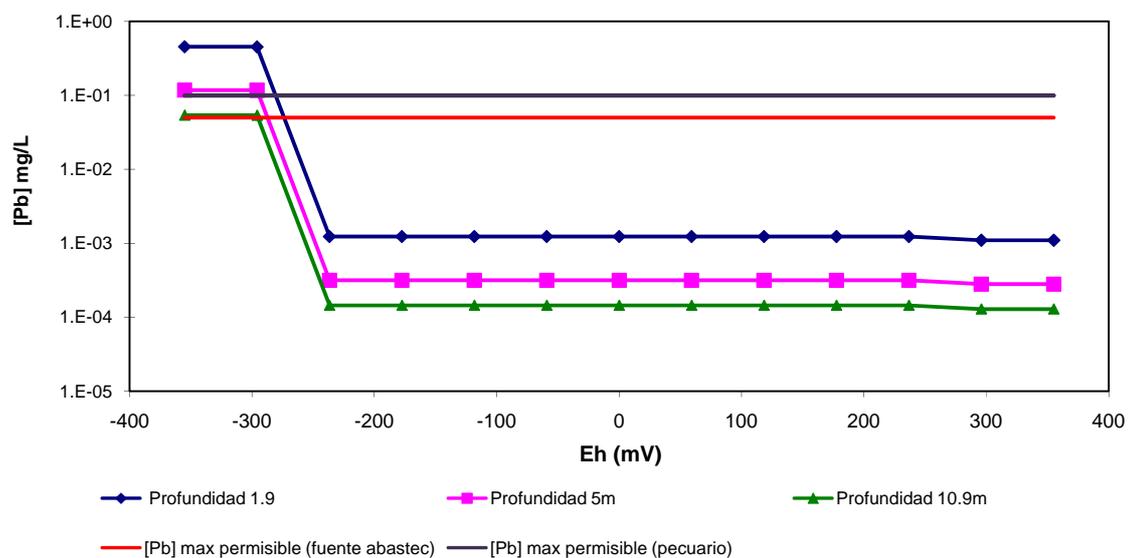


Gráfico 6.6 Concentración de Pb disuelto como función de diferentes profundidades en el lago y el potencial REDOX; pH = 8.9, [Pb]=30 mg/kg, log K_2 =4.65

K_2 Constante de Dzombak y Morel (1990)

Se logró apreciar que las concentraciones obtenidas de Pb disuelto en la zona más somera del lago (1.9 m) sobrepasan mayormente los niveles (SEDUE, 1989).

ESCENARIO 3 y 4

Los sedimentos están compuestos por material orgánico e inorgánico; dentro del material orgánico se encuentra un conjunto de organismos viviendo en el sedimento, denominados bentos. Estos escenarios están enfocados al Pb disuelto en el agua

intersticial contenida en los sedimentos, esto con la finalidad de determinar si se está afectando a la comunidad bentónica desarrollada en los sedimentos y consecuentemente a los peces que se alimentan de ellos.

En el Gráfico 6.7 se muestran los resultados obtenidos de la simulación, así como la comparación de los mismos con el límite máximo permisible.

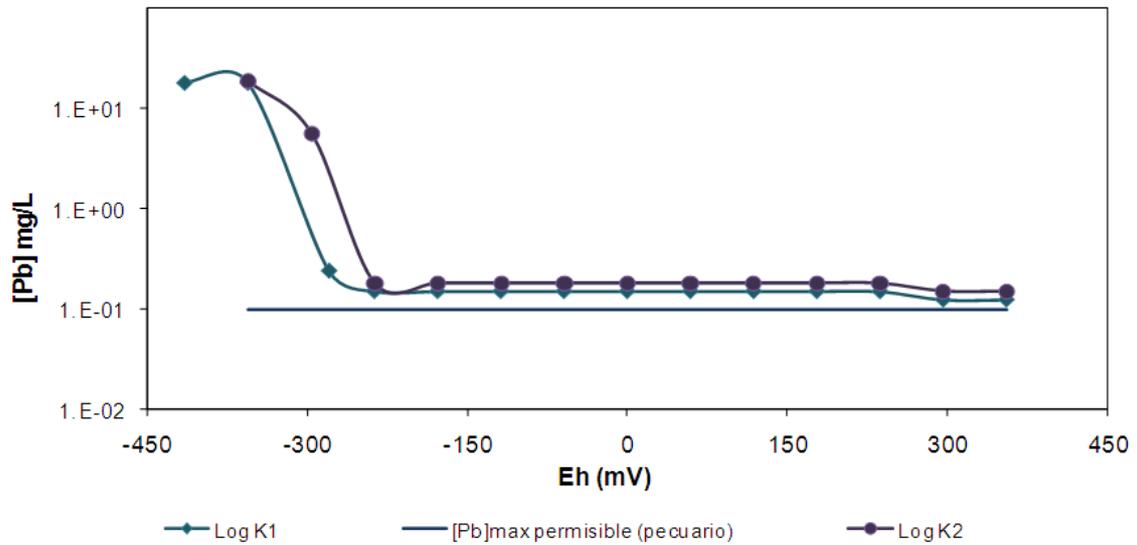


Gráfico 6.7 Concentración de Pb disuelto en agua intersticial en función del potencial REDOX; pH=8.9; $\log K_1=12.85$ $\log K_2=4.65$; [Pb] =30mg/kg

K_1 = Este trabajo

K_2 = Dzombak y Morel (1990)

La concentración de Pb disuelto en el agua intersticial, encontrada en ambos escenarios, rebasa los niveles máximos recomendados para agua como uso pecuario (SEDUE, 1989) en todo el intervalo de potencial redox, es decir, tanto en zonas reductoras, de transición y oxidadas, lo cual es un indicativo de que se está provocando daños al conjunto de plantas y animales que habitan en los sedimentos del lago.

6.3 Estimación de riesgo

A partir de los resultados de la simulación se utilizó para la comparación, los valores de la calidad del agua para uso pecuario y fuente de abastecimiento en lo que se refiere al nivel permisible de concentración de Pb (SEDUE, 1989) de 0.1 y 0.05 mg/L, respectivamente.

Aplicando la ecuación de riesgo (5.5), se obtienen los siguientes datos de la Tabla 6.5.

De los resultados obtenidos en la tabla se puede apreciar que el valor más alto de riesgo se presenta en las zonas más someras del lago, esto se debe a que debido a la acción del viento, existe una mayor cantidad de material suspendido que en una zona más profunda. En el caso del escenario 2, se aprecia que en las 3 profundidades existe un riesgo de que el Pb contenido en los sedimentos sea una fuente más de contaminación al incorporarse a la columna de agua, ya que está por encima de los criterios ecológicos para agua como fuente de abastecimiento, lo que provoca que no sea apta para esto. Por otro lado, para agua de uso pecuario se observa que en las zonas profundas el Pb disuelto no rebasa los niveles propuestos, mientras que en las zonas someras y media, existe el riesgo de afectación de la salud de los animales destinados al consumo del hombre.

En lo que respecta a los escenarios 3 y 4, el valor del riesgo es grande, lo que indica que el Pb disuelto en el agua intersticial ocasiona problemas a la comunidad bentónica contenida en los sedimentos.

Tabla 6.7. Estimación de riesgo

Profundidad (m)	Concentración Máxima Simulada de Pb CS (µg/L)				Concentración Máxima Permisible de Pb CL (µg/L)		Riesgo = CS/CL					
	Escenarios				Agua Fuente Abastecimiento	Agua uso Pecuario	Escenarios					
	1	2	3	4			1		2		3	4
							AFA	AUP	AFA	AUP	AUP	AUP
Mínima (1.9)	0.053	455	-	-	50	100	0.0011	0.0005	9.1	4.55	-	-
Media (5.0)	0.012	118	-	-	50	100	0.0002	0.0001	2.36	1.18	-	-
Máxima (10.9)	0.005	54	-	-	50	100	0.0001	0.0001	1.08	0.54	-	-
Agua Intersticial	-	-	1017	1018	50	100	-	-	-	-	10.17	10.18

- = No aplica

AFA = Agua fuente abastecimiento

AUP = Agua uso Pecuario

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES:

Se encontró que la adsorción ocurre de forma poco reversible (de esfera interior) y la adsorción en los óxidos de manganeso predomina en comparación con otros componentes del sedimento (los óxidos de hierro y con materia orgánica).

La constante de adsorción de Pb en los sedimentos del Lago de Pátzcuaro es de ocho órdenes de magnitud mayor que para óxidos de hierro, 12 órdenes de magnitud mayor que para materia orgánica y del mismo orden de magnitud que para óxidos de manganeso, sugiriendo que este último sea el componente del sedimento, que controla la adsorción de este metal.

Los escenarios de calidad del agua en el Lago de Pátzcuaro incluyen variaciones en el potencial Redox, que se esperarían en la interfase agua-sedimento al resuspenderse los sedimentos en el agua que contiene oxígeno disuelto. Las concentraciones de sedimentos suspendidos y plomo contenido en los mismos, varían de acuerdo con la profundidad del agua en tres diferentes escenarios: 14, 5 y 1 m de profundidad. Un cuarto escenario simuló la liberación de plomo en agua intersticial como función del potencial Redox. Los resultados de la simulación de la resuspensión del sedimento en diferentes zonas del lago con las condiciones y características propias del lago (temperatura, pH y pE) muestran que las concentraciones de Pb disuelto no rebasan los límites máximos permisibles que se encuentran en los Criterios Ecológicos para uso pecuario, fuente de abastecimiento y riego agrícola (SEDUE, 1989), lo que lleva a concluir que la cantidad de Pb disuelto que se incorpora a la columna de agua, no ocasiona un riesgo para los usos a los que está destinada dicha agua. Sólo en agua intersticial se esperarían concentraciones de Pb que rebasan los criterios ecológicos para la vida acuática.

Se simularon los mismos cuatro escenarios (columna de agua de 14, 5 y 1m de profundidad y agua intersticial), aplicando la constante reportada para por Dzombak y Morel (1990) para adsorción de Pb en óxidos de hierro. Los resultados indican riesgos de contaminación con Pb tanto en agua intersticial como en las zonas más someras del lago. Esto último ocurre especialmente en condiciones reductoras. Estas conclusiones demuestran la importancia de contar con constantes propias del sistema

estudiado ya que las simulaciones con datos de la literatura, pueden conducir a sobreestimaciones, como en este caso. Generalmente, las constantes de la literatura se obtienen bajo condiciones estándar y no siempre son representativas de lo que se está trabajando. La constante obtenida en el presente trabajo, fue obtenida mediante condiciones que prevalecen en el Lago de Pátzcuaro y, por tanto, las simulaciones representan de forma más verídica las concentraciones de Pb en el agua del lago.

RECOMENDACIONES:

Se recomienda estimar las cargas de entrada de plomo al Lago de Pátzcuaro por fuentes externas para realizar un balance de Pb con los datos obtenidos en este trabajo.

Realizar extracción secuencial para confirmar adsorción en manganeso.

Estudiar las concentraciones de Pb en agua de zonas someras, sobre todo en aquellas donde se descargan aguas residuales y donde existe mayor riesgo de agotamiento de oxígeno disuelto.

Asimismo, se recomienda estudiar las concentraciones de Pb en sedimentos para diferentes zonas del lago ya que la resuspensión de los sedimentos no es uniforme en todo el lago.

Evaluar y analizar la acumulación de Pb en la comunidad bentónica y en la cadena trófica.

Para el caso del programa PHREEQC, la hoja de entrada es la siguiente:

Modelación - 5cm de resuspensión 10.9 m columna agua

#Datos obtenidos

SURFACE_SPECIES

Hfo_sOH + H+ = Hfo_sOH2+
 log_k 7.29

Hfo_sOH = Hfo_sO- + H+
 log_k -8.93

Hfo_sOH + Pb+2 = Hfo_sOPb+ + H+
 log_k 12.85

Hfo_wOH + H+ = Hfo_wOH2+
 log_k 7.18

Hfo_wOH = Hfo_wO- + H+
 log_k -0.82

SURFACE 1

Hfo_sOH 1.45e-5 35 0.001
 Hfo_wOH 5.66e-4

SOLUTION 1

-units mol/kgw
 temp 21
 pH 8.9
 pe 6
 density 1.0

Pb	2.62e-7	mol/kgw
Ca	4.32e-4	mol/kgw
Mg	1.06e-3	mol/kgw
Na	6.37e-3	mol/kgw
K	9.77e-3	mol/kgw
N(-3)	1.86e-5	mol/kgw
N(5)	2.60e-6	mol/kgw
P	4.20e-6	mol/kgw
S(6)	1.92e-4	mol/kgw
Alkalinity	7.19e-3	as HCO3
-water 1		
USE solution none		

PHASES

Fix_e-
 e-=e-
 log_k 0.0

END

USER_GRAPH

-headings PE Metal Metaladsorbido
 -axis_scale x_axis 0 7 1
 -axis_titles "pe" "Metal" "Adsorbido"
 -initial_solutions false

```
-connect_simulations
-start
-end
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- -6  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- -5  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- -4  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- -3  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- -2  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- -1  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- 0  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- 1  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- 2  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- 3  O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Fix_e- 4  O2(g)
END
```

```
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_e- 5    O2(g)
END
USE solution 1
USE surface 1
EQUILIBRIUM_PHASES 1
    Fix_e- 6    O2(g)
END
```

9. REFERENCIAS

Almazán S., García S., Hernández C., E., Boreiko, C. 2006. Manual para el Manejo Ambientalmente responsable del plomo. Cámara Minera de México, International Lead Management Center, Industrias Peñoles, S. A. de C. V., y Centro de Calidad Ambiental del Tecnológico de Monterrey. 67.

Alloway, B. J. 1995. Heavy Metals in Soils. 2da. Edición. Blackie Academic & Professional. Springer. 12-13.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 2000. Standard test methods for moisture, ash, and organic matter or peat and other organic soils. D2974-00. En: Annual book of ASTM standards, Vol. 04.08. Philadelphia, PA, USA.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 2002. ASTM C 136 Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates, En: Annual book of ASTM standards, Vol. 04.08. Philadelphia, PA, USA.

ASTM (American Society for Testing and Materials). 2005. ASTM D422-63 Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils. En: Annual book of ASTM standards, Vol. 04.08. Philadelphia, PA, USA.

ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry). 2005. Public Health Statement for Lead. CAS # 12709-98-7. Toxicological profile for lead. Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs13.html>. Consulta: Enero 2008.

ÁVILA, P. 1996. "Uso y manejo del agua en los asentamientos humanos", en Víctor Manuel Toledo *et al.* (eds.) Plan Pátzcuaro 2000. Investigación multidisciplinaria para el desarrollo sostenido. México, Fundación Friedrich Ebert, 181-206.

Baird, C., Seymour, R., Carraher, C. 2001. Química ambiental. Publicado por Reverté. 391-395

Banderas T., González V. 1991. Limnological Aspects of a High-Mountain lake in Mexico. *Hidrobiología*, 224. 1 – 10.

Baudo R., Giesy J., Muntau H. 1990. *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutans*. Lewis Publishers, Novara, Italia. 405-410.

Becares, E., Conty, A., Rodríguez V., Blanco, S., 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas*, revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. Mayo-Agosto. Vol. 13. No. 2. 2-16.

Beltrami C. 2001. *La contaminación: El equilibrio en peligro*. Publicado por Longseller. 70 – 74.

Bueno B., Sánchez R., Armenta S., González V. 2005. Contenido de plomo y manganeso en despachadores de gasolina. *Bioquímica*, Asociación Mexicana de Bioquímica Clínica. Abril – Junio. Vol 30. No. 002. 41-46

Bussy, A. L., Barcelo, I., Solís, C. H. 2006. Transporte de Fe, Cd Y Zn en los sedimentos del Río Lerma: Influencia de la presa J.A. Alzate, Edo. de México. XIV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental 2006. Disponible en: <http://www.femisca.org/publicaciones/XIVcongreso/AguaCostera.html> Consulta: Diciembre 2006.

Callender, E., Rice, K. C. 2000. The Urban Environmental Gradient: Anthropogenic Influences on the Spatial and Temporal Distributions of Lead and Zinc in Sediments. *Environmental Science & Technology*. Junio. Vol. 34. No. 2. 232 – 237

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2002. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Canadian Environmental Quality Guidelines, No. 1299, Winnipeg (ISBN 1-896997-34-1)

CENTROGEO (Centro de Investigación en Geografía y Geomática "Ing. Jorge L. Tamayo" A.C.). 2005. Atlas Cibernético de Pátzcuaro. Disponible en: <http://www.centrogeo.org.mx/internet2/patzcuaro/07/atlas.htm> Consulta: Diciembre 2006.

Cisternas, M., Torres, L., Urrutia, R., 2000. Environmental comparison, through sedimentary records, between pre-Hispanic and current conditions of a lacustrine system. *Revista Chilena de Historia Natural*. vol.73. No.1, 151-162.

CONABIO (Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad). 2006. Pátzcuaro y Cuencas Endorreicas Cercanas. Disponible en http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rhp_062.html. Consulta: Enero 2007.

Contreras M., Ayala S., Muñoz M. 2002. Problemática de la cuenca del lago de Pátzcuaro. *TLÁLOC*. Mayo – Agosto. Vol. 9. No. 2. 10 – 17.

Córdova R. 2007. Coordinación técnica, seguimiento integral de las tres etapas y difusión del Programa para la Recuperación Ambiental de la Cuenca del lago de Pátzcuaro, 3era etapa 2006-2007. Informe final, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos, México.

Córdova R., García V. 2008. Programa para la recuperación de la cuenca del lago de Pátzcuaro. XXXI CONGRESO INTERAMERICANO AIDIS, Santiago – Chile. Disponible en: www.documentos.aidis.cl. Consulta: Enero 2009.

CSST (Contaminated Sediment Standing Team). 2003. Consensus-Based Sediment Quality Guidelines. WT-732 2003. Wisconsin Department of Natural Resources. Madison, Wisconsin, EE. UU. 16-17.

Cuker, B. E. 1993. Suspended Clays Alter Trophic Interactions in the Plankton. *Ecology*. Publicado por Ecological Society of America. Vol. 74. No. 3. 944-953.

Chacón T. 2001. Impacto Ambiental en el Dragado del Lago de Pátzcuaro. Disponible en: <http://www.sigapatz.info/estudios/estudios-aportes.html> Consulta: Enero 2007.

Chatellenaz, M., Dichtiar, M., Obregón, S. 1994. Efecto de las Perturbaciones sobre la Estructura y Estabilidad de las Comunidades. Cátedra de Ecología Animal y Zoogeografía. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura – UNNE. 9 de Julio. Disponible en: www1.unne.edu.ar/cyt/biologia/b-005.pdf. Consulta: Marzo 2007.

Davis, R.B., Hess, C.T., Norton, S.A., Hanson, D.W., Hoagland, K.D. and Anderson, D.S. 1984. ^{137}Cs and ^{210}Pb dating of sediments from soft-water lakes in New England (USA) and Scandinavia: a failure of ^{137}Cs dating. *Chemistry Geology*. Vol. 44. 151-185.

Díaz Z., G; Olvera V., V; Bravo I., .L: 1998. Control de malezas acuáticas. IMTA-SARH. (Informe final), México, D.F. 81.

DOF (Diario Oficial de la Federación). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis, SEMARNAT, Diario Oficial de la Federación, México D.F.

Dojlido, J. R. y Best, G. A. 1993. *Chemistry of Water and Water Pollution*. 2da Edición. Publicado por E. Horwood. 11-25.

Domènech, X. y Peral, J. 2006. *Química Ambiental de Sistemas Terrestres*. Editorial Reverte. 213-215.

Dzombak D., Morel, F. M. M., 1990. *Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide*. Publicado por John Wiley & Sons, 90-107.

Evans, R. D. 1994. Empirical evidence of the importance of sediment resuspension in lakes. *Hydrobiology*. Ed. Springer Netherlands. Vol. 284. No. 1/mayo. 5-12.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos (Estudio FAO Riego y Drenaje - 55). Hídricos. Por E.D. Ongley. GMS/Water Collaborating Centre. Burlington, Canada. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/W2598S/W2598S00.HTM#Contents>. Consulta: Febrero 2007.

Förstner, U., Wittmann W., Prosi, F., van Lierde, J. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. Publicado por Springer Verlag. 2da edición. 100-150.

Fuentes, F., Massol, A. 2002. Manual de Ecología Microbiana. Universidad de Puerto Rico. Disponible en: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/> Consulta: Diciembre 2008.

García, I., y Dorronsoro, C. 2004. Dinámica de Metales Pesados en Suelos. En: Tema 15. Contaminación por Metales Pesados. Apuntes. Universidad de Granada España. Disponible en: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm> Consulta: Diciembre 2006.

García A., Díaz D., Morales R., Ávila P., Tejeda V., Zarazúa O. 2003. Concentración de metales en sedimentos y su relación con los patrones de deposición en la presa José Antonio Alzate, Estado de México. Ingeniería Hidráulica en México. Octubre – Diciembre. Vol. XVIII. No. 4. 59 – 71

García A., Salgado S., Morales R., Díaz D. 2000. Determinación de perfiles de concentración de sedimentos en suspensión para granulometría extendida en situaciones de no-equilibrio. Ingeniería Hidráulica en México. Mayo – Agosto. Vol. XV. No. 2. 29 -35.

García C., Arreguin S., Hernández V., Lluch C. 2004. Impacto ecológico de la industria petrolera en la sonda de Campeche, México, tras tres décadas de actividad: Una revisión. INCI, Junio. Vol.29. No.6. 311-319.

García V. 2007. Memoria ilustrada del Programa para la Recuperación Ambiental de la Cuenca del lago de Pátzcuaro, 2003-2007. Instituto Mexicano del Agua - Fundación Gonzalo Río Arronte. Jiutepec, Morelos, México. 50-113.

Gladstone B. 1998. Environmental Geology: Principles and Practice. Publicado por Wiley-Blackwell. 490 - 494.

Golterman, H. L. 1983. Study of the relationship between water quality and sediment transport. Technical papers in Hydrology, UNESCO. Publicado por United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 35-40.

Gunkel, G. 2003. Limnología de un Lago Tropical de Alta Montaña, en Ecuador: Características de los sedimentos y tasa de sedimentación. Revista de Biología Tropical, Junio. Vol. 51. No. 2. 381-390.

Hakanson, L. y Jansson, M. 2002. Principles of Lake Sedimentology. Publicado por Springer Verlag, Berlín. 318.

Hansen, A. M. 1989. Adsorción de Cobalto en Sedimentos Marinos: Evaluación Experimental y Simulación Numérica. Tesis para obtener el grado de Doctor. Universidad Nacional Autónoma de México. 29-44.

Hansen, A. M., Villa-Navia, A., van Afferden, M. 2006. Escenarios de la distribución de plomo en agua, sedimentos y bacterias del lago de Chapala, México. Ingeniería Hidráulica en México. Vol. XXI. No. 1. Abril-Junio. 43-56.

Hansen A. M. y González-Márquez L. C. 2009. Estimation of Risks to Contaminate Water in the Arcediano Dam, Jalisco, Mexico. Sometido a Journal of Environmental Science and Health A. Aceptado para su publicación

Hansen, A. M. y León Z. 1995. Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma – Chapala. Ingeniería Hidráulica en México. Septiembre – Diciembre. Vol. X. No. 3. 55-69

Hansen A. M. y Maya, P. 1997. Adsorption – desorption behaviours of Pb and Cd in Lake Chapala, Mexico. Environment International. Vol. 23. No. 4. 553 – 564.

Hayes, K.F., Redden, J., Ela, W., y Leckie, J.O; 1991. Surface Complexation Models: an evaluation of model parameter estimation using FITEQL and oxide mineral titration data. *Journal of Colloid and Interface Science*. Vol. 142. No. 2. 448-469.

Herranz M., Bolivar R., Liger P., Payeras S., Pinilla M. 2007. Procedimiento de toma de muestras de sedimentos para la determinación de la radiactividad ambiental. CSN (Consejo de Seguridad Nuclear) Colección Informes Técnicos 11.2007 Serie Vigilancia Radiológica Ambiental Procedimiento 1.10.15-17.

Horppila J. y Nurminen L. 2005. Effects of calculation procedure and sampling site on trap method estimates of sediment resuspension in a shallow lake. *Sedimentology*. Vol. 52. 903-913.

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del agua). 1995. Muestreo y Preservación de Sedimento. Clave CAHG4 – 01. México.

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del agua). 1996. Metodología para determinar la adsorción de un metal en un sistema sólido – líquido. Clave CAHG6 – 02. México.

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) 2004. Informe Trimestral (Diciembre – Enero). Alternativas para remediación de la carga interna de nutrientes en el lago de Pátzcuaro. Evaluación de alternativas. Marzo. HC-0442.

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) 2004a. Alternativas para remediación de la carga interna de nutrientes en el lago de Pátzcuaro. (1ra. Etapa: Evaluación de alternativas). Clave HC-0442

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) 2004b. Proyecto: Simulación del impacto de diversas acciones de recuperación sobre el lago de Pátzcuaro. Clave HC-0396.

IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) 2004c. Proyecto: Simulación de nutrientes en el lago de Pátzcuaro. Clave HC-0440.

INE (Instituto Nacional de Ecología). 2006. El Escenario Paleoambiental de la región. Disponible en: <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/420/cinco.html>. Consulta: Mayo 2007

Israde I. y Garduño V. 2001. Generación de residuos peligros en el entorno del lago de Pátzcuaro. Disponible en: <http://tariacuri.crefal.edu.mx/sigapatz/estudios/aportes/residuos.html>. Consulta: Diciembre 2006.

Ize L. 2003. La evaluación de riesgo por sustancias tóxicas. Gaceta Ecológica. INE. Octubre-Diciembre, no. 069, D. F. 45-56.

Izurieta J. 2002. Estimación del impacto de las cargas de contaminantes del dren Tzurumutaro en el lago de Pátzcuaro y propuestas de tratamiento, Informe CNA-IMTA México. 68-71.

Jiménez C, B. 2001. La contaminación ambiental en México: Causas, efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa. 33 – 40.

Kent, D.B., Tripathi, V.S., Ball, N.B., Leckie, J.O. 1988. Surface-complexation modeling of radionuclide adsorption in subsurface environments. Sandia National Laboratories, Stanford University. NUREG/CR-4807. NRC Washington D. C.

Kiss K., G. y Mendoza R., F. 1998. Generación de materias contaminantes en rellenos sanitarios de residuos sólidos municipales. Ingeniería y Ciencias Ambientales. Septiembre – Octubre. No. 38. 6 – 9.

Kooner, Z. S. 1993. Comparative study of adsorption behavior of copper, lead, and zinc onto goethite in aqueous systems. Environmental Geology. Vol. 21. No. 4. 242-250.

Lecomte, K. L. 2003. Verificación y validación de modelos geoquímicos realizados con un software específico. Problemas del conocimiento en Ingeniería y Geología. Editorial Universitas, Córdoba. Agosto. Vol. I. 65-76.

LGEEPA (Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente). 2001. Colección Porrúa. 16ava. edición. Editorial Porrúa. México. 3-4.

Luetlich, R. A., Harleman, D. R., Somlyódy L. 1990. Dynamic behavior of suspended sediments in a shallow lake perturbed by episodic winds events. *Limnology and Oceanography*. Vol. 35. No. 5. 1050- 1067.

Maine, M., Hammerly, J., Leguizamon, M. and Pizarro, M.: 1992, 'Influence of the pH and redox potential on phosphate activity in the Parana Medial system'. *Hydrobiologia* 228, 83–90.

Mance, G. 1987. *Pollution Threat of Heavy Metals in Aquatic Environments*. Ed. Elsevier Applied Science, USA. 287-299.

Martínez, G. y Alvarado, J. 2001, Estudio fisicoquímico de las aguas superficiales de la cuenca Baja y pluma del río Manzanares. *Interciencia, Revista de Ciencia y Tecnología en América*. Agosto. Vol. 26. No. 008, Caracas Venezuela. 342 – 351.

Maya, P. y Hansen, A. M. 1995. Competencia de iones mayores en la migración química de cadmio y plomo en sedimentos del lago de Chapala, México. *Ingeniería Hidráulica en México*. Enero – Abril. Vol. X. No. 1. 35–42.

Medina G., Zetina M., Comas B., Pat C. 2004. Concentración de Cd, Cr, Cu y Pb en sedimentos y tres especies de pepino de mar (clase holothuroidea) de las costas del estado de Yucatán, México. *Ingeniería Revista Académica*. Mayo-Agosto. Vol.8. No. 2. 7-19.

Minard R. y Louis C., 1990. *Solutions, minerals, and equilibria*. 2da. Edición. Publicado por Jones and Bartlett. 234 – 239.

Mora L. 2002. Migración de plomo a través de facies hidroquímicas del agua subterránea. Tesis para obtener el grado de Doctor. Universidad Politécnica de Madrid. España. 81-83.

Muñoz, P y Salamanca, M. 2001. Flujo de plomo particulado a los sedimentos marinos y su incorporación en *paraprionospio pinnata* (polychaeta: spionidae) en bahía Concepción (36° Lat. S), CHILE. Revista Gayana (Concepción). Vol. 65. No.2, 155-166.

Nemerow N. L. y Dasgupta A. 1998 Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos. Ediciones Díaz de Santos. 677 – 678.

OECD (Organization for Economic Co-operation and Development). 1993. Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Risk Reduction Monograph N° 1: Lead background and national experience with reducing risk. Paris. (Report N° OCDE/GD (93)67). 35-277.

OMOE (Ontario Ministry of Environment). 1994. Evaluating construction activities impacting on water resources. Part III A. Handbook for dredging and dredged material disposal in Ontario. Ontario Ministry of Environment, Toronto, Ontario. 19-25.

OMS (Organización Mundial de la Salud). 1979. Criterios de Salud Ambiental 3 Plomo. Organización Panamericana de la Salud y OMS, 11-44.

Ortega, V. 1994. Modelado de adsorción de Sr y Cs y su interacción partícula-agua en el gradiente salino. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias, Universidad de Baja California. Diciembre. 12-19.

Ortiz H., y Camacho I. 2004. Contribución de la resuspensión de sedimentos a los flujos no conservativos de fósforo inorgánico disuelto en Bahía San Quintín, Baja California: Una estimación experimental. Ciencias Marinas. Febrero. Vol. 30. No. 1a. 75 – 88.

Oyarzun R. e Higuera P. 2000. *Minerales, Metales, Compuestos Químicos, y Seres Vivos: Una difícil pero inevitable convivencia*. Disponible en: http://www.ucm.es/info/crismine/Geologia_Mineral/Mineria_toxicidad.htm. Consulta: Abril 2007.

Páez O., F., 1999. Contaminación por metales en las costas de México. *Ciencia y Desarrollo*. Noviembre – Diciembre. No. 149. 69-73.

Papelis, C., K. F. Hayes y J. O. Leckie. 1988. HYDRAQL: A program of the computation of chemical equilibrium composition on aqueous batch systems including surface – complexation modeling of ion adsorption at the oxide/solution interface. Tech. Rep. 306, Dept. Civil Eng., Stanford University, Stanford. USA.

Paramo V., J. 1996. Transporte Difusivo de los Metales Pesados Cadmio y Plomo en arcillas del valle de México. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México. 8-49.

Pavón T. 1995. Influencia de la temperatura en la remoción de metales pesados por el proceso de intercambio iónico utilizando Clinoptilolita-Zeolita. Tesis de maestría., UNAM. México.

Pérez G, G. 2005. Disponibilidad de metales tóxicos en sitios contaminados. “Aplicaciones y limitaciones de la fracción en la determinación de gradientes de polución” Universidad Autónoma de Barcelona. Memoria para aspirar al grado de Doctor en Química. 29-31.

Pickett S.T.A., Wu J., Cadenasso M.L. 1999. Patch dynamics and the ecology of disturbed ground: a framework for synthesis. En: Walker L.R. (ed.). *Ecosystems of the world: ecosystems of disturbed ground*, Elsevier Science. Amsterdam. 707-7210.

Ramos L., Ferrary M., Mungía, G., Tarradellas J. 1994. Determinación de Trazas de plomo y cobre en peces del Lago de Yojoa, Honduras. Centro de Estudios y Control de Contaminantes, COSUDE, EPFL, OPS/ECO. *Contaminantes Químicos – Monografía*. 5-94.

Rodríguez S. y Ávila P. 1997. Stock of immobilized metals in “Jose Antonio Alzate” dam sediment samples in the State of Mexico. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. Vol. 221. 231 -234.

Rodríguez, G. 2001. El lago de Maracaibo como cuenca anaeróbica natural: Uso de líneas de base históricas en estudios de impacto ambiental. *INCI*, oct. 2001, Vol. 26. No.10. 450-456.

Rosas R., H. 2001. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. UPC. Capítulo 5. Disponible en: <http://www.tdx.cesca.es/TDX-0712101-075103/> Consulta: Junio 2007)

Salomons, W., Ulrich, F. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Editorial Springer – Verlag. 64-97.

Tonkin, J. W., Balistreri, L. S., Murray, J. W. 2004. Modeling sorption of divalent metal cations on hydrous manganese oxide using the diffuse double layer model. *Applied Geochemistry*. Vol. 19. 29–53

SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología). 1989. *Criterios Ecológicos de Calidad del Agua*. CE-CCA 001/89. Diciembre. 7 -22.

SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2000. Lo que usted debe de saber del plomo. Serie Plomo No. 1, Folleto elaborado por SEMARNAT, INE y CAMIMEX. México.

SEMARNAT – INE (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales – Instituto Nacional de Ecología). 2002. *Metodología para la evaluación de riesgos ambientales*.

SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2008. Avanza la recuperación ambiental de la cuenca del lago de Pátzcuaro. Disponible en: ww.semarnat.gob.mx/saladeprensa/boletindeprensa/Pages/bol08-026.aspx. Consulta: Junio 2008.

Senior, W. y Marquez, A. 1994. Estudio del comportamiento de los metales en el material en suspensión de las aguas superficiales del río Manzanares, Venezuela. Disponible en: <http://www.eco-index.org.pdf>. Consulta: Junio 2008.

Torres P., L. 2004. Evaluación de un sitio contaminado por residuos de Baterías ácido-plomo. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México.15-25.

UCAR (University Corporation for Atmospheric Research). 2004. Las Rocas Sedimentarias Contienen Claves de los Antiguos Medios Ambientes. Disponible en: <http://www.windows.ucar.edu>. Consulta: Junio 2008.

UNEP/IRPTC. 2002. Chemical Data Bank Versión 2.0. United Nations Environment Programme. IRPTC Database, PC Version 2.0 (1996).

UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la educación, la Ciencia y la Cultura) 2006. Erosión Disponible en: <http://www.unesco.org.uy/phi/libros/erosion/capitulo1.html>. Consulta: Junio 2008.

USEPA (Agencia de Protección Ambiental de EE.UU, por sus siglas en inglés). 1996. Test Methods for Evaluating Solid Waste-physical/chemical Methods, EPA Method 6010B, Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. Revision 2. Washington, D. C.

USEPA (Agencia de Protección Ambiental de EE.UU, por sus siglas en inglés). 1998. Guideline OPPTS 835.1220 (1998): Sediment and soil adsorption / desorption isotherm. EPA Fate, transport and transformation test guidelines.

USEPA (Agencia de Protección Ambiental de EE.UU, por sus siglas en inglés). 2001. Disponible en: <http://www.epa.gov/opptintr/lead>. Consulta: Diciembre 2007.

USGS (U.S. Geological Survey). 2005. "PHREEQC" (version 2)-A. Computer Program for Speciation, batch- reaction, one- dimensional transport and inverse geochemical calculations. Disponible en: http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc. Consulta: Diciembre 2007.

Valderrama O., J. 1998. Información Tecnológica. CIT (Centro de Información Tecnológica). Vol. 9. No. 2. Chile. 43-47.

Van den Berg, C. M. G. y Kramer, J. R. 1979. *Analytica Chimica Acta* 106. 113.

Villalobos, M. y Leckie, J. O. 2000. The rol of carbonate in trace metal soil pollution. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Vol. 16. 157-167

Wershaw, R. L. 1976. Lead in the Environment – Geological survey professional paper 95 U.S. Department of the interior US government. Printing office, Washington. 13 -15, 23, 31 -33.

WHO (World Health Organization). 1989. Lead. Disponible en World Wide Web: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/en/ebd8chap4.pdf. Consulta: Diciembre 2007

Zhu C., Anderson G., 2002. *Environmental Applications of Geochemical Modeling*. Cambridge University Press. 100 -120.