



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – SUSTANCIAS Y RESIDUOS PELIGROSOS

**PROPUESTA PARA LA DISPOSICIÓN FINAL DE LOS SEDIMENTOS DEL LAGO DEL
PARQUE RECREATIVO ALAMEDA ORIENTE, MÉXICO D.F., CON BASE EN SUS
PROPIEDADES FÍSICAS, GEOQUÍMICAS Y LA NORMATIVIDAD EXISTENTE EN
MATERIA.**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
MARTHA LETICIA ISLAS RIVERA

TUTOR PRINCIPAL
GEORGINA FERNADEZ VILLAGOMEZ, FACULTAD DE INGENIERÍA
COMITÉ TUTOR
JORGE LUIS DE VICTORICA ALMEIDA, INSTITUTO DE INGENIERIA
ENRIQUE CESAR VALDEZ, FACULTAD DE INGENIERÍA

MÉXICO, D. F. septiembre 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Jorge Luis de Victorica Almeida
Secretario: Dr. Cesar Valdez Enrique
Vocal: Dra. Georgina Fernández Villagómez
1^{er}. Suplente: M. Adm. Ind Irene Landy Ramírez Burgos
2^{do}. Suplente: Dr. Víctor Manuel Luna Pabello

Lugar o lugares donde se realizó la tesis: Facultad de ingeniería

TUTOR DE TESIS:

NOMBRE

Dra. Georgina Fernández Villagómez

FIRMA

RESUMEN

La rápida colmatación de sedimentos y la necesidad del desazolve es un problema que se presenta en muchos de los lagos, sobre todo en los de tipo ornamental, aunado a ello los altos costos financieros asociados al impacto ambiental que éstos generan según las propiedades que poseen. Los sedimentos en los lagos tienen muchos atributos valiosos, sin embargo, existen problemas asociados en cuestiones de uso de suelo, las cantidades excesivas que de ellos resulta en la acumulación y la pérdida de agua libre.

El presente trabajo tiene el objetivo de realizar una propuesta para la disposición final de los sedimentos del lago del parque recreativo Alameda Oriente México D.F. (LAO), con base en sus propiedades físicas, geoquímicas y la normativa existente en la materia.

Para ello se realizaron y analizaron diferentes propuestas basadas en los resultados de las pruebas realizadas como fueron: pH, potencial redox, granulometría, contenido de materia orgánica (método de Wikley y Black) y contenido de metales (Ni, Cd, Pb y Hg)

Se determinó la concentración de los metales arsénico, plomo, cadmio y mercurio en sedimento superficial y agua de las cinco esclusas que constituyen al lago. Las muestras de sedimento fueron obtenidas con un muestreador de plástico. El análisis fue realizado empleando espectrofotometría de absorción atómica (EAA Perkin-Elmer 2380), con técnicas de generación de hidruros para mercurio, flama (EAA-Flama) para arsénico y horno de grafito (EAA-HG) para plomo y cadmio.

El aumento de metales pesados detectados en los niveles superficiales de los sedimentos del LAO, es atribuido tanto a contaminación local por parte de los visitantes del parque como regional.

Los resultados muestran que los sedimentos del lago presentan características de un residuo peligroso por las concentraciones totales de As, Hg, Pb y Cd de acuerdo a la normativa mexicana y se consideran un riesgo para la vida acuática con base en la normativa canadiense.

Mediante los resultados se realizó un análisis de las opciones aplicables a los sedimentos y posteriormente la propuesta para la disposición final que consiste en la aplicación de técnicas de fitorremediación.

INDICE

RESUMEN

INTRODUCCIÓN

vi

OBJETIVOS

ix

CAPÍTULO 1 - ASPECTOS GENERALES DE LA CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS

1.1 Calidad de los sedimentos	1
1.1.1 Evaluaciones de calidad de sedimentos	1
1.1.2 Muestreo de sedimentos	2
1.1.3 Usos alternativos del material dragado y desazolve	3
1.2 Contaminación de cuerpos de agua por metales	4
1.3 Biodisponibilidad	5
1.4 Comportamiento geoquímico y toxicológico de As, Cd, Pb y Hg	7
1.4.1 Arsénico	7
1.4.2 Cadmio	11
1.4.3 Plomo	14
1.4.4 Mercurio	17
1.5 Valores de referencia para la calidad de sedimentos y agua	20

CAPÍTULO 2 - DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.1 Reseña histórica del área de estudio	22
2.2 Descripción del Parque recreativo Alameda Oriente	24
2.3 Descripción del lago	27
2.3.1 Construcción	27
2.3.2 Calidad del agua suministrada	30
2.4 Situación actual del lago	30
2.4.1 Problemática ambiental	31
2.4.2 Descripción de las esclusas y áreas dentro del cuerpo de agua	32
2.4.3 Especies residentes	34

CAPÍTULO 3 – METODOLOGÍA

3.1 Plan de trabajo	36
3.1.1 Plan de muestreo	37
3.2 Caracterización del sedimento	40
3.2.1 Textura: Granulometría	40
3.2.2 pH	41
3.2.3 Potencial redox	41

3.2.4 Materia orgánica	42
3.2.5 Contenido de humedad	42
3.2.6 Contenido de metales	43
3.3 Caracterización del agua	44

CAPÍTULO 4 – PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1 Muestreo	46
4.2 Caracterización de sedimentos y agua	47
4.2.1 Textura: Granulometría	47
4.2.2 Potencial de hidrógeno: pH	51
4.2.3 Potencial redox	53
4.2.4 Materia orgánica	55
4.2.5 Contenido de humedad	57
4.2.6 Oxígeno disuelto	59
4.2.7 Contenido de metales en agua y sedimentos	62

CAPÍTULO 5 – PROPUESTA PARA LA DISPOSICIÓN FINAL DE LOS SEDIMENTOS

5.1 Estabilización fisicoquímica	85
5.2 Vitrificación	86
5.3 Lavado de sedimentos	88
5.4 Remediación electrocinética	89
5.5 Adición de enmiendas	91
5.6 Fitorremediación	92

CONCLUSIONES	97
---------------------	----

REFERENCIAS	108
--------------------	-----

INDICE DE FIGURAS	I
--------------------------	---

INDICE DE TABLAS	IV
-------------------------	----

ANEXO 1	A1
----------------	----

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Cambios ocurridos en el área de estudio	23
Figura 2.2	Plano de localización del Parque Alameda Oriente	24
Figura 2.3	Etapas para la construcción del Lago Alameda Oriente	27
Figura 2.4	Arreglo para la impermeabilización con bentonita – arena - cemento sobre el talud	28
Figura 2.5	Arreglo para la impermeabilización con bentonita – arena - cemento sobre el bordo	28
Figura 2.6	Arreglo para la sobreelevación de bordos	29
Figura 2.7	Arreglo para la impermeabilización natural	30
Figura 2.8	Ubicación de instalaciones hidráulicas, recreativas y limnológicas	34
Figura 2.9	Especies acuáticas en el lago	34
Figura 3.1	Plan de trabajo	36
Figura 3.2	Plan de muestreo	37
Figura 3.3	Distribución de puntos de muestreo en el lago	38
Figura 3.4	Toma de muestras de agua	39
Figura 3.5	Toma de muestras de sedimentos superficiales	39
Figura 3.6	Técnicas usadas para la caracterización de sedimentos	44
Figura 4.1	Puntos de muestreo de sedimentos y agua del lago	46
Figura 4.2	Composición granulométrica promedio de las esclusas del lago	47
Figura 4.3	Composición granulométrica en muestras de esclusa 1	48
Figura 4.4	Composición granulométrica en muestras de esclusa 2	48
Figura 4.5	Composición granulométrica en muestras de esclusa 3	49

Figura 4.6 Composición granulométrica en muestras de esclusa 4	50
Figura 4.7 Composición granulométrica en muestras de esclusa 5	51
Figura 4.8 pH de muestras de sedimento del lago	52
Figura 4.9 Potencial redox de muestras de sedimento del lago	53
Figura 4.10 Contenido de materia orgánica de muestras de sedimento	55
Figura 4.11 Contenido de humedad en muestras de sedimento del lago	57
Figura 4.12 Concentración de oxígeno disuelto en muestras de agua	59
Figura 4.13 Concentración de As en sedimentos del lago	65
Figura 4.14 Concentración de As en agua del lago	66
Figura 4.15 Concentración de Cd en muestras de sedimento del lago	70
Figura 4.16 Concentración de Cd en muestras de agua del lago	71
Figura 4.17 Concentración de Pb en sedimentos del lago	75
Figura 4.18 Concentración de Pb en muestras de agua del lago	76
Figura 4.19 Concentración de Hg en sedimentos del lago	80
Figura 4.20 Concentración de Hg en muestras de agua del lago	81
Figura 5.1 Horno de vitrificación	86
Figura 5.2 Proceso de lavado de sedimentos	89
Figura 5.3 Proceso de tratamiento de sedimentos por electrocinética	90

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Técnicas de evaluación de calidad de sedimentos usadas por la U. S. EPA	2
Tabla 1.2 Posibles usos del material de dragado y desazolve de cuerpos de agua	5
Tabla 1.3 Vías de entrada de metales al medio acuático	5
Tabla 1.4 Principales especies naturales del arsénico	7
Tabla 1.5 Normativa para la protección de la vida acuática - agua	20
Tabla 1.6 Normativa para la protección de la vida acuática - sedimento	20
Tabla 2.1 Zonas del Parque recreativo Alameda Oriente	25
Tabla 2.2 Distribución de la superficie total del Lago Alameda Oriente	30
Tabla 2.3 Factores que afectan el volumen del lago	32
Tabla 2.4 Descripción de las esclusas del lago	33
Tabla 3.1 Métodos para la determinación de propiedades para caracterización del sedimento y agua	37
Tabla 3.2 Clasificación de partículas de acuerdo con la escala Wentworth	63

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

Normalmente los cuerpos de agua artificiales se localizan en zonas de concentraciones urbanas como parques campos de golf, residencias y clubes, donde las actividades humanas afectan el ambiente natural.

El agua arrastra al fondo materiales que con el paso del tiempo se convierten en lodos que pueden volverse espesos o pesados si no se remueven. Los lagos artificiales suelen estar rodeados de árboles que de manera natural pierden ramas, pedazos de troncos, hojas, frutos y semillas. Dichos elementos orgánicos se descomponen en contacto con el agua y por efecto del tiempo. El agua cuenta con una capacidad de autopurificación mientras esté corriendo, sin embargo, al estar estancada no puede cumplir con esa importante función natural.

Los lagos artificiales suelen contar con fauna acuática, como peces, así como aves, todos ellos generadores de excrementos que permanecen en esos lagos porque el agua no fluye; el agua se convierte en un caldo de cultivo para bacterias, de lo que resulta un foco de infección en un ecosistema, derivando así la contaminación del agua por estancamiento (Petrovic, 2004).

La evaluación de calidad de sedimentos, como los tradicionales análisis de calidad de agua, es una de las acciones más adecuadas para el seguimiento y control del estado de degradación los ambientes acuáticos. Esto se debe al hecho de que los sedimentos son particularmente sensibles a los impactos antropogénicos, puesto que, dependiendo de sus características físico-químicas, los elementos tóxicos pueden ser acumulados por tiempos relativamente largos y en concentraciones muy superiores a aquellas encontradas en la columna de agua (Ingersoll, 2003).

Los sedimentos actúan como sumidero de contaminantes y pueden también actuar como fuente de contaminantes hacia la columna de agua ante ciertos cambios en las condiciones físico-químicas del medio (Salomons, 2004).

Los sedimentos poseen gran importancia ecológica en los ecosistemas acuáticos debido a las actividades microbiológicas asociadas a la remineralización de la materia orgánica, un proceso fundamental para la recomposición de los nutrientes disueltos en la columna de agua. Los sedimentos también proveen una rica variedad de *hábitats*, sitios de alimentación y reproducción para diversos organismos acuáticos.

Por tanto, debido a su importancia ecológica, los sedimentos son objeto principal de innumerables estudios de evaluación de la calidad de ambientes acuáticos (Anderson et al., 2001).

La contaminación de los sedimentos representa una amenaza al funcionamiento armónico de los ecosistemas acuáticos. Además, algunos contaminantes pueden acumularse en los tejidos de los organismos y pueden acceder a la cadena trófica de un ecosistema, afectando no solamente la biota en contacto directo con los sedimentos, sino también a peces, pájaros y mamíferos, incluyendo seres humanos mediante el consumo de organismos contaminados (McDonald, 2002).

Las alteraciones en los parámetros físico-químicos de la columna de agua, como la reducción del pH y disminución de la concentración del oxígeno disuelto, también ocurren y afectan a todo el ecosistema. La resuspensión de los sedimentos puede provocar la redisolución de nutrientes y contaminantes, estos nutrientes pueden asociarse a posteriores procesos de eutrofización en el cuerpo de agua, también la resolubilización de contaminantes como metales puede causar efectos tóxicos agudos, crónicos, letales y subletales en los organismos afectados.

El tema de los materiales producidos por el desazolve preocupa a diferentes sectores de la sociedad ya que los impactos relacionados con las actividades de desazolve son numerosos y diversos, pueden presentarse a corto y largo plazos, y pueden afectar el ambiente, principalmente durante la fase de ejecución, con el transporte del material y la disposición final de los sedimentos (Carr et al., 1996).

De esta forma, las áreas de disposición de materiales producto del desazolve son impactadas físicamente, por la disposición del volumen de sedimentos, y en muchos casos además químicamente, a través del descarte de material contaminado. Así, el material de desazolve puede tener usos beneficiosos, vertidos libremente al suelo, o dispuestos en compartimentos aislados. (DeIvalls, 1994).

Durante los últimos años se han invertido recursos considerables para desarrollar métodos y técnicas para evaluar, gestionar y remediar la contaminación química de los sedimentos a nivel internacional, desafortunadamente en México no se cuenta con normatividad para la evaluación, el manejo y disposición de este tipo de materiales.

El propósito del presente trabajo es el estudio de los sedimentos del lago del Parque Recreativo Alameda Oriente (LAO) con el fin de proponer la disposición de los sedimentos según algunas de sus propiedades en caso de un posible desazolve para la preservación del lago.

OBJETIVO GENERAL

Esta tesis tiene por objetivo realizar una propuesta para la disposición de los sedimentos del lago del Parque Recreativo Alameda Oriente (México D. F.), con base en sus propiedades físico-químicas, el contenido de metales (arsénico, cadmio, plomo y mercurio) y la normatividad existente en la materia.

Objetivos particulares:

- Generar información adecuada para la toma de decisiones ante un eventual mantenimiento al sistema.
- Contribuir al conocimiento del comportamiento geoquímico de esos elementos en este tipo de cuerpos de agua.

ALCANCES Y LIMITACIONES

- En el presente trabajo se realiza una propuesta de disposición final de los sedimentos del lago Alameda Oriente tomando en cuenta las características resultantes de sedimentos superficiales del lago, los parámetros analizados son contenido de humedad, pH, potencial redox, textura, contenido de materia orgánica y contenido de metales en sedimento además de contenido de oxígeno disuelto y contenido de metales en la columna de agua, ambos extraídos en época de lluvia.
- El número de muestras extraídas que se consideró adecuado realizar fue de 48.
- El análisis de metales se limitó a obtener las concentraciones totales de cada metal (As, Pb, Cd y Hg) sin obtener las especies coexistentes en el sedimento.

CAPÍTULO 1

ASPECTOS GENERALES DE LA CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS

En este apartado se presentan los aspectos generales de la calidad de los sedimentos y se describe el comportamiento geoquímico y toxicológico del arsénico, cadmio, plomo y mercurio con el fin de destacar el riesgo que se corre al estar presentes en el medio ambiente.

1.1 Calidad de los sedimentos

La determinación de la calidad de los sedimentos es necesaria para evaluar la calidad ambiental de un ecosistema acuático. Esto se debe a las características y propiedades únicas de los sedimentos, dependiendo de las condiciones ambientales, los sedimentos de los ambientes acuáticos pueden actuar como depósito o fuente de contaminantes para el ecosistema.

Las evaluaciones de la calidad de los sedimentos están tradicionalmente basadas en el uso de análisis químicos de estos materiales para determinar cuáles son los contaminantes que están presentes y cuáles son sus concentraciones. El riesgo potencial de los contaminantes asociados al sedimento se evalúa a través de comparaciones con la normativa (Casado et al., 2006). Sin embargo, en algunos casos la concentración total de los contaminantes en los sedimentos no se correlaciona con la biodisponibilidad de estas sustancias químicas (Ingersoll et al., 1997). Otros factores que pueden afectar a la disponibilidad de los contaminantes para los organismos acuáticos son; el pH, salinidad, la granulometría del sedimento, el contenido de materia orgánica (Riba, 2004).

Actualmente se reconoce que el empleo de diferentes líneas de evidencia (por ejemplo los análisis químicos, análisis toxicológicos y de alteraciones de estructura de comunidades biológicas in situ) es necesario para una evaluación global de la calidad de los sedimentos. Los análisis químicos identifican y cuantifican los contaminantes presentes en los sedimentos; las pruebas de toxicidad determinan el daño biológico de estos contaminantes bajo condiciones de laboratorio y las evaluaciones de estructura de comunidad biológica refleja las condiciones de estrés a lo largo del tiempo y considera diferentes especies, que poseen diferentes niveles de tolerancia a la contaminación química.

De este modo, para obtener una estimación realista de la calidad del sedimento y para reducir la incertidumbre de la aplicación de cada línea de evidencia individualmente, se recomienda la integración de las diferentes evaluaciones para la caracterización de la calidad ambiental (DeValls et al, 2004).

1.1.1 Evaluaciones de calidad de sedimentos

Uno de los componentes clave en las herramientas de toma de decisión para el manejo de sedimentos y materiales de desazolve es el proceso de caracterización de estos materiales. Tradicionalmente, la evaluación de la calidad de los sedimentos se determina mediante la caracterización química de éste. En este sentido, se determinan los niveles de contaminación y se comparan con la normativa existente. Sin embargo, actualmente se han desarrollado diversos métodos para la evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos. Estas técnicas incluyen, por ejemplo, aquellas consideradas por la US EPA: (i) la comparación con zonas de referencia, (ii) la partición de equilibrio entre el nivel de contaminantes y las características del sedimento, (iii) análisis de residuos de contaminantes en tejidos biológicos, (iv) toxicidad del agua intersticial, (v) exposición de los organismos al sedimento integral, (vi) análisis de la estructura de la comunidad del ecosistema.

Evidentemente, cada uno de estos métodos posee un grado de incertidumbre por sí mismo (Ingersoll, 1995). Por otro lado, si los estudios son exclusivamente de contaminación, no es posible conocer la biodisponibilidad de los contaminantes (Burton et al., 2002). De esta forma, para minimizar las deficiencias de cada método, la integración de diferentes técnicas de evaluación se considera más efectiva en el sentido de suministrar información fiable sobre las condiciones ambientales de los sedimentos, puesto que la naturaleza diversa de su composición y la compleja mezcla de los agentes tóxicos dificultan la identificación de los contaminantes que producen el efecto biológico (Riba, 2005)

1.1.2 Muestreo de sedimentos

Al realizar el trabajo de campo se debe tener una idea previa de la distribución que los sedimentos pueden adoptar en el vaso al depositarse. Dicha distribución es el resultado de un proceso en el que intervienen numerosos factores, entre los que destacan por ser los más conocidos, la influencia de la composición granulométrica del sedimento y las condiciones de estratificación térmica del embalse. Otros factores que influyen de alguna manera en la distribución de los sedimentos son la geometría del vaso, la presencia de corrientes de convección y la existencia de aportes laterales (Berg, 2004).

Debido a los distintos tipos de depósitos y a su distribución espacial se requiere un muestreo en toda la extensión del vaso con objeto de lograr una representación adecuada del sitio, en la que se reproduzca de la mejor manera los rasgos esenciales de este, que son importantes para la investigación. Para que una muestra sea representativa, y por lo tanto útil, debe de reflejar las similitudes y diferencias encontradas en la población, es decir ejemplificar las características de éste para garantizar la representatividad de los datos. El emplazamiento de los puntos de muestreo no está definido previamente, aunque es práctica habitual realizar el muestreo a lo largo de los ejes del embalse, así como en secciones transversales a los mismos.

El número de muestras a tomar viene condicionado por el tamaño del embalse, considerándose en general suficiente la extracción de una muestra cada 4 hectáreas de superficie en embalses de menos de 100 hectáreas, y en embalses mayores una muestra cada 10 - 50 hectáreas. La cantidad de material que se debe recoger en cada punto de muestreo es aproximadamente de 1kg (Berg, 2004).

De todas formas la experiencia y la formación del operador son las que garantizan la ejecución de un muestreo correcto, aumentando o disminuyendo el número de puntos a estudiar, previamente definidos en gabinete, en vista a los testigos obtenidos *in situ*.

En las zonas en las que el sedimento está sumergido, las muestras se toman mediante una embarcación dotada de grúa y un torno accionado manual y/o eléctricamente con el que se extraen las muestras mediante dragas y sondas. En las zonas en las que el sedimento está al descubierto o con un mínimo de agua, las muestras se toman mediante muestreadores manuales (Cange, 2002).

1.1.3 Usos alternativos del material de dragado y desazolve

La búsqueda de usos para el material de dragado y desazolve se ha convertido por su importancia en un tema con entidad propia. El enfoque general adoptado promueve el uso del material en otras aplicaciones como una forma de encontrar soluciones más económicas globalmente y contribuir a disminuir así, entre otros aspectos, el rechazo a las obras de dragado y desazolve.

La cantidad de material dragado y de desazolve al que se le da un segundo uso es muy variado entre países. Hay países en los que se usan los materiales dragados y otros países que no se emplean para nada, por lo que solamente los depositan en los lugares dispuestos a tal fin. Dependiendo del segundo uso que se le va a dar, son las propiedades que tiene que tener ese material para cumplir satisfactoriamente con los requerimientos (Abessa et al., 2005).

En la Tabla 1.1 se indican algunos de los posibles usos que se les da a estos materiales (Pianc, 2009).

Tabla 1.1 Posibles usos del material de dragado y desazolve de cuerpos de agua

En obras de ingeniería	Mejoramiento ambiental
<ul style="list-style-type: none"> • Materiales de construcción 	<ul style="list-style-type: none"> • Creación y mejoramiento de hábitats
<ul style="list-style-type: none"> • Construcción de terraplenes de protección contra inundaciones 	<ul style="list-style-type: none"> • Mejoramiento de terrenos agrícolas
<ul style="list-style-type: none"> • Impermeabilización 	<ul style="list-style-type: none"> • Reubicación sustentable
<ul style="list-style-type: none"> • Relleno de playas 	<ul style="list-style-type: none"> • Acuicultura
<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura de sitios de descarga 	<ul style="list-style-type: none"> • Relleno de zonas

Para determinar que los materiales que se van a utilizar son adecuados desde el punto de vista de sus características físicas y propiedades químicas es necesario realizarles ensayos y verificar que se cumplen los requisitos establecidos en los reglamentos correspondientes. No hay normas nacionales pero sí normas internacionales, por ejemplo, Holanda y Bélgica tienen una normativa para estos fines (Pianc, 2009).

1.2 Contaminación de cuerpos de agua por metales

La contaminación en los sistemas acuáticos ocurre cuando se introducen sustancias o energía que causan efectos deletéreos, tales como daño a la salud y a los recursos naturales, restricción de actividades acuáticas y deterioro de la calidad del agua con respecto a su uso en agricultura, industria u otra actividad económica (Rufo, 2007).

La contaminación en los cuerpos de agua se produce principalmente por la presencia de elementos o compuestos que normalmente no estarían sin la acción del hombre, o por un aumento ó descenso de la concentración normal de las sustancias ya existentes debido a la acción humana o a la presencia de zonas mineralizadas.

Algunas de las sustancias químicas potencialmente más tóxicas son los metales pesados, entre ellos Sb, As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn.

El aporte de metales al ciclo hidrológico procede de diversas fuentes, siendo una de ellas de origen natural a partir de los minerales que por causas de erosión, lluvia, etc., son arrastrados por el agua. Sin embargo, el mayor aporte de metales es de origen antropogénico. La minería, los procesos industriales, los residuos domésticos, son fuente importante de contaminación por metales en el ecosistema (Connell,2005).

a) Fuentes naturales

Las fuentes naturales de los metales están constituidas por rocas y minerales metálicos, siendo las principales fuentes los polvos derivados de las actividades volcánicas, la erosión e intemperismo de rocas y suelos, el humo de incendios forestales y finalmente los aerosoles y las partículas de superficies oceánicas (Connell, 2005).

Se sabe que grandes cantidades de metales son emitidos por fuentes naturales, sin embargo, estos niveles pueden ser rebasados en varios órdenes de magnitud por las emisiones antropogénicas (Bradl, 2005).

b) Fuentes antropogénicas

La contaminación de origen antropogénico procede de la intervención en el ciclo biogeoquímico de los metales pesados (Callender, 2000). Las principales fuentes antropogénicas incluyen las actividades agrícolas, los desechos químicos, el uso de fertilizantes y pesticidas, desechos de animales, la descarga de aguas residuales y la combustión de escorias de la industria minera (Brald, 2005).

1.3 Biodisponibilidad

Los metales como contaminantes en sistemas acuáticos pueden existir en diferentes formas químicas (iones libres, complejos inorgánicos, complejos orgánicos, óxidos, hidróxidos, silicatos, carbonatos, coloides, etc.). Para que un metal ejerza efectos tóxicos debe ser biodisponible, lo que significa que debe estar disponible para la ingesta, acumulación e introducción vía todas las rutas de acceso disponibles hacia los seres vivos. Los iones libres son generalmente considerados como los más biodisponibles y es por eso que tienen efectos tóxicos más graves (Connell, 2005).

Los metales tienen tres vías principales de entrada en el medio acuático como se muestra en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2 Vías de entrada de metales al medio acuático

Vía	Descripción
Atmosférica	Se produce debido a la sedimentación de partículas emitidas a la atmósfera por procesos naturales o antropogénicos (principalmente combustión de combustibles fósiles y procesos de fundición de metales).

Continuación de la Tabla 1.2

Terrestre	Producto de filtraciones de vertidos (jales), de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, utilización de lodos como abono, lixiviación de residuos sólidos, precipitación atmosférica, etc.).
Directa	Es consecuencia de los vertidos directos de aguas residuales industriales y urbanas a los cauces fluviales.

Por otra parte, las tres principales vías a través de las cuales los metales pueden introducirse a los organismos vivos se muestran en la Tabla 1.3.

Tabla 1.3 Vías de introducción de metales a seres vivos

Vía	Descripción
Atmosférica	Deposición de metales por respiración
Ingestión	Ingestión de agua contaminada o de alimentos que han sido irrigados o preparados con agua contaminada
Acumulación	acumulación en tejidos de plantas o animales

Los metales pesados pueden encontrarse en la atmósfera como compuestos volátiles o particulados, los cuales pueden entrar al organismo mediante procesos biológicos naturales como la respiración. La respiración de polvos contaminados por metales es una de las causas más graves en las que los metales se introducen al ser humano, causando enfermedades graves como: “pulmón negro”, silicosis, cáncer, enfermedades del riñón, hígado, abortos, daños visuales y neurológicos, entre otras (Bradl, 2005).

La segunda vía de entrada para los metales hacia los organismos vivos es a través del uso y consumo de agua contaminada, la cual puede ser ingerida directa o indirectamente usando esta agua ya sea para la preparación de alimentos o para la irrigación de plantas.

La tercera vía es a través de la comida que contiene concentraciones elevadas de metales, ya sea obtenidos de forma natural o debido a procesos de bioacumulación. La introducción de los metales hacia los vegetales comestibles depende de cómo esté ligado el metal al suelo, la fase del suelo a la que está ligada y su forma química. Los contaminantes, entiéndase metales, pueden estar presentes en el suelo como partículas, películas líquidas, iones adsorbidos o absorbidos en la fase líquida de los poros (Bradl, 2005).

La biodisponibilidad está influenciada principalmente por la solubilidad y la movilidad de los metales, que a su vez están controladas por variables como el pH, materia orgánica,

potencial redox, presencia de oxihidróxidos de Fe/Mn y probablemente los procesos de biometilación. Por otro lado en los sistemas acuáticos la solubilidad y la movilidad están controladas por las variables como el pH, materia orgánica disuelta, material particulado suspendido, fuerza iónica, alcalinidad y salinidad (Bradl, 2005).

1.4 Comportamiento geoquímico y toxicológico de As, Cd, Pb Y Hg

1.4.1 Arsénico

a) Propiedades generales

Elemento químico del grupo 15 de la tabla periódica con número atómico 33, masa atómica de 74.9 UMA. En la naturaleza sólo se presenta un isótopo (^{75}As) y tiene propiedades tanto de metal como de no metal, por lo que se considera como un metaloide. Puede existir en los siguientes estados de oxidación: -III, -I, 0, III y V (Lewis, 1993); sin embargo, en condiciones ambientales se presenta principalmente como As(III) y As(V) (Fergusson, 1990).

Este elemento forma complejos con metales, enlaces covalentes con C, H y O; además, presenta una afinidad importante hacia el azufre y sus compuestos (Plant et al., 2004); el comportamiento químico del As es similar al del antimonio y del fósforo (como PO_4^{3-}) debido a que el radio iónico de este último es similar al del As(V) (Matschullat, 2000) por lo que existe competencia por sitios activos en minerales adsorbentes e incluso puede ocurrir la sustitución isomórfica entre tales iones.

Las principales especies químicas del As se presentan en la Tabla 1.4.

Tabla 1.4 Principales especies naturales del arsénico

Especies químicas naturales del arsénico	
Estado de oxidación	Especies
As (-III)	Arsina (AsH_3)
As (-I)	Arsenopirita (FeAsS), Loellingita (FeAs_2)
As (0)	Arsénico elemental
As (III)	Arsenito (H_2AsO_3)
As (V)	Arsenato(AsO_4^{3-})
As orgánico (V y III)	Dimetil arsinato Mono metil arsonato Ácido dimetil arsínico Arsenobetaína

b) Presencia en el ambiente

La concentración natural de arsénico en la corteza terrestre es menor a 2.0 mg/kg (1.5 mg/kg según Plant et al., 2004). Los niveles normales de arsénico en suelo, según O'Neil (1995), se encuentran dentro del intervalo de 1-40 mg/kg, aunque depende de la composición geológica del sitio. La concentración de arsénico en silicatos es de 1 mg/kg aproximadamente, debido a la sustitución de iones como Fe^{3+} por As^{3+} ; en cambio, en rocas ígneas, metamórficas y minerales carbonatados está dentro del intervalo de 1-10 mg/kg de As; en rocas sedimentarias es más variable (20-200 mg/kg) y se concentra en las fracciones de tamaño de partícula fina y ricas en minerales sulfurosos, materia orgánica, óxidos de hierro secundarios y fosfatos (Smedley, 2002).

Las principales fuentes naturales primarias de arsénico son, según Smedley (2002), la piritita (que contiene más de 10% de As) y arsenopiritita; en el ambiente se encuentra en forma de arsenatos (60%), sulfuros y sulfosales (20%) así como arseniuros, arsenitos, óxidos, aleaciones y polimorfos de arsénico elemental. También se encuentra formando sulfuros complejos de cobre como los minerales enargita (Cu_3As_4) y tenantita; los cuales se oxidan rápidamente en la atmósfera liberando arsénico que se distribuye entre varios minerales secundarios, principalmente en óxidos e hidróxidos de hierro mediante procesos de adsorción.

Según Smedley (2002) el arsénico se encuentra en aguas continentales en intervalos que varían en más de cuatro órdenes de magnitud, según sea la fuente, la proporción disponible y el ambiente geoquímico local (condiciones de pH y potencial óxido-reducción); además describe que bajo condiciones naturales los intervalos más amplios y las concentraciones más altas de arsénico (<0.5 hasta 5000 $\mu\text{g/l}$) se encuentran en aguas subterráneas debido a la fuerte interacción agua-roca bajo condiciones que favorecen tanto la movilización como la acumulación de este elemento; por lo tanto, es difícil establecer valores "típicos" de arsénico en aguas naturales.

De acuerdo con Plant et al. (2004), las concentraciones naturales de arsénico en agua se encuentran dentro del intervalo de 0.1-2.0 $\mu\text{g/l}$, sin embargo, varía ampliamente dependiendo de la litología del sustrato, la composición de la recarga superficial, el pH, el Eh, la salinidad, y la temperatura.

La concentración natural de arsénico en sedimentos depende también de la litología predominante en la parte alta de la cuenca y de los alrededores. Según Fergusson (1990) algunas formas minerales de arsénico como FeAsS se presentan en jales mineros, en tanto

que en los sedimentos se acumula principalmente en forma de FeAsS así como AsO_3^{3-} y AsO_4^{3-} asociadas principalmente a la fracción de oxi-hidróxidos de Fe/Mn mediante procesos de sorción. El estado óxico o anóxico de los sedimentos define su estado de oxidación y su liberación hacia la fase acuosa cuando se reduce el Fe(III) a Fe(II).

La concentración natural del arsénico en el ambiente se ha incrementado debido al desarrollo a gran escala de actividades como: minería de metales y no metales, fundición, combustión a alta temperatura de carbón, petróleo, combustóleo y aceites gastados (por ejemplo en plantas generadoras de energía, incineración de residuos y en la industria cementera); extracción y refinamiento de petróleo; producción y uso de sustancias químicas como biocidas (preservadores de madera, rodenticidas), colorantes; uso intensivo e indiscriminado de fertilizantes, aditivos alimenticios para animales (“promotores de crecimiento”), en pirotecnia, en la industria de municiones y otras menos importantes (ATSDR, 2000; Matschullat, 2000; Plant et al., 2004).

El principal problema del arsénico en la actualidad es el aumento de su concentración en aguas subterráneas (Plant, et al., 2004), además el consumo de agua contaminada es considerada como la vía de ingestión de arsénico más importante (Matschullat, 2000) con la consiguiente intoxicación (arsenicosis) de amplios sectores poblacionales que utilizan este recurso. Por ejemplo, actualmente se han documentado casos de contaminación con arsénico en áreas como Bangladesh (Mukherjee et al., 2001; Anawar et al., 2003); España (García et al., 2003; Hudson et al., 2003); en los estados mexicanos de Hidalgo (Armienta et al., 1993), Durango y Coahuila (Cebrián et al., 1994), Baja California (Shumilin et al., 2001) y otras localidades de México (Armienta et al., 2008).

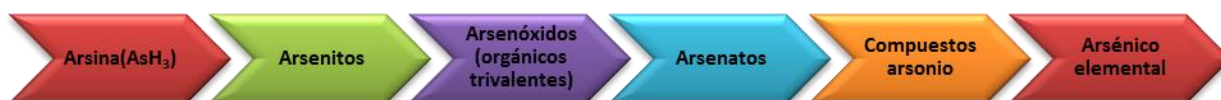
c) Usos

El arsénico elemental se usa en aleaciones con plomo en las baterías automotrices de plomo-ácido, municiones y soldaduras (ATSDR, 2000). O’Neil (1995) también señala que los compuestos arsenicales se han utilizado como plaguicidas (arsenatos de calcio y plomo, ácido cacodílico, arsenito de sodio), preservadores de la madera (cromo cobre arsenato o CCA con fórmula $\text{CrO}_3 \cdot \text{CuO} \cdot \text{As}_2\text{S}_5$) y promotores del crecimiento de aves y cerdos (ácido arsenílico o ácido p-aminofenil arsónico), debido a que producen alteraciones metabólicas cuando su ingesta es regulada.

Compuestos de arsénico inorgánico son usados como medicamentos para tratar enfermedades como leucemia, psoriasis, asma bronquial aguda y como antibióticos contra protozoarios y espiroquetas. También se usa el trióxido de arsénico en el tratamiento de ciertos tipos de leucemia aguda (ATSDR, 2000).

d) Toxicología

A diferencia de los metales pesados, los compuestos orgánicos del arsénico son menos tóxicos que las especies inorgánicas; además su movilidad y toxicidad es mayor cuando se encuentra en su estado de oxidación trivalente (Fergusson, 1990; O'Neil, 1995). Por su parte Morton y Dunnette (1994) establecieron que las formas del arsénico en orden descendente de toxicidad son:



De acuerdo con el reporte de la ATSDR (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*), existen compuestos orgánicos del arsénico como la arsenobetaina y la arsenocolina que, aunque están presentes en algunos alimentos como el pescado, no son tóxicos para el ser humano. Asimismo, presentan que la arsina (AsH_3) y sus derivados metilados representan una alta toxicidad, sin embargo, sus concentraciones son muy bajas en el medio ambiente.

Morton y Dunnette (1994) han estimado que la ingestión diaria de arsénico total per capita es, generalmente, menor de $200 \mu\text{g}$ y la de arsénico inorgánico normalmente no excede $60 \mu\text{g}$. La absorción cutánea es principalmente de As(III) , debido a que es más liposoluble que el As(V) . Aunque el As(III) puede ser oxidado en el organismo a As(V) (menos tóxico), la usual biotransformación corporal se dirige en la dirección opuesta: a la formación de la especie trivalente, debido a que ésta puede ser metilada (como DMA o MMA) para su excreción por la orina.

Penningroth (2010) menciona que la prueba de letalidad aguda (frecuentemente investigada en ratas) es la metodología más ampliamente utilizada para estimar la toxicidad de una sustancia, la cual se basa en estudiar el efecto de una sola dosis administrada a un grupo de animales a los cuales se les registran los signos clínicos y síntomas de toxicidad durante 14 días; al final de la prueba los resultados (número de animales muertos en el grupo experimental en función de la dosis) son analizados estadísticamente: en el contexto de letalidad aguda, la dosis mediana es considerada como la “mediana de la dosis letal” o LD50; generalmente los resultados, en unidades de mg de la sustancia por cada kilogramo de peso

corporal (mg/kg), se presentan junto con el tipo de animal de prueba y la vía de administración (ingestión, inhalación o absorción dérmica).

e) Normativa

La regulación gubernamental de los niveles de arsénico a partir del siglo XX ha mostrado una tendencia clara a disminuir los niveles máximos permitidos en cuanto se ha dado a conocer la alta toxicidad de este elemento hacia el ser humano y el ambiente (Plant et al., 2004). Actualmente el valor de referencia provisional recomendado por la Organización Mundial de la Salud es de 0.01 mg/l (OMS, 2006).

Matschullat (2000) describe los valores obtenidos en diferentes investigaciones para considerar un nivel de ingestión normal de As (0.04-1.4 mg/día), un nivel adverso o tóxico (5-50 mg/día) y un nivel letal (50-340 mg/día). Sin embargo, es claro que estas concentraciones dependerán de la especiación del arsénico, debido a la distinta toxicidad de sus compuestos.

En México, la NOM-001-SEMARNAT-1996 establece la concentración máxima de contaminantes básicos orgánicos e inorgánicos para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales; mientras que la NOM-002-SEMARNAT- 1996 establece la concentración máxima de contaminantes básicos orgánicos e inorgánicos para las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, también se cuenta con la NOM-052-SEMARNAT- 2005, que establece los valores establecidos como LMP (límite máximo permisible) para arsénico contenido en materiales para ser considerados como residuos peligrosos.

También se presentan en la modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000) límites permisibles de características químicas para regular la calidad del agua; para el arsénico total se define un valor de 0.05 mg/l que fue ajustado de manera anual hasta 0.025 mg/l para 2005. En las Tablas A, B y C del Anexo se muestran los valores establecidos para arsénico.

1.4.2 Cadmio

a) Propiedades generales

El cadmio es un elemento de la familia IIb, número atómico 48, peso atómico de 112.40 UMA, densidad de 8.65 g/cm³; punto de fusión de 321°C y punto de ebullición de 765°C; los isótopos más abundantes son el ¹¹²Cd y el ¹¹⁴Cd; en medio acuoso únicamente se presenta como el catión Cd²⁺ que es muy estable, cinéticamente lábil (de alta movilidad espacial), reacciona diez veces más rápido que el zinc con el ligante correspondiente (Lewis, 1993; Callender, 2004, Bodek, 1988); forma minerales combinado con oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio) o azufre (sulfuro o sulfato de cadmio); en la naturaleza se encuentra asociado a minerales de plomo, zinc y cobre en forma de óxidos, sulfuros y carbonatos complejos y muy raramente se identifica como cloruro o sulfato.

Todas estas especies de cadmio se presentan en estado sólido y su solubilidad en agua es variable; mientras que el cadmio metálico se encuentra disponible comercialmente con pureza de 99.9 a 99.9999% (las principales impurezas son plomo y talio). El cadmio (como óxido) se obtiene principalmente como un subproducto del procesado de sulfuros de cobre y plomo como malaquita y galena, respectivamente. El cadmio metálico es obtenido comúnmente mediante destilación o electrodeposición (ATSDR, 1999).

b) Presencia en el ambiente

A pesar de que el cadmio es un elemento ampliamente distribuido en el ambiente, su concentración en la corteza terrestre es de apenas 0.1-1.0 mg/kg y está asociado a minerales de zinc principalmente; de tal manera que, por cada tonelada de zinc producida, se obtienen tres kilogramos de cadmio (ATSDR, 1999a).

Fergusson (1990) menciona que el cadmio se presenta en rocas ígneas, areniscas y calizas a bajas concentraciones (<0.001-1.6 mg/kg), mientras que valores altos ocurren en rocas sedimentarias asociadas con material orgánico, nódulos de hierro-manganeso y en depósitos de fosforitas.

Generalmente, el cadmio se encuentra asociado con minerales sulfurosos de zinc (esfalerita, ZnS), mercurio, plomo y cobre o forma especies como la greenockita (una forma cristalina hexagonal de sulfuro de cadmio, CdS), hawleyita (una forma cristalina cúbica de sulfuro de

cadmio), otavita (una forma mineralizada de carbonato de cadmio, CdCO_3 ; principal fuente de cadmio en el siglo XIX), cadmoselita (una forma cristalina hexagonal de seleniuro de cadmio, CdSe), monteponita (óxido de cadmio, CdO), saukovita (un metacianabrio de cadmio cúbico $(\text{Hg}, \text{Cd})\text{S}$, que contiene cadmio en sustitución del mercurio hasta más de 11.7% de Cd) y en el mineral tetrahedrita-tenantita $[(\text{Cu}, \text{Zn})_2(\text{Sb}, \text{As})_4\text{S}_{13}]$, que puede tener hasta 0.24% de este elemento) (Fergusson, 1990).

También Bewers et al. (1987) mencionan que la concentración de cadmio en suelo depende de la naturaleza de la roca original, que es modificada a través de procesos de intemperismo, erosión y actividad biológica. De manera similar indica que el contenido de cadmio en ríos y lagos debe ser relacionado con los tipos de suelo a través de los cuales se transporta y finalmente se almacena el agua. Actualmente, los fertilizantes son una de las fuentes más importantes de cadmio en suelos agrícolas debido a que la concentración en estos materiales es de 0.05-170 mg/kg; lo anterior es importante porque este elemento es asimilado eficientemente por las plantas así se facilita su entrada en la cadena alimenticia. (ATSDR, 1999).

c) Usos

Los usos del cadmio se clasifican en cinco categorías: materiales para electrodos activos en baterías de níquel-cadmio (70% del total de cadmio utilizado en la industria); pigmentos usados principalmente en plástico, cerámicos y vidrio (12%); estabilizadores para cloruro de polivinilo (PVC) contra el calor y la luz (17%), protecciones sobre acero y algunos otros metales no ferrosos (8%) y componentes de aleaciones especiales (2%).

El carbonato y cloruro de cadmio eran ocupados como fungicidas en campos de golf y canchas de tenis hasta que se prohibió su uso a finales de la década de los 80; el cloruro de cadmio siguió empleándose en la preparación del sulfuro de cadmio, en la manufactura de espejos especiales y en la tinción e impresión de telas (percal); el sulfuro y el telururo de cadmio son usados principalmente en celdas solares y en una variedad de dispositivos electrónicos aprovechando sus propiedades semiconductoras, fotoconductoras y electroluminiscentes.

En la década de los 80 la producción de cadmio aumentó a nivel mundial debido a la demanda de baterías de níquel-cadmio, aunque en la década de los 90s la tendencia fue a la baja debido a la preferencia por baterías de ión de litio y de zinc-carbón (Callender, 2004).

d) Toxicología

El cadmio, al igual que el mercurio y el zinc, muestra una gran capacidad de combinación con grupos sulfhidrilo (- SH) y ligandos que contienen al grupo funcional imidazol; además la estabilidad de los complejos formados se incrementa en el orden $Zn < Cd < Hg$; por lo tanto, el Cd y el Hg compiten y desplazan el zinc presente en metaloenzimas mediante la formación irreversible de enlaces en los sitios activos, lo que provoca la destrucción de ciertas vías normales de metabolismo (Wittmann, 1979).

La importancia ambiental del cadmio según Bodek (1988) radica en su amplia distribución, su biodisponibilidad, la alta toxicidad que presenta debido a que tiene una fuerte afinidad por grupos sulfhidrilo; también, este elemento se acumula en el cuerpo humano causando destrucción de eritrocitos, degradación renal, problemas pulmonares crónicos y deformidad esquelética (como el caso ocurrido en Toyama, Japón en 1947 donde se registró una enfermedad de “naturaleza reumática” inusual y dolorosa en habitantes de villas ubicadas en las márgenes del río Jintsu. Este mal fue nombrado como “itai-itai” (ouch-ouch) de acuerdo con los quejidos de los pacientes debido a las deformidades esqueléticas dolorosas. Luego de algunos años, las autoridades de salud y bienestar de Japón explicaron que este mal se debió a un envenenamiento crónico con cadmio presente en arroz regado con aguas residuales no tratadas de una mina, cuyas manifestaciones clínicas tardaban en manifestarse desde 5, 10 y hasta más de 30 años (Wittmann, 1979).

e) Normativa

La OMS (OMS, 2006) describe que el cadmio presente en el agua de consumo suele ser menor de 0.001 mg/l y recomiendan un valor de referencia de 0.03 mg/l pues consideran que impurezas en las soldaduras, tuberías galvanizadas y algunos accesorios metálicos de fontanería pueden contaminar el agua de consumo, aunque la principal fuente de exposición diaria a este elemento sean los alimentos (ingesta oral diaria de 10-35 μ g) y el consumo de tabaco. Lewis (1993) menciona que el cadmio es tóxico por inhalación de sus humos o vapores, además es carcinogénico y que los compuestos solubles en agua de este elemento son altamente tóxicos. Adicionalmente, describe como valor límite umbral para polvo y compuestos solubles de cadmio una concentración máxima de 0.05 mg/m³ de aire.

La USEPA también clasifica al cadmio como un carcinógeno humano probable y ha establecido una dosis de referencia de 0.0005 mg/kg/día en agua y de 0.0005 mg/kg/día en alimentos. En tanto que la OMS establece un valor provisional de una ingesta semanal tolerable de 7 µg/kg (ATSDR, 1999).

En la Tabla A del Anexo se muestran los límites máximos permisibles de cadmio que deben tener las descargas de aguas residuales hacia agua y bienes nacionales, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 y en la Tabla B (Anexo) se muestran los límites máximos de cadmio en las descargas de aguas residuales hacia los sistemas de alcantarillado urbano o municipal de acuerdo con la NOM-002-SEMARNAT-1996. Mientras que en la modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000) se establece un límite permisible de 0.005 mg/l de cadmio total en agua potable. También se cuenta con la NOM-052-SEMARNAT, 2005 que establece los valores establecidos como LMP para cadmio contenido en materiales para ser considerados como residuos peligrosos (Tabla C, Anexo).

1.4.3 Plomo

a) Propiedades generales

Metal blanco azulado de lustre brillante, muy maleable, dúctil y pobre conductor de la electricidad, número atómico 82, peso atómico 207.2 UMA; presenta dos estados de oxidación: Pb(II) (principal) y Pb(IV). Tiene cuatro isótopos estables; el mayoritario es el ^{208}Pb y algunos radioisótopos cuya vida media mayor es de 15 millones de años. Pertenecen al grupo IV de la tabla periódica, por lo cual se clasifica como un metal de naturaleza calcófila, afinidad por el azufre (Callender, 2004). Su punto de fusión y de ebullición es de 327°C y 1744°C, respectivamente (Davies, 1995).

Además de su estado elemental (Pb^0), el plomo posee dos estados de oxidación: el Pb(II) que es muy estable y se asocia con aniones reductores como Br^- , I^- y S^{2-} ; el Pb(IV) que es un poderoso oxidante y no se encuentra en condiciones ambientales comunes y que se combina con aniones muy electronegativos (O^{2-} , Cl^- y F^-). Asimismo, se encuentra comúnmente en forma de sulfuro (galena o PbS), óxido (platnerita o PbO), carbonato (cerussita o PbCO_3) o sulfato (anglesita o PbSO_4).

El plomo metálico es soluble en agua suave (bajas concentraciones de iones Ca^{2+} y Mg^{2+}) y ácida, fenómeno denominado “plumbosolvencia”, y se evita al incrementar el pH del agua o la dureza agregando cal al agua (Fergusson, 1990). El Pb(II) forma compuestos de baja solubilidad con algunos de los aniones mayores que se presentan en ambientes naturales (por ejemplo, CO_3^{2-} , OH^- , S^{2-} , SO_4^{2-} y PO_4^{3-}) dependiendo del pH y las condiciones redox predominantes (Bodek, 1988), tal comportamiento químico es similar al de los metales alcalinotérreos.

a) Presencia en el ambiente

La concentración promedio de plomo en la litosfera es de 14 $\mu\text{g/g}$ aproximadamente (Callender, 2004); aunque las cantidades varían de acuerdo con los distintos tipos de roca o de suelo.

El plomo es transferido continuamente entre el agua, el aire y el suelo mediante procesos físicos y químicos naturales tales como intemperismo, arrastre fluvial, depositación húmeda y seca (polvo); sin embargo, en el suelo y en los sedimentos este elemento es almacenado de manera considerable, además de ser extremadamente persistente (Wittmann, 1979; Davies, 1995; Callender, 2004). Los procesos más importantes que controlan la movilidad del plomo en medio acuoso son la adsorción y el complejamiento-agregación con la materia orgánica (ácidos húmicos); asimismo la magnitud de la adsorción de plomo en óxidos hidratados de Fe-Mn es influenciada por las características físicas del mineral sorbente (afinidad superficial, cristalinidad), la composición de la fase acuosa (Eh, pH, cationes competentes, reacciones de complejamiento) y la actividad biológica.

Las fuentes principales de plomo hacia el ambiente son: minería y fundición, combustión de gasolinas con plomo, uso de pinturas, plaguicidas, soldaduras, tuberías, baterías de automóvil gastadas, suelos modificados con lodos residuales o sedimentos contaminados dragados, combustión de carbón, quema de basura, abandono de municiones en campos de tiro o militares, entre otras menos importantes (Wittmann, 1977; Davies, 1987 y 1995; Bodek, 1988; ATSDR, 1999b; Callender, 2004).

b) Usos

El plomo puede ser utilizado como metal puro, en aleaciones o bien como compuesto químico orgánico e inorgánico. Entre las aleaciones más comúnmente usadas se

encuentran: Pb/Sb para placas de baterías y la de Pb/Sn usada en soldaduras. Por su densidad alta (11.342 g/cm³), bajo punto de fusión (327°C), su maleabilidad, ductibilidad, resistencia ante los ácidos, su aspecto metálico, su comportamiento electrolítico en solución concentrada de ácido sulfúrico, así como su estabilidad química en agua, aire y suelo; ha sido usado desde hace 5000 años aproximadamente; por ejemplo, para la elaboración de tuberías, utensilios caseros y herramientas (Callender, 2004).

La ATSDR (1999) y Bodek (1988) describen que al menos la mitad del plomo consumido en el mundo se utiliza en la manufactura de baterías automotrices, el resto se ocupa en la producción de soldaduras, tuberías, latas de alimentos (latón y bronce), pinturas caseras, pigmentos, aditivos de gasolina, recubrimientos de maquinaria, municiones, equipos eléctricos y electrónicos, equipos de vehículos automotores, tanques de almacenamiento de sustancias básicas corrosivas, protecciones contra radiaciones (en nucleoelectricas, laboratorios médicos, computadoras, televisiones, instalaciones militares); en la elaboración de productos cerámicos y de vidrio, cerámicos piezoeléctricos; algunos óxidos de plomo de alta pureza se utilizan en cristales de precisión para equipos de rayos X, rayos láser, lentes de visión nocturna, etcétera.

También el arsenato de plomo (PbHAsO₄) ha sido aplicado como spray en árboles para controlar insectos; por lo tanto, los suelos de tales huertos contienen altas concentraciones de Pb, aunque ha sido reemplazado por insecticidas orgánicos (Davies, 1995).

c) Toxicología

El plomo no es esencial ni benéfico para plantas y animales, al contrario, es reconocido como un veneno. Cuando el plomo se libera al ambiente tiene un largo tiempo de residencia comparado con la mayoría de los demás contaminantes (Davies, 1995). Wittmann (1979) describe que el plomo está presente en todos los tejidos y órganos de mamíferos (90% presente en los huesos bajo condiciones normales) a pesar de que es un elemento “no esencial”; esto se debe a que el metabolismo del plomo es similar al del calcio en su depósito y movilización en los huesos; sin embargo, dado que el plomo puede ser inmovilizado por años, las alteraciones metabólicas pueden ser indetectables durante largos períodos. También este autor menciona que la gran afinidad del Pb²⁺ hacia ligandos que contienen grupos como fosfatos o tioles (-SH) inhibe la biosíntesis de hemoglobina y alteran la permeabilidad de las membranas de riñones, hígado y células cerebrales, lo cual da como resultado una disminución en el funcionamiento o la falla completa de estos órganos; por lo tanto, la acumulación de plomo es extremadamente tóxica.

Generalmente, el plomo es considerado como tóxico por ingestión e inhalación de humos, y también se cataloga como un veneno acumulable (Lewis, 1993). Los niños son afectados principalmente por ingerir cosas no comestibles, por ejemplo residuos de pintura de casas antiguas o descuidadas; debido a que una hojuela de pintura del tamaño de la uña de un adulto, puede contener de 50 a 100 mg de plomo. Por lo tanto, el envenenamiento por plomo en la niñez es un grave problema de salud típicamente de las áreas urbanas más viejas, donde ocurre la mayor cantidad de casos de daño cerebral, deficiencia mental y problemas de comportamiento serios.

La ATSDR (1999) menciona que el plomo (aspirado o ingerido en niveles altos de concentración) puede disminuir el tiempo de reacción de una persona, puede causar debilitamiento de los dedos, muñecas, o tobillos y posiblemente afectar la memoria; asimismo, puede producir anemia y dañar al sistema reproductor masculino.

d) Normativa

La USEPA y la IARC((Agencia internacional para la investigación sobre el cáncer) han provisto información contundente para considerar al plomo como un carcinógeno probable en humanos. Con respecto a la exposición ocupacional al plomo, la OSHA establece una exposición ocupacional máxima de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ o menos, basado este valor en un Tiempo- Real Promedio de 8 horas (ATSDR, 1999b). La OMS (2006) menciona que las concentraciones de plomo en agua potable no son mayores de $5 \mu\text{g}/\text{l}$ aunque pueden aumentar debido a su paso a través de instalaciones que cuentan con accesorios o soldadura de plomo; además, debido a que es una sustancia tóxica y acumulativa en el organismo, definen como valor de referencia una concentración de $0.01 \text{ mg}/\text{l}$.

Las Normas Oficiales mexicanas NOM-001-SEMARNAT, 1996 y NOM-002-SEMARNAT, 1996 establecen el límite máximo permisible de plomo en las descargas de aguas residuales hacia agua y bienes nacionales y sistemas de alcantarillado urbano o municipal (Tablas A, B y C del Anexo, respectivamente). También la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1- 1994 (SSA, 2000) establece un límite permisible de $0.01 \text{ mg}/\text{l}$ de plomo total en agua potable. También se cuenta con la NOM-052-SEMARNAT, 2005 que establece los valores establecidos como LMP para plomo contenido en materiales para ser considerados como residuos peligrosos por la concentración del mismo.

1.4.4 Mercurio

a) Propiedades generales

Elemento químico, símbolo Hg, número atómico 80 y peso atómico 200.59, es un líquido blanco plateado a temperatura ambiente (punto de fusión -38.4°C o -37.46°F); ebulle a 357°C (675.05°F) a presión atmosférica. Es un metal noble, soluble únicamente en soluciones oxidantes. El mercurio sólido es tan suave como el plomo. El mercurio forma soluciones llamadas amalgamas con algunos metales (por ejemplo, oro, plata, platino, uranio, cobre, plomo, sodio y potasio).

En sus compuestos, el mercurio se encuentra en los estados de oxidación 2+, 1+ y más bajos; por ejemplo, HgCl_2 , Hg_2Cl_2 o $\text{Hg}_3(\text{AsF}_6)_2$. A menudo los átomos de mercurio presentan dos enlaces covalentes; por ejemplo, Cl-Hg-Cl o Cl-Hg-Hg-Cl . Algunas sales de mercurio(II), por ejemplo, $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ o $\text{Hg}(\text{ClO}_4)_2$, son muy solubles en agua y por lo general están disociadas. Las soluciones acuosas de estas sales reaccionan como ácidos fuertes a causa de la hidrólisis que ocurre. Otras sales de mercurio(III), como HgCl_2 o $\text{Hg}(\text{CN})_2$, también se disuelven en agua, pero en solución sólo están poco disociadas. Hay compuestos en que los átomos de mercurio están directamente enlazados a átomos de carbono o de nitrógeno; por ejemplo, $\text{H}_3\text{C-Hg-CH}_3$ o $\text{H}_3\text{C-CO-NH-Hg-NH-CO-CH}_3$. En complejos, como $\text{K}_2(\text{Hgl}_4)$, a menudo tiene tres o cuatro enlaces.

b) Presencia en el ambiente

El mercurio es un elemento que puede ser encontrado de forma natural en el medio ambiente. Puede ser encontrado en forma de metal, como sales de mercurio o como mercurio orgánico.

El mercurio entra en el ambiente como resultado de la ruptura de minerales de rocas y suelos a través de la exposición al viento y agua. La liberación de mercurio desde fuentes naturales ha permanecido en el mismo nivel a través de los años. Todavía las concentraciones de mercurio en el medioambiente están creciendo; esto es debido a la actividad humana. La mayoría del mercurio liberado por las actividades humanas es liberado al aire, a través de la quema de productos fósiles, minería, fundiciones y combustión de residuos sólidos.

Algunas formas de actividades humanas liberan mercurio directamente al suelo o al agua, por ejemplo la aplicación de fertilizantes en la agricultura y los vertidos de aguas residuales industriales. Todo el mercurio que es liberado al ambiente eventualmente terminará en suelos o aguas superficiales.

Aguas superficiales ácidas pueden contener significantes cantidades de mercurio. Cuando los valores de pH están entre cinco y siete, las concentraciones de mercurio en el agua se incrementarán debido a la movilización del mercurio en el suelo. El mercurio que ha alcanzado las aguas superficiales o suelos los microorganismos pueden convertirlo en metil mercurio, una sustancia que puede ser absorbida rápidamente por la mayoría de los organismos y es conocido que daña al sistema nervioso. Los peces son organismos que absorben gran cantidad de metil mercurio de agua superficial cada día. Como consecuencia, el metil mercurio puede acumularse en peces y en las cadenas alimenticias de las que forman parte.

c) Usos

El mercurio metálico se usa en interruptores eléctricos como material líquido de contacto, como fluido de trabajo en bombas de difusión en técnicas de vacío, en la fabricación de rectificadores de vapor de mercurio, termómetros, barómetros, tacómetros y termostatos y en la manufactura de lámparas de vapor de mercurio. Se utiliza en amalgamas de plata para empastes de dientes. Los electrodos normales de calomel son importantes en electroquímica; se usan como electrodos de referencia en la medición de potenciales, en titulaciones potenciométricas y en la celda normal de Weston.

d) Toxicología

El mercurio no se encuentra en forma natural en los alimentos, pero este puede aparecer en la comida así como ser expandido en las cadenas alimentarias por organismos que son consumidos por los humanos, por ejemplo a través de los peces. Las concentraciones de mercurio en los peces usualmente exceden en gran medida las concentraciones en el agua donde viven. Los productos de la cría de ganado pueden también contener eminentes cantidades de mercurio. El mercurio no es comúnmente encontrado en plantas, pero este puede entrar en los cuerpos humanos a través de vegetales y otros cultivos. Cuando sprays que contienen mercurio son aplicados en la agricultura.

El mercurio tiene un número de efectos sobre los humanos, que pueden ser todos simplificados en los siguientes principalmente: Daño al sistema nervioso y a las funciones del cerebro, daño al ADN y cromosomas, reacciones alérgicas, irritación de la piel, cansancio, y dolor de cabeza, efectos negativos en la reproducción, daño en el esperma, defectos de nacimientos y abortos.

El daño a las funciones del cerebro puede causar la degradación de la habilidad para aprender, cambios en la personalidad, temblores, cambios en la visión, sordera, incoordinación de músculos y pérdida de la memoria. Daño en el cromosoma y es conocido que causa mongolismo.

e) Normativa

Las Normas oficiales mexicanas NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996 establecen el límite máximo permisible de mercurio en las descargas de aguas residuales hacia agua y bienes nacionales y sistemas de alcantarillado urbano o municipal (Tablas A, B y C del Anexo I, respectivamente). También la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1- 1994 (SSA, 2000) establece un límite permisible de 0.001 mg/l de mercurio total en agua potable. También se cuenta con la NOM-052- SEMARNAT-2005 que establece los valores establecidos como LMP para mercurio contenido en materiales para ser considerados como residuos peligrosos por la concentración del mismo.

1.5 Valores de referencia para la calidad de sedimentos y agua

No se dispone en el país de normatividad que limite los contaminantes en los sedimentos en cuerpos de agua. Por tanto, en este trabajo, a manera de guía, en las Tablas 1.5 y 1.6 se presentan los valores de referencia para las diferentes variables propuestas, tomados de otros países, como Canadá y Estados Unidos.

Tabla 1.5 Normativa para la protección de la vida acuática- agua

Parámetros	Unidad	Canadá ¹	Estados unidos ²
Oxígeno disuelto	mg/l	6.5 – 9.5	7
pH		6.5 – 9	6.5 - 9
Metales			
Arsénico	mg/l	0.005	0.15
Cadmio	mg/l	0.000017	0.0025
Plomo	mg/l	0.001 – 0.007	0.0064
Mercurio	mg/l	0.0001	0.00077

Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life (1)

Water Quality Standard, EPA, Ohio (2)

Tabla 1.6 Normativa para la protección de la vida acuática - sedimento

Parámetros	Unidad	Canadá
Oxígeno disuelto	mg/l	6.5 – 9.5
pH		6– 9
Arsénico	mg/kg	5.9
Cadmio	mg/kg	0.6
Plomo	mg/kg	35
Mercurio	mg/kg	0.17

Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life

CAPÍTULO 2

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

En este apartado se enuncian algunas características fisiográficas del área de estudio y la descripción de los elementos que componen al Lago Alameda Oriente (LAO).

2.1 Reseña histórica del área de estudio

El Valle de México se conoce como una cuenca hidrográfica endorreica, en cuya parte baja se encuentra la capital de la República. La cuenca está situada en la porción central del país y en el extremo meridional de la provincia fisiográfica llamada altiplanicie mexicana, también forma parte del eje volcánico transversal (Rzedowski, 1979).

El Valle, en épocas pasadas fue ocupado por el gran lago de Texcoco, que al desecarse únicamente dejó pequeñas reminiscencias de sus aguas en lagos dispersos por el Valle (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

El Parque Alameda Oriente se ubica en lo que anteriormente constituía el llamado Lago Xochiaca, el cual se encontraba adjunto al gran Lago Salado de Texcoco. Al ser esta región lacustre la más baja del Valle de México, propició que los escurrimientos de las partes más elevadas, como Xochimilco, Zumpango, Chalco, etc., desembocaran en la zona, si a esto se añade la presencia de manantiales termales y una alta evaporación, el resultado es un cuerpo de agua con una elevada concentración de sales (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

Posteriormente esta zona fue conocida como Bordo Xochiaca, y debido a la alta densidad poblacional se propició que esta zona se convirtiera en basurero clandestino de desechos sólidos, y que por muchos años el Lago de Xochiaca fuera utilizado como receptor de las aguas residuales del aeropuerto y de esta forma pasará a tener las características propias de una laguna de estabilización para materia orgánica, lo que alteró la calidad de su agua, dando lugar a un rompimiento del equilibrio ecológico de la zona y una proliferación de fauna nociva como moscas y ratas.

Posterior al sismo de 1985, este sitio fue rellenado con material proveniente de las demoliciones. El proyecto Xochiaca adquirió el nombre de “Alameda Oriente”, cuando se integró al programa de dotación de áreas verdes establecido por el Gobierno de la Ciudad de México, que se propuso sanear y rehabilitar 90 hectáreas de este lugar donde además se propició el establecimiento y desarrollo de flora y fauna en forma inducida y natural compatible con las necesidades de los habitantes del entorno. Asimismo se pretendió que en invierno rescate su función de refugio natural de fauna silvestre (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

El sitio Xochiaca fue clausurado oficialmente como tiradero clandestino por las autoridades del Departamento del Distrito Federal el 24 de agosto de 1987 creándose el Parque Alameda Oriente el cual actualmente se encuentra a cargo de la Dirección General de Servicios Urbanos y cuenta con una superficie total de 82.9 hectáreas divididas en nueve zonas que más adelante son descritas (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

El Parque Ecológico Alameda Oriente se ubica en Av. Bordo de Xochiaca S/N, esq. Prolongación Periférico, Col. Arenal 4ª sección, Delegación Venustiano Carranza, C. P. 15600. Localizado a 19° 26'00" de latitud norte y 99° 05'00" de longitud oeste a una altura de 2234 msnm. (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005). En la Figura 2.2 se muestra el plano de localización del sitio (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

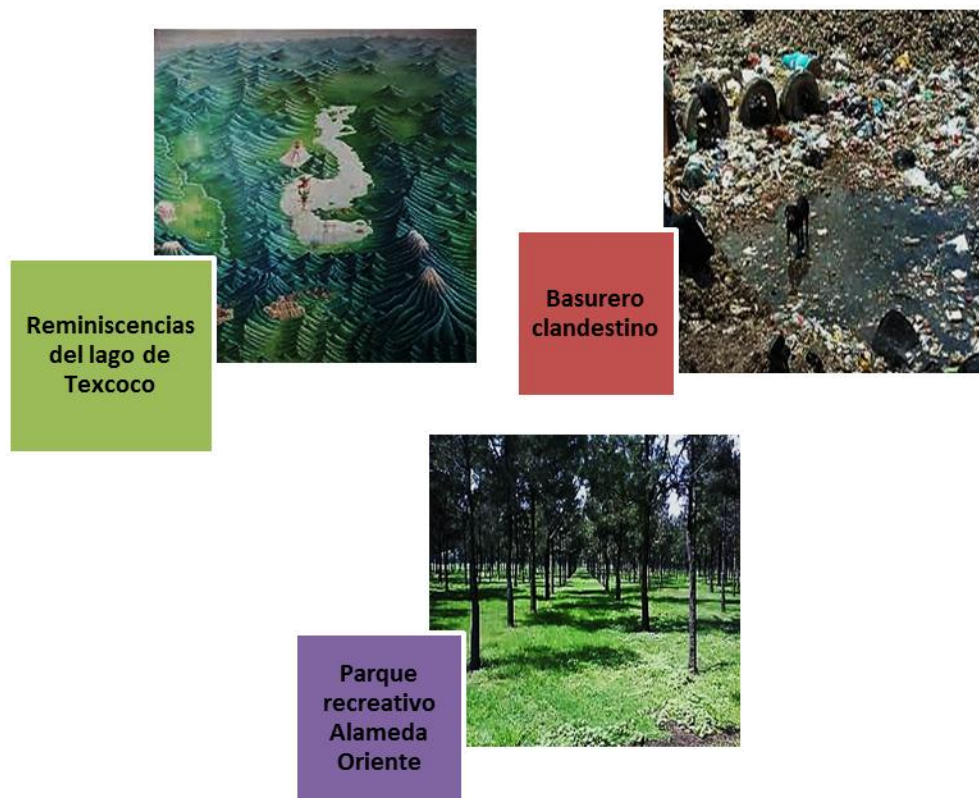


Figura 2.1 Cambios ocurridos en el área de estudio



Figura 2.2 Plano de localización del Parque Alameda Oriente

2.2 Descripción del Parque Recreativo Alameda Oriente

El Parque recreativo Alameda Oriente está dividido en 9 zonas, de acuerdo a las actividades de mantenimiento, con las características mostradas en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Zonas del Parque recreativo Alameda Oriente



Zona 1

- Se localiza al sur del parque, sobre la Avenida Bordo Xochiaca. Ocupa una superficie aproximada de 15 ha, de las cuales, 14.8 ha, corresponden a áreas verdes. Presenta un kilómetro de arbolado como cortina rompe vientos. Entre los andadores y vialidades se encuentran diversas especies de arbolado, así como una cobertura de pasto.



Zona 2

- Se ubica al oeste del parque, a un costado del Aeropuerto Internacional Benito Juárez de la Ciudad de México, sobre la antigua Avenida Vía Tapo. Tiene una superficie aproximada de 7.3 ha, siendo 6.25 ha para áreas verdes. Posee alrededor de 750 m de arbolado como cortina rompe vientos y áreas cubiertas de pasto.



Zona 3

- Se ubica al oeste del parque, a un costado del Aeropuerto Internacional Benito Juárez. Su superficie total aproximada es de 9.2 ha de las cuales, 7.65 ha corresponden a áreas verdes, un kilómetro de cortina rompe viento se encuentra en la zona, además de presentar una superficie cubierta de pasto.



Zona 4

- Se ubica al este del parque, a un lado de la Avenida Prolongación Anillo Periférico. Su área total mide 9.62 ha de las cuales 8.75 ha corresponden a áreas verdes, presenta alrededor de 800 m lineales de cortina rompe viento y suelo con cubierta de pasto.



Zona 5

- Se encuentra al sureste del parque. Tiene un área de 12.98 ha y 12.78 ha son áreas verdes. Esta zona se distingue por amplias áreas de pastizal y poca cobertura arbórea, que se ubican particularmente a las orillas de la misma.

Continuación Tabla 2.1

**Zona 6**

- Se localiza al sureste del parque, entre las Avenidas Bordo Xochiaca y Prolongación Anillo Periférico. Posee 9.3 ha y 7.7 ha son consideradas de áreas verdes; tiene aproximadamente un kilómetro de cortina rompe viento y suelos cubiertos de pasto.

**Zona 7**

- Se localiza al sur del parque, a un costado de la Avenida Bordo Xochiaca. La zona comprende jardinerías de plantas cactáceas y un área de arbolado; su superficie total es de 2.7 ha, con 2.2 ha de áreas verdes. El arbolado antes mencionado se encuentra en las inmediaciones de la circulación vehicular.

**Zona 8**

- Zona ubicada al noreste del parque, entre la antigua Avenida Vía Tapo y la Avenida Prolongación Anillo Periférico. Su superficie total es de 5 ha, siendo 4.8 ha de cobertura verde, cuenta con un kilómetro de cortina rompevientos y suelos empastados.

**Zona 9**

- Esta zona se localiza al suroeste del parque. La superficie total que posee es de 11.7 ha y únicamente 2.09 ha corresponden a áreas verdes, en esta zona se encuentra un lago artificial cuyos bordos poseen una cubierta de pasto, y se encuentra totalmente rodeada de malla ciclónica.

2.3 Descripción del lago

2.3.1 Construcción

La construcción del Lago artificial consistió en distintas actividades clasificadas básicamente en 4 etapas, las cuales se presentan en la Figura 2.3



Figura 2.3 Etapas para la construcción del Lago Alameda Oriente

Una vez realizado el dragado y la estabilización del área destinada a ocupar el cuerpo de agua se procedió a la impermeabilización con diferentes materiales y técnicas que se explican a continuación.

a) Impermeabilización del talud mojado con un material plástico impermeable

Consistió en la colocación sobre el talud de una capa de 10 cm de bentonita-arena-cemento en proporción de 58-14-28 con una resistencia similar a la de un talud compactado al 90% y con la vegetación típica de la zona, misma que disminuye la erosión provocada por el oleaje en los taludes. En la Figura 2.4 se muestra gráficamente la conformación del arreglo (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

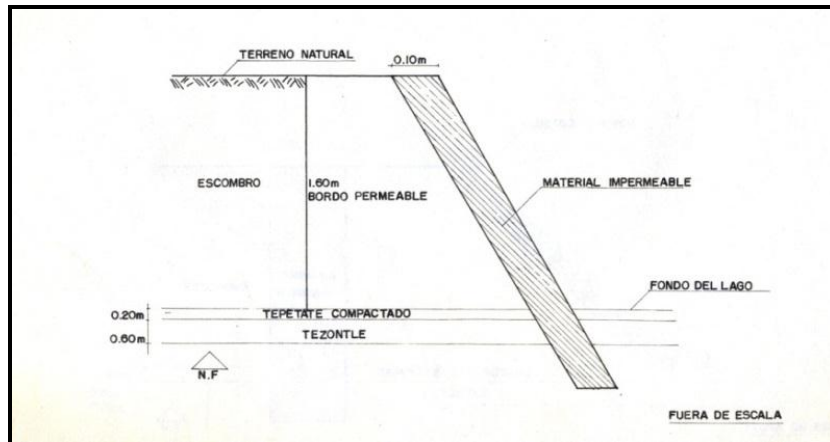


Figura 2.4 Arreglo para la impermeabilización con bentonita- arena- cemento sobre el talud

b) Impermeabilización con pantalla impermeable sobre el bordo

Se impermeabilizó el bordo con una pantalla de 50 cm de bentonita-cemento-arena y se estabilizó el talud con un enrocamiento y el establecimiento de vegetación típica como se muestra en la Figura 2.5. En los dos casos se verificaron periódicamente los asentamientos del bordo de protección ya que es necesario sobre elevar el bordo en forma diferencial, debido a que la estructura está desplantada en una zona de alta compresibilidad con hundimiento regional de 1.7 cm por mes aproximadamente (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

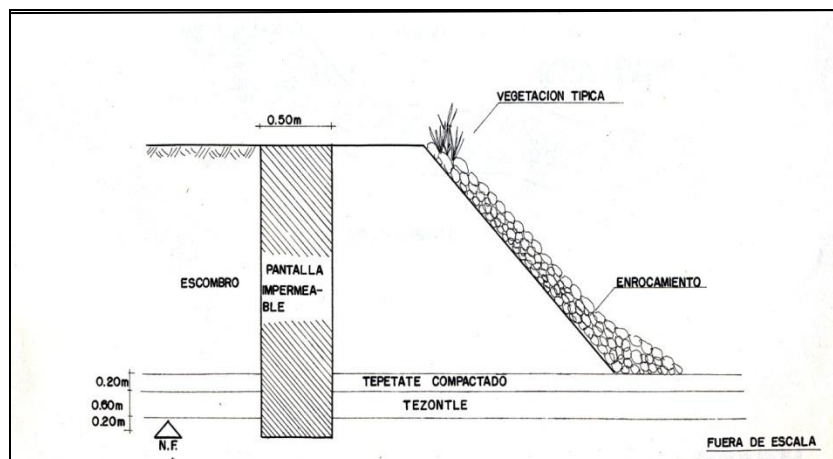


Figura 2.5 Arreglo para la impermeabilización con bentonita- arena- cemento sobre el bordo

c) Sobreelevación de los bordos

La rehabilitación se realizó con un enrocamiento de cascajo seleccionado en forma de placa de 20 cm por lado, sin dañar la capa permeable. Con esta solución sólo pudieron llenarse las celdas hasta el nivel menor donde existía capa impermeable.

El talud mínimo aceptable es 2:1 en la corona se colocó material de base (limo-arenoso compacto) en un espesor de 20 cm para alcanzar la elevación de rehabilitación propuesta. Se usó un bombeo de 2.0% con parteaguas al centro de la corona o desde 2 m en los taludes perimetrales. En la Figura 2.6 se muestra dicho arreglo (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

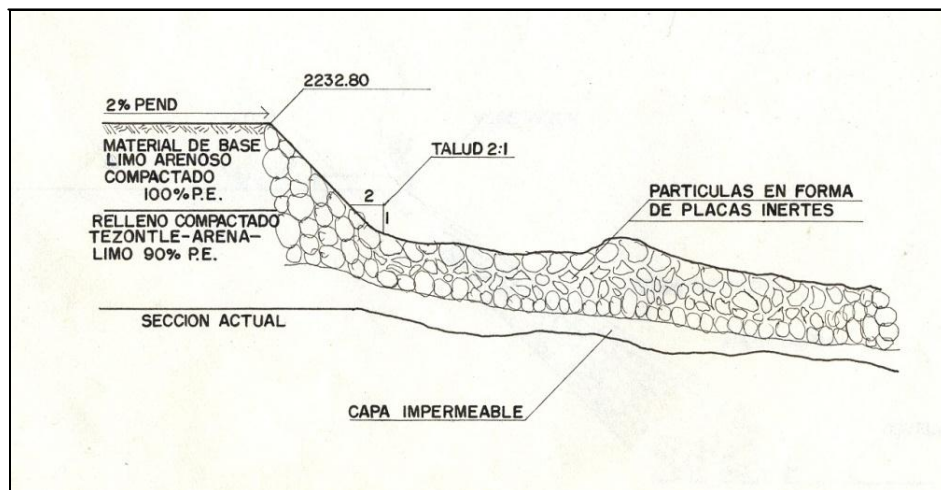


Figura 2.6 Arreglo para la sobreelevación de bordos

d) Impermeabilización natural

Se modificó la pendiente realizando un enrocamiento y colocando un material fino para favorecer la sedimentación natural, con la que se obtiene una menor filtración del agua hacia el talud, protegiéndolo así de la erosión ocasionada por el oleaje y corrientes asociadas, dicho arreglo es mostrado en la Figura 2.7 (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

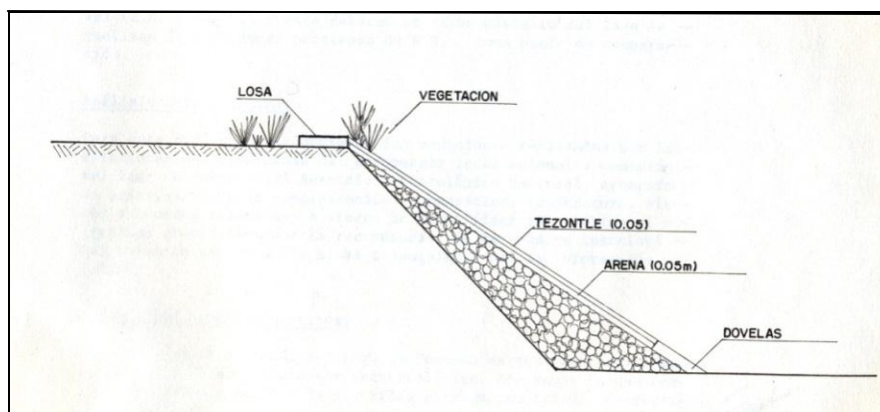


Figura 2.7 Arreglo para la impermeabilización natural

2.3.2 Calidad del agua suministrada

Con apoyo de la Comisión del Lago de Texcoco se realizan mensualmente análisis físico-químicos y bacteriológicos del agua (Proveniente de una planta de tratamiento), lo que permite conocer los índices de seguridad para su uso (riego, recreativo, ecológico) (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

2.4 Situación actual del lago

Actualmente las actividades realizadas en el lago son de recreación y de investigación. Sin embargo, es fundamental diagnosticar las condiciones del cuerpo de agua, con el fin de que se tenga la información necesaria para tener un buen manejo del mismo.

El lago tiene una profundidad promedio de 1.26 m y un volumen actual de llenado de 100,646.46 m³, el cual es modificado por la precipitación, evaporación, filtración y suministro por parte de D. G. C. O. H como se expone en la Tabla 2.3 y la distribución de la superficie total del lago se distribuye según la Tabla 2.2 (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005).

Tabla 2.2 Distribución de la superficie total del Lago Alameda Oriente (LAO)

Áreas	Superficie en m²
De espejo de agua	80, 560
De vialidad	8,137
De áreas verdes	26, 955
De fuentes	53,0
De área engravada	2, 024

2.4.1 Problemática ambiental

Entre los principales usos del lago se encuentran los de tipo:

- a) **Ecológico, a través del mantenimiento de un humedal**
- b) **Público urbano, con el desarrollo de actividades recreativas como el remo con lanchas en renta.**
- c) **Hábitat, para aves residentes (Pato doméstico)**
- d) **Parte del corredor de migración y zona de anidación de especies silvestres migrantes de Canadá y E.U.A.**

Debido al conjunto de acciones llevadas a cabo en el lago se presentan una serie de alteraciones visibles sobre el cuerpo de agua que muestran la necesidad de dar mantenimiento del lago, dichas alteraciones son:

- a) **Rompimiento de la geomembrana ubicada sobre los taludes y fondos de cada una de las esclusas que conforman al lago.**
- b) **Proliferación de algas verdes sobre la superficie de algunas de las esclusas**
- c) **Malos olores del agua al remar**

Además de que se tienen registros de objetos que han caído al lago y no fueron recuperados, entre los que se encuentran relojes, celulares, pilas entre otros objetos con contenidos tóxicos. Lo que lleva a tomar la decisión de un estudio general que refleje el estado del lago mediante parámetros fisicoquímicos y texturales para la columna de agua y sedimentos respectivamente, el estudio de contenido de metales se acotó a cuatro; As, Cd, Pb y Hg.

Tabla 2.3 Factores que afectan el volumen del lago**Precipitación**

- La precipitación media anual es de 600 mm. Pero en el periodo de muestreo (de enero a mayo) se registran lluvias escasas, por lo que no se considera como un aporte de agua al lago para calcular el volumen de evaporación y filtración.

Evaporación

- En la zona, los valores de temperatura, viento, insolación, cubierta vegetal, etc., determinan una media de evaporación de 2,000 mm anuales, siendo los meses de febrero, marzo, abril y mayo los de mayor evaporación. En el periodo de enero a mayo, la media mensual aproximadamente es de 166 mm y la total de 830 mm.

Extracción para riego

- Por ser los meses del ciclo de enero a mayo los más secos, se realiza el riego al máximo, bombeando del lago un promedio de 73,000,000L

Filtración

- A pesar de la geomembrana presente en el lago, existe filtración debida al constante oleaje que ocasiona que los taludes se humedezcan, lo que a su vez conlleva a una aceleración en el deterioro de la geomembrana, lo que aunado a la deformación natural del terreno, hundimiento regional y alta compresibilidad del suelo, provoca la deformación de los taludes, la ruptura de la geomembrana y finalmente la filtración de 3, 262, 610 L en el periodo de enero a mayo.

2.4.2 Descripción de las esclusas y áreas dentro del cuerpo de agua

El lago se conforma por 5 esclusas descritas en la Tabla 2.4, dentro de las cuales se encuentran instalaciones hidráulicas, recreativas y limnológicas, estas son mostradas en el mapa de localización de la Figura 2.8

Tabla 2.4 Descripción de las esclusas del lago



ESCLUSA 1 : Presenta el menor tamaño, en esta se encuentra ubicado un influente, además se interconecta con la esclusa 2 mediante un ducto de PVC. La vegetación que presenta en su perímetro corresponde a pasto.

ESCLUSA 2: Presenta una amplia variedad de vegetación en su perímetro, se interconecta con las esclusas 1 y 3 mediante ductos de PVC.



ESCLUSA 3: En ella se encuentra un efluente para riego. También se localiza en esta una parte de un puente flotante perteneciente al embarcadero que cuenta con lanchas para recreación. Esta se interconecta con las esclusas 2 y 4 mediante ductos de PVC.

ESCLUSA 4: En ella se localiza otra parte del puente flotante, correspondiente al embarcadero. Esta se interconecta con las esclusas 3 y 5 mediante ductos de PVC. En épocas de lluvia el nivel se incrementa tanto que se unifica con la esclusa 5. En su perímetro se encuentran diversas especies de plantas.



ESCLUSA 5: En una parte de su perímetro se encuentra un humedal y una zona de anidación de especies domésticas y migratorias. Cuenta con un influente y un efluente para riego, se encuentra interconectada con la esclusa 4 mediante ductos de PVC.



Figura 2.8 Ubicación de instalaciones hidráulicas, recreativas y limnológicas en el lago

2.4.3 Especies residentes

El Lago Alameda Oriente alberga a 22 especies de aves acuáticas migratorias que eligen el lago para pasar el invierno (Secretaría de Obras y Servicios del Distrito Federal; 2005). En la Figura 2.9 se muestran algunas de las especies residentes del lago.



Cigüeñela



Gallareta



Pato cucharón



Garza dedos dorados



Chorlito tildio



Ganso



Pato real



Pato doméstico

Figura 2.9 Especies acuáticas en el lago

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

En este capítulo se describen el plan de trabajo, las metodologías de muestreo, tratamiento de muestras y los procesos de análisis físico – químicos utilizados en la investigación.

3.1 Plan de trabajo

En la Figura 3.1 se muestra el diagrama de flujo que incluye el conjunto de parámetros contemplados en el plan de trabajo para esta investigación.

Para cada uno de los parámetros que aparecen en el diagrama de flujo, se propuso una metodología tomando en cuenta el posible impacto que generaría la variación de un parámetro con respecto a otro. En la Tabla 3.1 se enlistan los métodos utilizados para la caracterización del sedimento y la columna de agua.

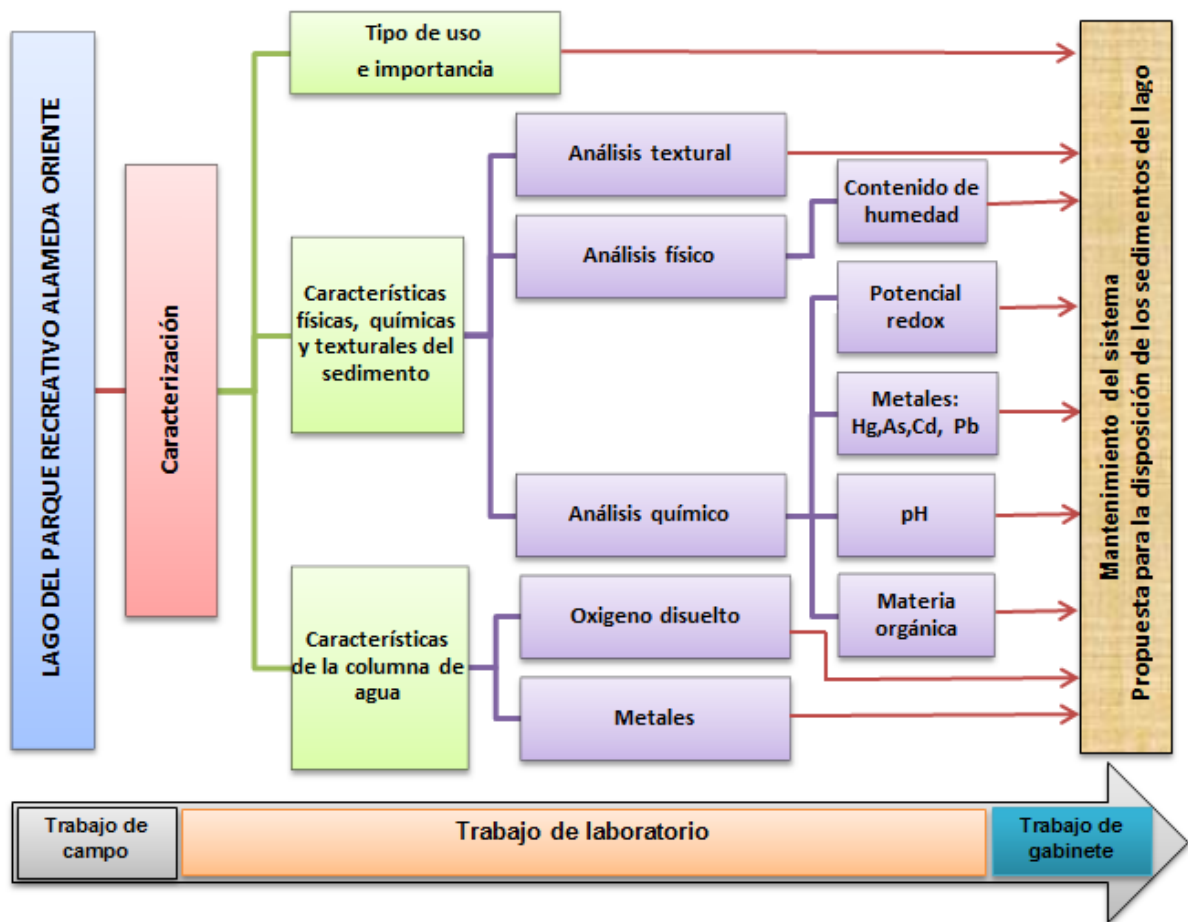


Figura 3.1 Plan de trabajo

Tabla 3.1 Métodos para la determinación de propiedades para caracterización del sedimento y agua

Variables	Método	Norma
pH	Electrométrico	NMX-AA-008-SCFI-2011
Textura	Tamizado	NOM-021-SEMARNAT-2000
Contenido de humedad	Gravimétrico	NOM-021-SEMARNAT-2000
Potencial redox	Electrométrico	NMX-AA-008-SCFI-2011
Carbono orgánico	Walkley y Black	NOM-021-SEMARNAT-2000
Contenido de metales (As, Cd, Pb, Hg)	Espectrofotometría de absorción atómica	NMX-AA-051-SCFI-2001 NMX-AA-132-SCFI-2006
Oxígeno disuelto	Electrométrico	NMX-AA-012-SCFI-2001

3.1.1 Plan de muestreo

Para la obtención de las muestras de sedimento y agua del Lago se realizó el plan de muestreo que consistió en 3 pasos que se describen en la Figura 3.2.

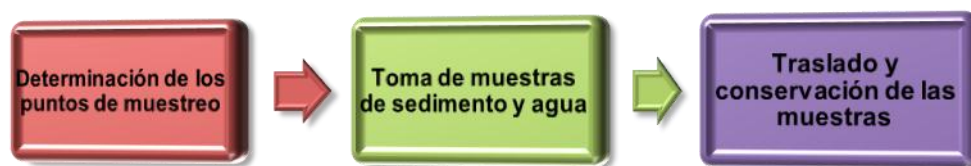


Figura 3.2 Plan de muestreo

A. Determinación de los puntos de muestreo

La distribución de los puntos de muestreo se planeó teniendo en cuenta:

1. Que dicha distribución debe permitir la obtención de una muestra representativa del conjunto de sedimentos depositados en el lago y del agua de la columna.
2. La geometría del lago es irregular y se encuentra dividida en esclusas de tamaño y profundidad variable.

3. Que la distribución propuesta es únicamente una guía para la toma de muestras en campo.

El número de muestras fue condicionado por el tamaño total del lago así como el de cada una de las esclusas que lo integran, no se consideró la relación descrita en los antecedentes (1:4hc), debido a que el tamaño del lago resulta muy pequeño comparado con otros cuerpos de agua a los que sí puede ser aplicada dicha relación, de modo que para garantizar la toma de muestras representativas se aumentó el número de puntos a estudiar respetando la proporcionalidad en el tamaño de cada esclusa, además se utilizó la distribución de puntos equidistantes por esclusa. La cantidad de material a tomar en cada punto de muestreo fue de 1kg aproximadamente para sedimentos y 1 litro para agua.

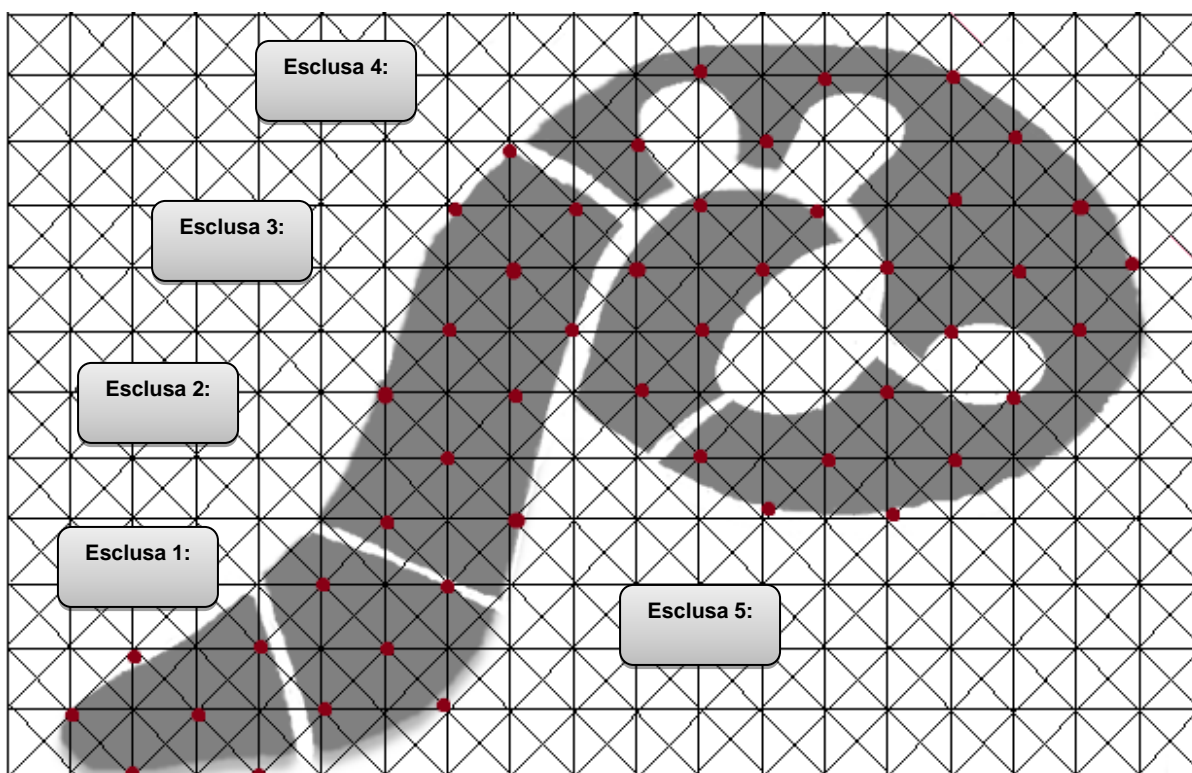


Figura 3.3 Distribución de puntos de muestreo en el lago

B. Toma de muestras de sedimento y agua

Para la toma de muestras se hizo uso de una lancha, un instrumento receptor GPS (Sistema de Posicionamiento Global) para ubicar los puntos de muestreo en campo, además de los contenedores para las muestras de agua y sedimento y el equipo necesario para la medición de oxígeno disuelto y temperatura en el agua.

Para la toma de muestras de agua fueron utilizados envases de plástico previamente lavados con detergente, ácido nítrico (20%) y agua destilada (Figura 3.4 -A), durante la toma de muestras a cada envase se adicionaron 2 mL de ácido nítrico concentrado grado suprapuro (libre de metales), con el fin de evitar interferencias durante los posteriores análisis (Figura 3.4).

La toma de muestras de sedimento en el lago corresponde a sedimentos superficiales por las condiciones y dimensiones del lago y fueron tomadas mediante un muestreador como el que se muestra en la Figura 3.5 –(A), obteniendo con éste el número total de muestras requerido para cada una de las esclusas y colocadas en bolsas de plástico previamente lavadas.



Figura 3.4 Toma de muestras de agua



Figura 3.5 Toma de muestras de sedimentos superficiales

C. Traslado y conservación de las muestras

El volumen de sedimento obtenido para cada punto se colocó en una bolsa de plástico con ayuda de una espátula de plástico. Las muestras se mantuvieron en hielo hasta su arribo al laboratorio. Posteriormente, a todas las muestras se les eliminó el exceso de agua (sobrenadante) y se sometieron a refrigeración para evitar su descomposición, ya que en condiciones de temperatura baja (10°C), los sedimentos pueden conservar sus propiedades por varios años (De Lorenz, 2008). En la Figura 3.4 puede observarse el seguimiento del muestreo superficial en el sitio de estudio.

3.2 Caracterización del sedimento

En el laboratorio se secaron las muestras y se colocaron en contenedores previamente lavados, al término del secado los sedimentos fueron homogenizados de manera manual para deshacer los terrones y realizar los análisis por los métodos ya establecidos para la investigación.

3.2.1 Textura: granulometría

El tamaño de partícula es considerado como una característica de textura fundamental para la caracterización de depósitos de materiales fragmentados. El fraccionamiento por tamaño de partícula es una técnica potencialmente útil debido a que las fracciones biodisponibles están asociadas principalmente con las partículas de menor tamaño; por ejemplo las partículas de tamaño medio y grande compuestas por moléculas inertes con respecto a contaminantes como metales, pueden ser cubiertas por materia orgánica coloidal, arcillas u oxi- hidróxidos de hierro, lo cual aumenta su reactividad superficial y por lo tanto su capacidad de adsorber contaminantes.

Además las fracciones gruesas son menos afectadas por las corrientes y permanecen por largos periodos de tiempo en un lugar, en comparación con las fracciones finas que, normalmente, son considerados transportadores eficientes de contaminantes naturales y antropogénicos, además son más susceptibles a procesos de resuspensión y, dependiendo de las condiciones de la columna de agua, a removilizarse, evidenciando su peligro potencial al ambiente (Salomons et al., 1987).

Para llevar a cabo un proceso de separación por tamaño de partícula se hace uso de tamices apropiados para separar las partículas cuyo tamaño varía desde 0.002 mm hasta 250 mm y se agrupan en intervalos de clases de tamaño como lo describe la escala de Wentworth (Tabla 4.2). Estos tamices están hechos con fuertes alambres de acero o bien

con telas de alambres finos colocados de manera que formen cuadros abiertos, el número de estas aberturas por unidad de longitud proporciona el número de malla (McManus, 1995).

Tabla 4.2 Clasificación de partículas de acuerdo con la escala Wentworth

Fracción	Número de tamiz	Denominación	Tamaño de partícula
T1	----	Limos y arcillas	$T1 < 0.063 \text{ mm}$
T2	230	Arenas finas	$0.292 \text{ mm} > T2 > 0.063 \text{ mm}$
T3	150	Arenas medianas	$0.5 \text{ mm} > T3 > 0.292 \text{ mm}$
T4	16	Arenas gruesas	$1.0 \text{ mm} > T4 > 0.5$
T5	12	Arenas muy gruesas	$1.7 \text{ mm} > T5 > 1.0 \text{ mm}$
T6	6	Gravas	$T6 > 1.7 \text{ mm}$

Los tamices de mayor apertura de malla se colocaron en la parte superior y hacia abajo se ubicaron los demás tamices, en orden descendente de apertura de malla. Después de colocar la muestra seca en la parte superior junto con la tapa ajustada, se empleó un agitador mecánico por un lapso de 15 a 20 minutos. Las fracciones separadas se pesaron y se determinó la composición porcentual.

3.2.2 pH

La medición de pH del suelo o sedimento no únicamente proporciona información acerca de las propiedades ácidas o básicas del suelo sino que permite estimar la biodisponibilidad de nutrientes esenciales, la presencia de ácidos libres, la presencia de iones, la especiación de elementos mayores y menores presentes entre otras aplicaciones (Thomas, 1996).

La medición de pH de un suelo o sedimento se llevó a cabo mediante una proporción de 1:10 de sedimento a agua, se agitó durante 2h, se dejó sedimentar durante 1h y se midió el pH con un potenciómetro ajustado con soluciones amortiguadoras de pH 7 y 4 (Jackson, 1976).

3.2.3 Potencial redox (Eh)

El potencial redox es una medida de la actividad de los electrones. Está relacionado con el pH y con el contenido de oxígeno. Es análogo al pH ya que el pH mide la actividad de protones mientras que el potencial redox mide la de los electrones.

Las aguas, el oxígeno está en equilibrio con el atmosférico y el pH es de 7, el valor es de + 0, 86 mv a 0 °C y de + 0,80 mv a 25 °C. En las aguas dulces y marinas raramente baja de + 0,3 mv excepto cuando hay gran escasez de oxígeno.

En los potenciales oxidantes la materia tiende a oxidarse y descomponerse, y en reductores tiende a reducirse. La sustancia con potencial de reducción más negativo es la que se oxida. Por ello es importante conocer los valores normales de los potenciales redox. Hay distintos medios acuáticos, por ejemplo: el agua ácida de minas es muy oxidante, el agua atmosférica, el agua de río y la de mar también, en un punto intermedio están las aguas pantanosas y el agua subterránea, y como las más reductoras están el agua de suelos inundados y el agua en contacto con sedimentos marinos reductores.

La determinación del potencial redox se realizó a cada una de las muestras de sedimentos correspondientes a las cinco esclusas y se utilizó un método potenciométrico, este fue medido en la suspensión sobrenadante de una mezcla de relación sedimento: agua 1:2.

3.2.4 Materia orgánica (carbono orgánico)

El contenido de materia orgánica en el suelo influye en muchas de sus propiedades, como la capacidad que tiene para proporcionar nitrógeno, fósforo, azufre y metales traza a plantas, la retención e infiltración de agua, el grado de agregación y, por lo tanto la estructura total que tiene que ver con la interrelación con el medio acuoso y la atmósfera, la capacidad de intercambio catiónico (Paéz, 1983).

Existen varios métodos para determinar carbono orgánico en suelos y sedimentos pero en este trabajo se determinó mediante la oxidación del material orgánico vía húmeda mediante el método de Walkey – Black (oxidación con dicromato de potasio y titulación con una solución ferrosa).

3.2.5 Contenido de humedad

La determinación del contenido de agua consiste en el pesaje de una muestra de suelo o sedimento antes y después de secarla bajo ciertas condiciones, la diferencia entre pesos corresponde al peso del agua removida (Mendoza, 1997).

Del cociente entre esta diferencia y el peso seco del suelo resulta el contenido de agua (W), el cual se expresa usualmente como porcentaje (%). Tradicionalmente el secado de los suelos y sedimentos se lleva a cabo en un horno convencional (HC) con el que se calienta al suelo o sedimento a una temperatura y durante un tiempo, hasta lograr la evaporación y remoción del agua libre (Mendoza, 1997).

El contenido de agua o humedad se define como el cociente entre el peso del agua contenida en los poros o espacios huecos del suelo o sedimento y el peso del material seco (parte sólida), y se expresa con la siguiente ecuación:

$$W(\%) = \frac{W_w}{W_s} * 100$$

Donde:

W: Es el contenido de agua (%)

W_w: Es el peso del agua removida por calentamiento (g)

La masa del agua corresponde a la removida por calentamiento a una temperatura y tiempo. Por lo que se refiere a la parte sólida, debe entenderse que son aquellas partículas y granos que no son solubles en agua y que pueden tener agua adsorbida la cual constituye parte de su fase sólida, es decir que no se remueve por calentamiento a la temperatura de trabajo.

Para el secado de una muestra de suelo o sedimento es necesario que ésta permanezca en un horno de convección, el cual debe mantenerse a una temperatura de 35°C hasta que alcance un peso constante.

El tiempo requerido para lograr dicho peso varía dependiendo del tipo de material, tamaño de la muestra y de otros factores.

3.2.6 Contenido de metales

La espectroscopia de absorción atómica de flama es un método de análisis de metales que tiene las ventajas de ser muy preciso, selectivo y en el que los análisis son rápidos en comparación con otras técnicas. En términos muy generales, este método es capaz de analizar los elementos alcalinotérreos y los metales de transición (Thompson, 1989).

Para llevar a cabo el análisis de los metales en las muestras de sedimentos se tomó una fracción de aproximadamente 1 g y se llevó a digestión total mediante tratamiento con ácido fluorhídrico y perclórico en vasos de teflón, las determinaciones de arsénico, plomo, cadmio y mercurio se realizaron utilizando flama de aire – acetileno (Horiba, 1995).

Este trabajo se llevó a cabo en el Laboratorio de Físicoquímica Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM, con la supervisión del Dr. Felipe Vázquez Gutiérrez.

(A) pH



(B) Granulometría



(C) Contenido de humedad



(D) Potencial redox



(E) Materia orgánica



(F) Contenido de metales



Figura 3.6 Técnicas usadas para la caracterización de sedimentos

3.3 Caracterización del agua

La caracterización del agua del lago consistió en la medición de la concentración de oxígeno disuelto medido al momento de la toma de muestras mediante un método potenciométrico y la medición de la concentración total de metales (As, Cd, Pb y Hg).

CAPÍTULO 4

PRESENTACION Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

En este apartado se describen y analizan los resultados de los análisis aplicados a las muestras obtenidas en el sitio de estudio.

4.1 MUESTREO

Para realizar la toma de muestras se siguió la metodología descrita en el capítulo 4. Mediante el software AUTOCAD 2012 se realizó la ubicación de puntos de muestreo registrados con un GPS, los puntos se muestran en la Figura 4.1.

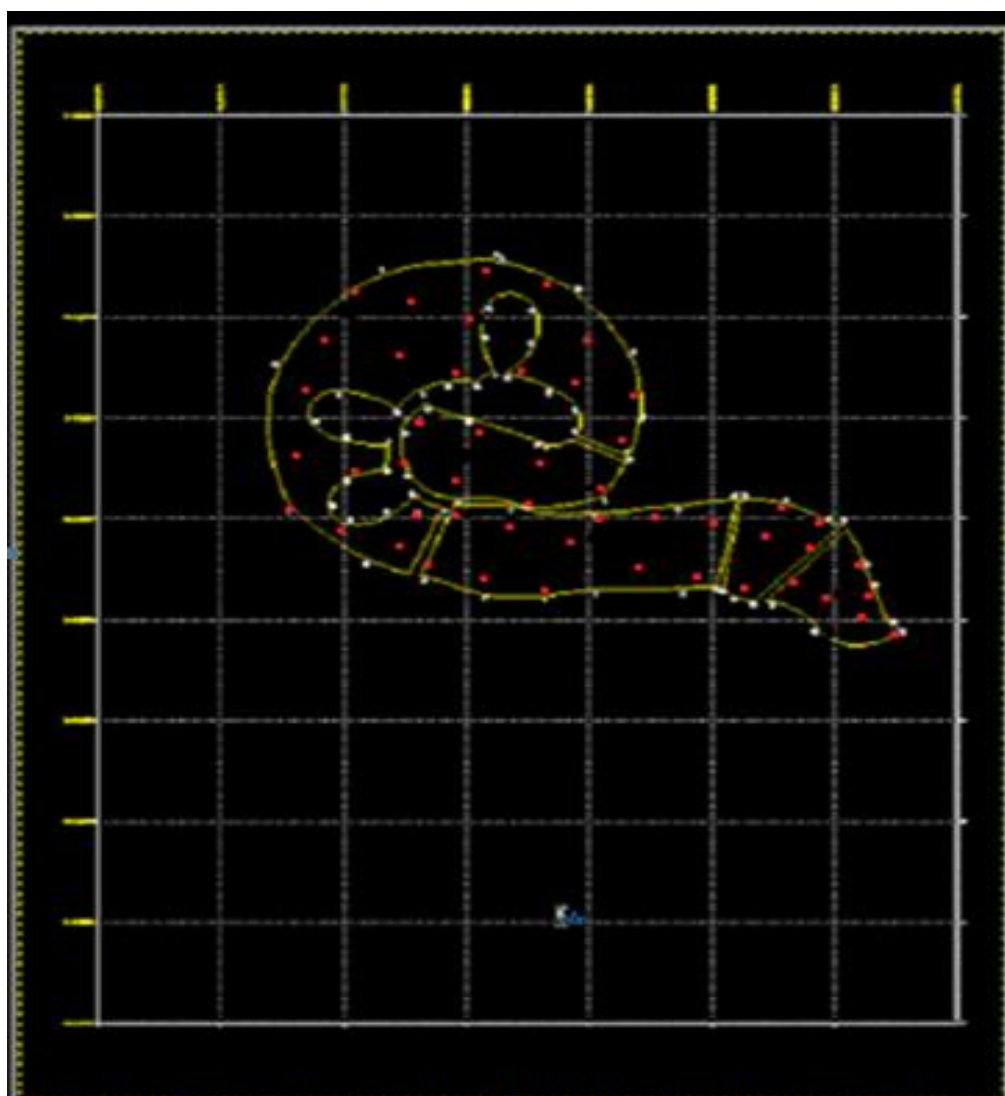


Figura 4.1 Puntos de muestreo de sedimentos y agua de las esclusas del lago

4.2 Caracterización de sedimentos y agua

4.2.1 Textura: granulometría de sedimentos

El conocimiento de la granulometría de una muestra de sedimento permite conocer su movilidad, también saber en qué fracción del sedimento se acumula la mayor cantidad de contaminantes, es por ello que después de acondicionar las muestras (secado) se procedió a la separación mediante la metodología antes descrita, en la gráfica de la Figura 4.2 se muestran los resultados promedio de la granulometría por esclusa.

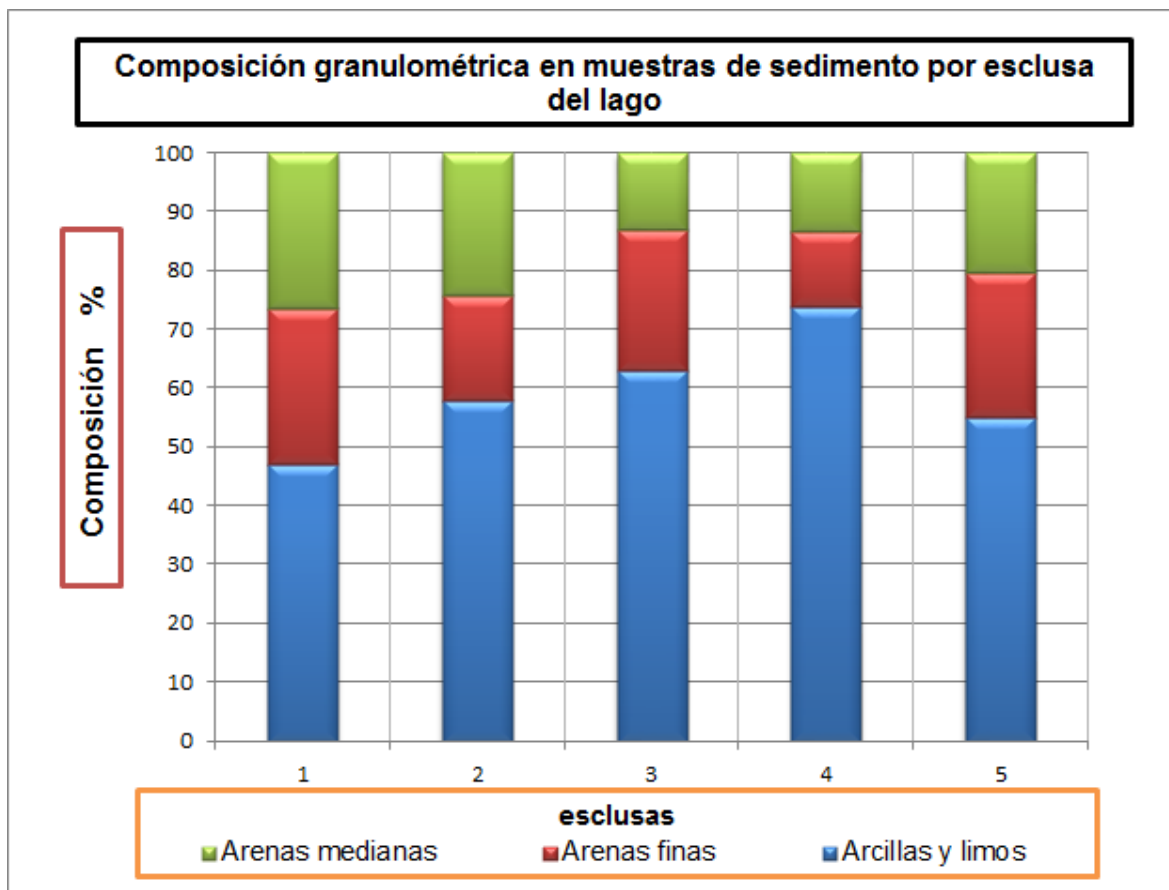


Figura 4.2 Composición granulométrica promedio de las esclusas del lago

Esclusa 1: Los sedimentos colectados en esta zona estuvieron compuestos en su mayor parte por fracciones correspondientes a arcillas y limos (de 47.1% en promedio) y en proporciones similares para arenas finas y medianas de 26.5% y 26.4% respectivamente.

En general existe una tendencia a la homogeneidad de composición textural en las muestras colectadas en esta esclusa como se muestra en la Figura 4.3, con excepción de las muestras 1 y 2, tomadas cerca de las márgenes de la esclusa, en donde la proporción de arcillas y limos disminuyó a 25.4% y a 36.5% de arenas finas y 38.1% de arenas medianas.

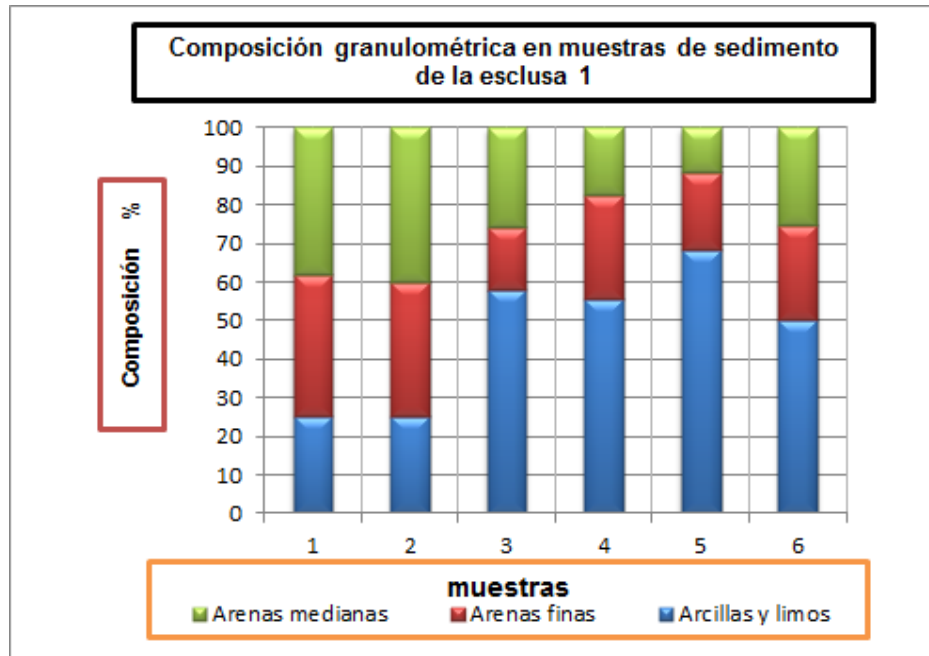


Figura 4.3 Composición granulométrica en muestras de esclusa 1

Esclusa 2: Los sedimentos colectados en esta esclusa están compuestos en su mayor parte (57.8% en promedio) arcillas y limos Figura 4.2. Las muestras colectadas cerca de las márgenes (muestras 1 y 4) presentaron proporciones similares entre sedimentos gruesos (31.4 y 36.5%) y finos (43.6 y 42.3%), mientras que para el resto de las muestras predomina la fracción de limos y arcillas como se muestra en la Figura 4.4.

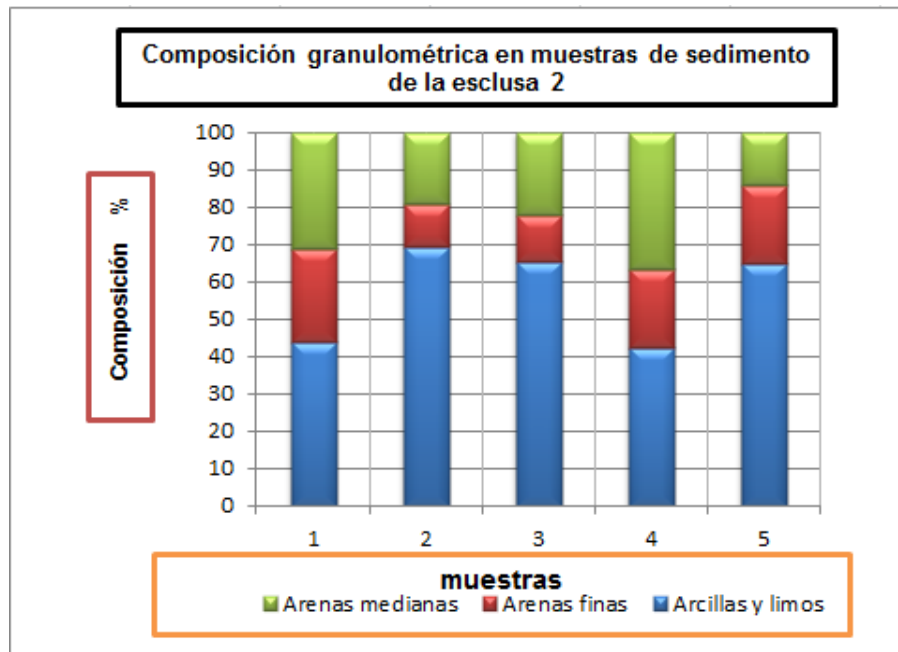


Figura 4.4 Composición granulométrica en muestras de esclusa 2

Esclusa 3: Las muestras obtenidas en el muestreo de la esclusa 3 presentaron el siguiente comportamiento en promedio; el sedimento estuvo compuesta principalmente por arcillas y limos (62.9%) y minoritariamente por arenas medianas (13.2%) y el resto por arenas finas (23.9%).

En la Figura 4.5 se puede observar que en las muestras 1 y 2 la composición es similar, presentando bajas proporciones de arcillas y limos (43.6% y 45.6%) respecto al resto de las muestras en las que las arcillas y limos se encuentran en proporciones mayores que están en un intervalo de 58.6% a 78%, 18% a 30.6% para arenas finas y finalmente de 4% a 36.4% para arenas medianas.

Dicho comportamiento se relaciona con la localización del punto de muestreo ya que las muestras con menor contenido de arcillas y limos corresponden a sitios cercanos a las márgenes de la esclusa.

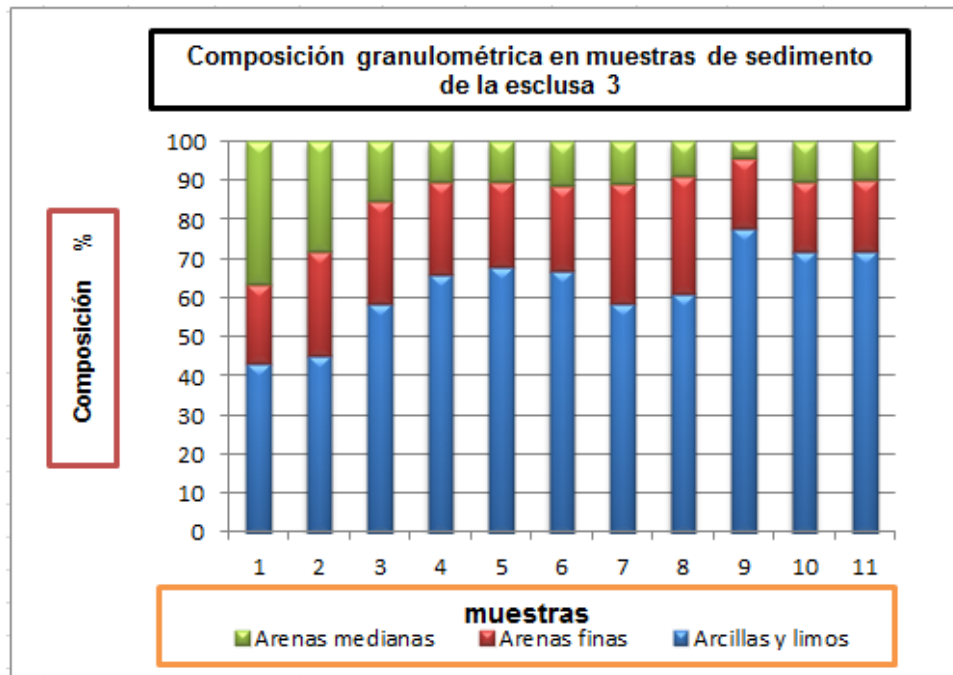


Figura 4.5 Composición granulométrica en muestras de esclusa 3

Esclusa 4: Los sedimentos colectados en esta esclusa tuvieron una composición en su mayor parte de arcillas y limos (de 73.8% en promedio) y en menores proporciones de arenas finas y medianas 12.9% y 13.3% respectivamente.

En general existe una tendencia a la homogeneidad en la composición textural en las muestras colectadas en esta esclusa como se muestra en la Figura 4.4, con excepción de las muestras 4, 6, 8 y 10, tomadas cerca de las márgenes de la esclusa, en donde la proporción de arcillas y limos disminuyó a 45.6%, 48.3%, 56.3% y 51.3% respectivamente, 20.1%, 19.3%, 29.8% y 18.6% de arenas finas y 34.3%, 32.4%, 8.9% y 30.1% de arenas medianas

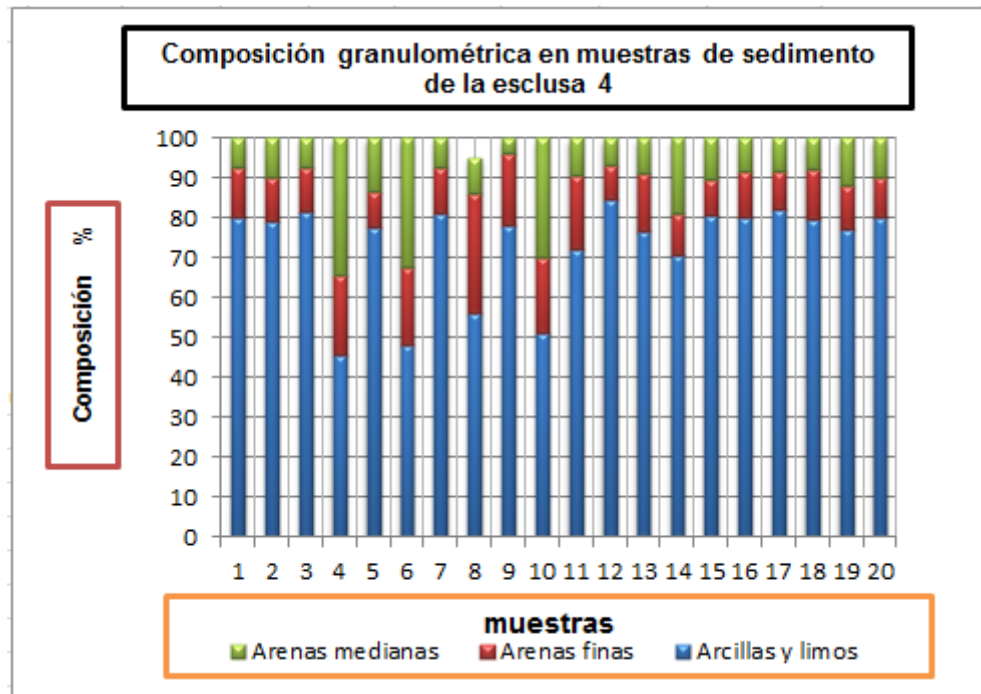


Figura 4.6 Composición granulométrica en muestras de esclusa 4

Esclusa 5: Los sedimentos colectados en esta esclusa están compuestos en mayor proporción (55.1% en promedio) por arcillas y limos y en menor proporción de arenas finas y medianas (24.6% y 20.3% en promedio) como se muestra en la Figura 4.2.

Las muestras colectadas cerca de las márgenes (muestras 1 y 3) presentarán proporciones similares entre arenas medianas (30.7% y 32.2%) y finas (30.4% y 32.2%), mientras que para el resto de las muestras predomina la fracción de limos y arcillas (38.9% y 35.6%) como se muestra en la Figura 4.7.

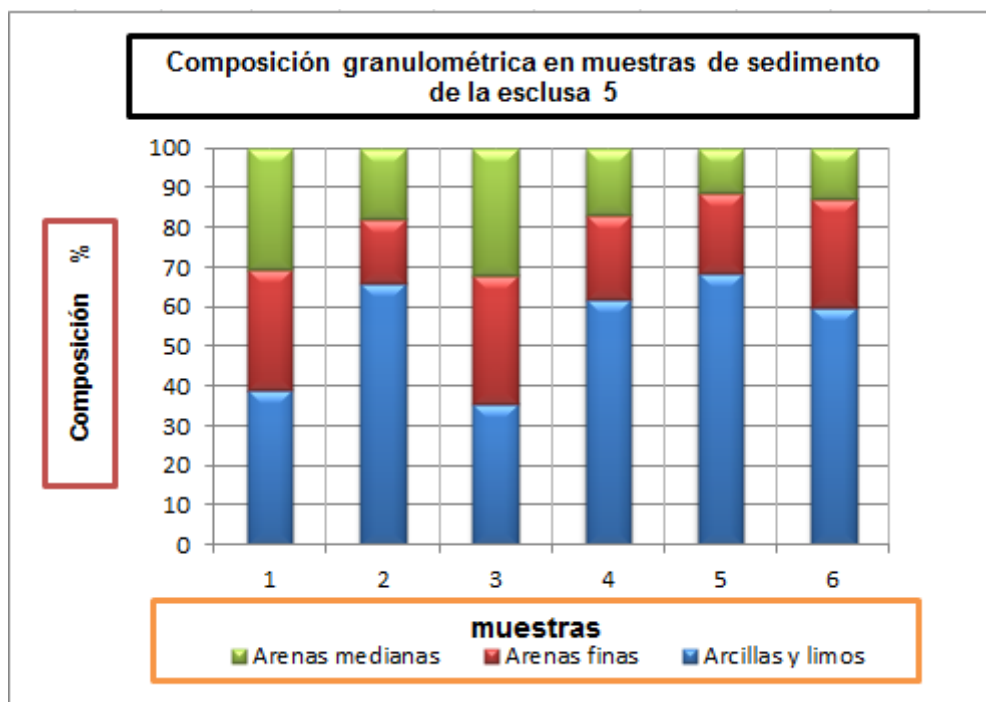


Figura 4.7 Composición granulométrica en muestras de esclusa 5

A continuación se presentan algunas conclusiones de este apartado:

1. La fracción de arenas finas y medianas se presenta en mayor proporción en los sitios localizados cerca de las márgenes de las esclusas.
2. Al considerar otras investigaciones (Tessier et al., 1985; Singh et al., 1999; Rubio et al., 1993; Salomons, 1995, entre otras) se sabe que los elementos contaminantes se acumulan en mayor proporción en la fracción de tamaño de partícula más fina del sedimento, por lo tanto, existe el peligro potencial de que existan cantidades significativas de contaminantes en la mayor parte del lago ya que de la fracción de tamaño fino en la mayoría de las muestras se encuentra presente en abundancia (como se verá más adelante).

4.2.2 Potencial de hidrógeno: pH

En esta investigación se determinó la magnitud del pH de los sedimentos colectados en el lago, los resultados obtenidos se presentan en la Figura 4.8; a continuación se hace la descripción de los resultados obtenidos por cada zona estudiada.

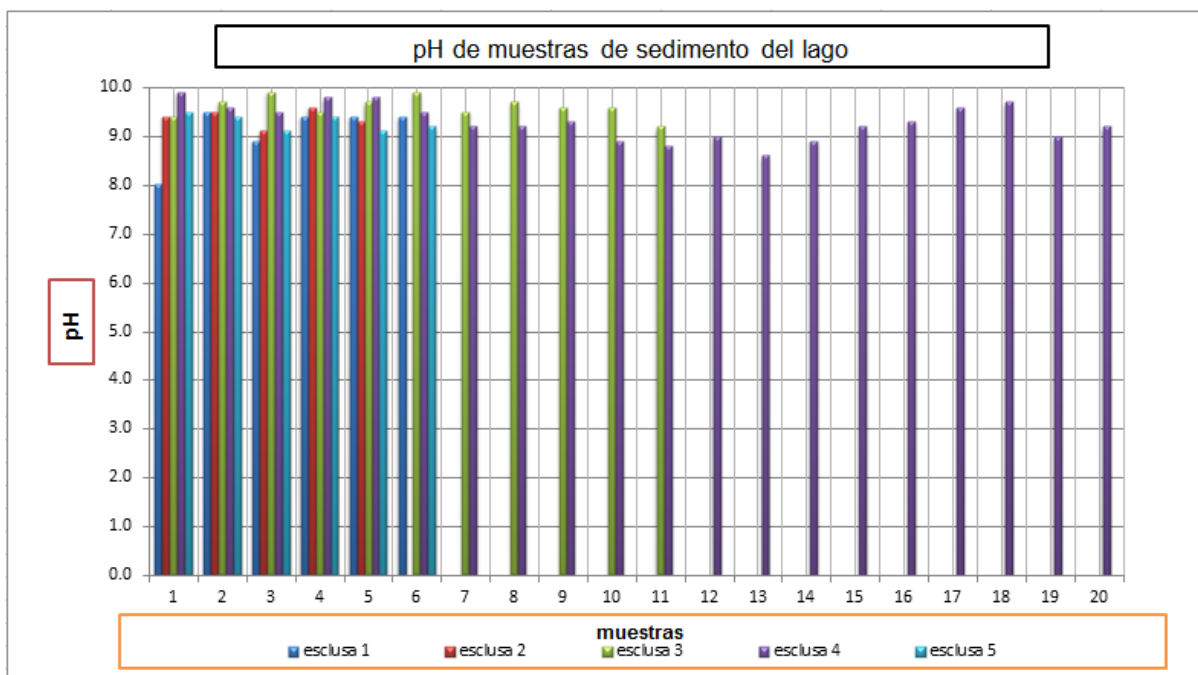


Figura 4.8 pH de muestras de sedimento del lago

Esclusa 1: Tras la medición del pH de las muestras obtenidas en la esclusa 1 se obtuvieron valores dentro del intervalo de 8.0-9.5 con un promedio de 9.1, que señala un ambiente básico asociado a la influencia de la incorporación de materiales terrígenos (suelo) de los alrededores, ya que el suelo se encuentra bajo la influencia de materiales calcáreos de escombro.

Esclusa 2: El pH promedio de la esclusa 2 resultó ser de 9.3, cuyos valores de pH de las muestras se encuentran en un intervalo de 9.1 – 9.6, este comportamiento se asocia a las mismas causas presentes en la esclusa 1.

Esclusa 3: Los sedimentos muestreados en esta esclusa presentaron los valores de pH más altos que el resto de las esclusas, estando en un intervalo de 9.2 – 9.9, lo cual indica ambientes básicos ligeramente mayores que en el caso de las esclusas 1 y 2. El valor promedio de pH en esta esclusa es de 9.6 asociado a las mismas causas que lo provocan en las esclusas 1 y 2.

Esclusa 4: El pH promedio de la esclusa 2 resultó ser de 9.3, cuyos valores de pH de las muestras se encuentran en un intervalo de 8.8 – 9.9, este comportamiento se asocia a las mismas causas presentes en las esclusas anteriores.

Esclusa 5: Finalmente en la esclusa 5 se encontraron valores de pH en un intervalo de 9.1 – 9.5 y un promedio de 9.2, estas condiciones se deben a la influencia de los mismos factores que afectan al resto de las esclusas.

Como conclusión de este apartado se menciona lo siguiente:

1. Las características calcáreas del suelo de los alrededores del lago favorecen un pH de carácter básico (de 9.3 en promedio general) en los sedimentos analizados.
2. Conocer la magnitud del potencial (pH) ácido o básico de un sedimento permite estimar el comportamiento geoquímico de los elementos presentes en tales materiales así como qué tipo de efecto tendrán sobre aquellos presentes en la fase acuosa; por los resultados de la medición de este en los sedimentos podemos decir que la movilidad de los metales debe ser baja pero a la vez se incrementan las condiciones para adsorción de materia orgánica (como se verá más adelante).

4.2.3 Potencial redox

Se midió el potencial redox (Óxido Reducción, Eh) de las muestras de sedimento del lago y se obtuvieron los resultados mostrados en la Figura 4.9. Posteriormente se describen los resultados obtenidos por esclusa.

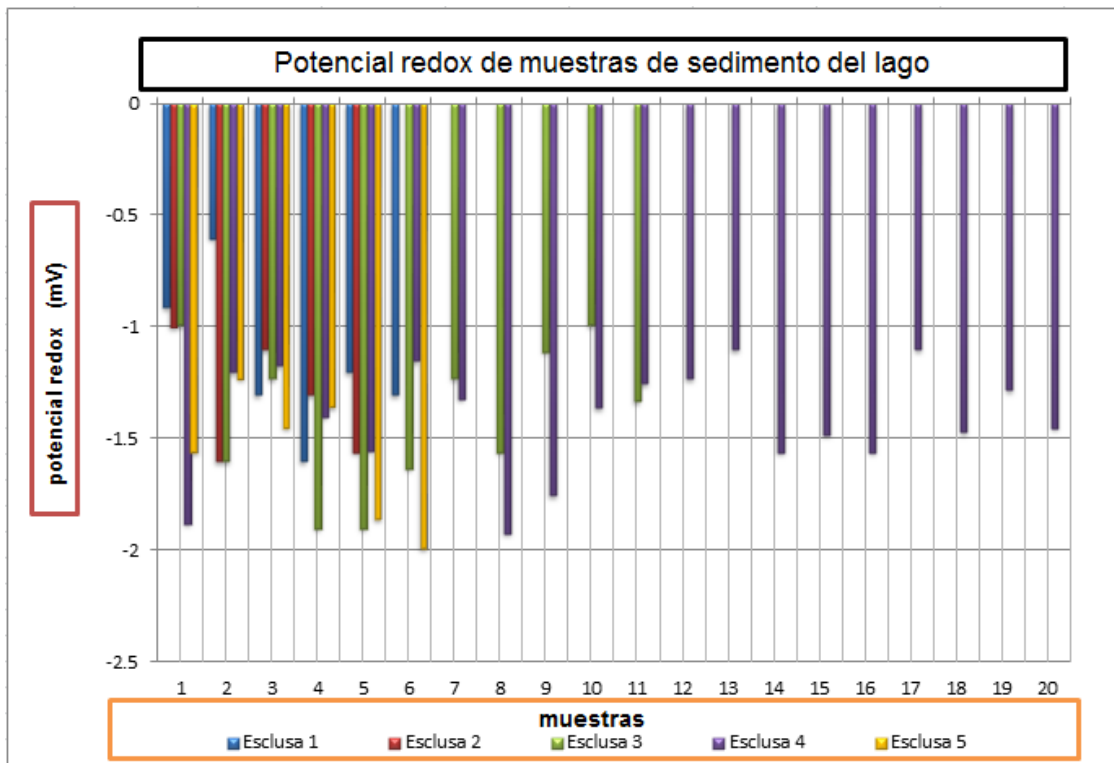


Figura 4.9 Potencial redox de muestras de sedimento del lago

Esclusa 1: En el muestreo de esta esclusa se encontró que en los puntos 1 y 2 se encuentran los valores de potencial más altos, de -0.6mV y -0.9mV respectivamente, teniendo para el resto valores de potencial redox negativos, en general las muestras de la esclusa se encuentran en un intervalo de $(-1.6\text{ mV}) - (-0.6\text{mV})$, indicativo de un ambiente que favorece las reacciones de reducción asociadas a la descomposición de materia orgánica presente en la esclusa, como más adelante se verá.

Esclusa 2: Los sedimentos de esta esclusa presentan potenciales redox que se encuentran en el intervalo de $(-1.6\text{mV}) - (-1\text{mV})$ y de igual manera que en el caso de la esclusa 1 las reacciones que se favorecen son las de reducción y se asocian a la misma causa.

Esclusa 3: Las muestras colectadas en esta esclusa al igual que las dos anteriores presentan valores de potencial redox negativo ubicado en un intervalo de $(-1.88\text{mV}) - (0.99\text{mV})$ y los valores más altos se presentan en la muestras 1 y 10.

Esclusa 4: El resultado de la medición del potencial redox indica ambientes reductores ya que el total de muestras presenta valores de potencial negativos en un intervalo de $(-1.92\text{mV}) - (-1.1\text{mV})$, siendo para las muestras 13 y 17 los valores más altos de -1.1mV en ambos.

Esclusa 5: Finalmente la medición de potencial redox en las muestras de esta esclusa da como resultado valores negativos presentes en un intervalo de $(-1.23\text{mV}) - (-1.99\text{mV})$, al igual que en el resto de las esclusas se asocia a la presencia de materia orgánica en descomposición.

Como conclusión de este apartado se menciona que:

1. En las 5 esclusas del lago existe un ambiente reductor que puede ser asociado a la presencia de material de tipo orgánico.
2. También se asocia la presencia de condiciones anaeróbicas, como las que se dan, en las ciénagas y en los campos de arroz, donde la disponibilidad de electrones está determinada por la proporción relativa entre el metano disuelto, que es un agente reductor, y el CO_2 , que es, por el contrario, un agente oxidante, ambos producidos por la fermentación de la materia orgánica.

4.2.4 Materia orgánica

Como ya se mencionó la materia orgánica del suelo y sedimentos consiste de una mezcla de restos de plantas y animales en distintos grados de degradación, así como sustancias sintetizadas biológicamente que tienen un papel muy importante en la movilidad de contaminantes, porque depende del tipo de compuesto que se forme, promueven su solubilización o bien la sedimentación.

El carbono orgánico total, se utiliza como parámetro de calidad de un agua midiendo la materia orgánica (carbonada) disuelta y suspendida en el agua: ácidos húmico y fulvico, aminas y urea son algunos tipos de materia orgánica natural.

La materia orgánica posee en su estructura grupos funcionales que son afines a los iones metálicos; las interacciones principales entre ambos son mediante reducción química (por ejemplo Fe^{3+} a Fe^{2+} y Cr^{6+} a Cr^{3+}), intercambio iónico, sorción superficial, quelación, coagulación y peptización; y de esta manera se producen compuestos solubles o insolubles. Por lo general, los metales que se asocian a la materia orgánica formando compuestos estables son los siguientes: Cu, Fe, Mn, Ni, Cd, Zn y Cr (Kabata, 1992).

De lo anterior surge la importancia de determinar este parámetro en los sedimentos. Los resultados obtenidos de la cuantificación de carbono orgánico total se muestran en la Figura 4.10 y se discuten a continuación.

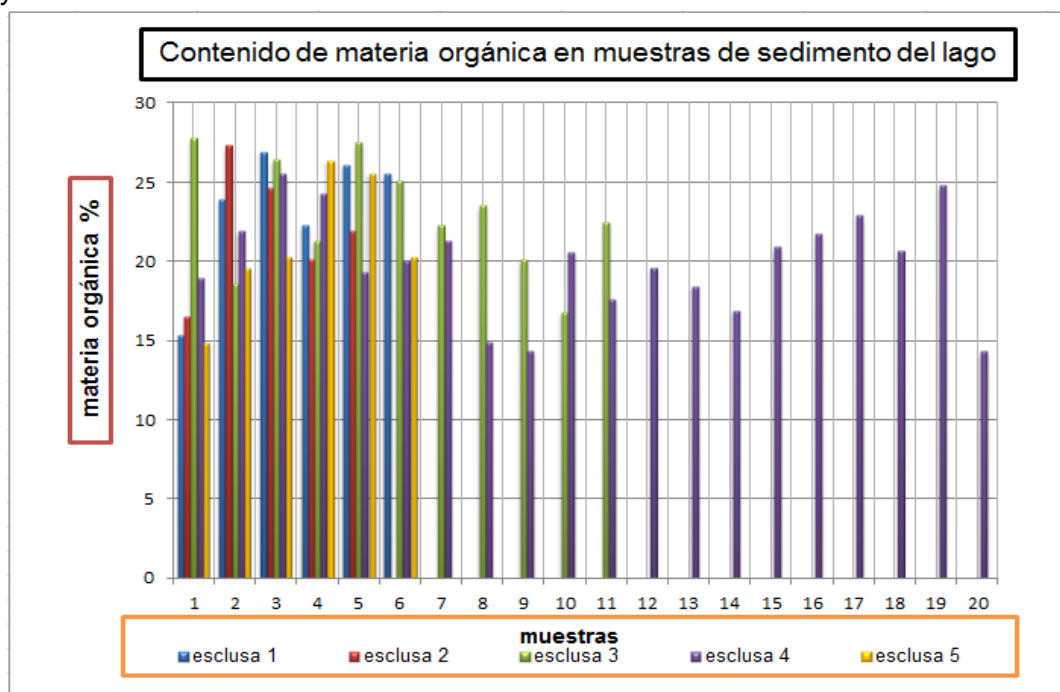


Figura 4.10 Contenido de materia orgánica de muestras de sedimento del lago

El contenido de materia orgánica promedio del total de muestras es de 21.42%

Esclusa 1: Los sedimentos colectados en la esclusa presentaron concentraciones similares de materia orgánica: en un intervalo de 15.3% – 26.9% (promedio de 23.3%). Los valores obtenidos son de los más altos encontrados en sedimentos del área de estudio. Aunado a lo anterior, se considera que esta zona presenta el mayor impacto antropogénico: ya que una parte de las márgenes de esta esclusa han sido usadas como depósito de desechos de vegetales (lechuga) para alimento de los patos.

Esclusa 2: Los resultados obtenidos de esta esclusa demuestran que estos materiales tienen un alto % de materia orgánica (22.8% promedio) presentes en un intervalo de 16.5% - 27.3% asociado a la presencia de patos.

Esclusa 3: Los sedimentos colectados en esta esclusa al igual que las anteriores presenta alto contenido de materia orgánica, asociada principalmente a la sobrepoblación de patos y a la alimentación de estos por el público visitante. El intervalo en el que se encuentran los contenidos de materia orgánica de las muestras es (16.8% - 27.8%) con un promedio de 22.9%.

Esclusa 4: Los resultados de contenido de materia orgánica para esta esclusa están en el intervalo de 14.3% - 25.5% con un promedio de 19.4%, menor al promedio general. Las altas concentraciones se asocian a las mismas causas que el resto de las esclusas.

Esclusa 5: Los sedimentos de esta esclusa resultan al igual que en las anteriores, presencia de materia orgánica en altas concentraciones, en un intervalo de 14.9% - 26.4% y en promedio 21.18%, aunque esta zona tiene mayor control para el acceso, la materia orgánica se ve incrementada porque dicha zona es utilizada para la anidación de las aves, además de la presencia de mayor vegetación debida al humedal.

Como conclusión de este apartado se establece que los niveles de materia orgánica en los sedimentos analizados tuvieron una variación baja (intervalo de 14.3 - 27.8%, promedio global de 21.4%). Los altos valores de concentración son atribuidos a su uso como sitio de anidación de aves que han provocado que el contenido de materia orgánica se vea altamente incrementado.

Los sedimentos del lago presentan un pH alcalino cuya explicación va relacionada con la cantidad de materia orgánica que se presenta en éstos; ya que a valores de pH básico la adsorción de materia orgánica se ve incrementada.

4.2.5 Contenido de humedad

El sedimento que se presenta en el sitio de estudio, tiene un porcentaje de contenido de humedad promedio de 86.11%, es decir, si una muestra de sedimento se dividiera en sus tres fases que la componen sólida, líquida y gaseosa, se puede decir que el 86.11 % de esa muestra es líquida, lo cual da el indicio de que la compactación de sedimentos superficiales es baja, consecuentemente la cantidad de agua que se le devolvería a los mantos acuíferos sería bastante considerable, sino fuera por la existencia de una capa impermeable que existe en el fondo como parte de la infraestructura del lago.

La determinación del contenido de humedad es importante ya que con esta se obtiene el volumen de sedimento en base seca que se tiende a disponer. En la Figura 4.11 se muestra el contenido de humedad de las muestras de sedimento del lago que a continuación se discute.

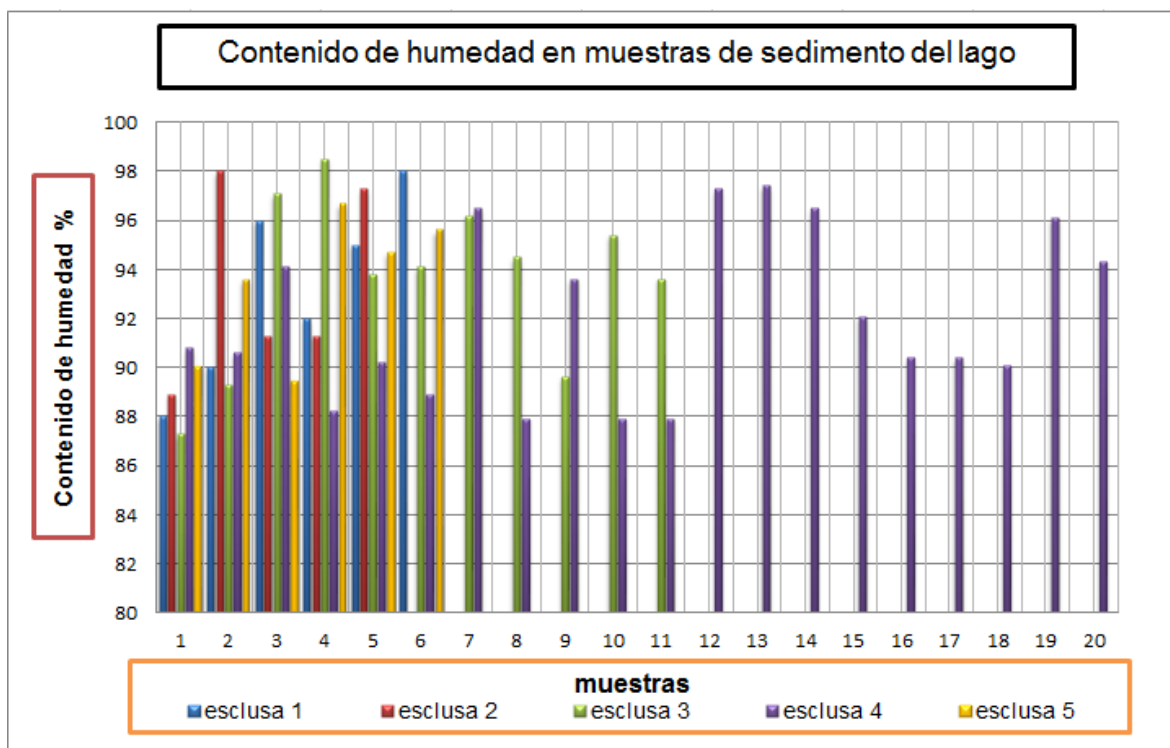


Figura 4.11 Contenido de humedad en muestras de sedimento del lago

Esclusa 1: En los resultados obtenidos en muestras de la esclusa 1 se observa que el contenido de humedad se encuentra en un intervalo de 88% - 98% con un promedio de 93.16%, asociando los contenidos de humedad bajos en los puntos 1 y 2 al alto contenido de arenas finas y medianas obtenido en el análisis granulométrico.

Esclusa 2: El contenido de humedad obtenido en muestras de esta esclusa es en promedio de 93.36% presentando valores en un intervalo de 88.9% - 97.3%, en la mayoría de las muestras el contenido de humedad es alto a excepción de la muestra 1 ubicada en las márgenes de la esclusa y por lo tanto con bajo contenido de arcillas y limos según el análisis granulométrico.

Esclusa 3: En promedio el contenido de humedad de las muestras de sedimento de esta esclusa es de 93.58%, con valores dentro del intervalo de 87.3% -97.1% asociando los valores más bajos a altos valores en la fracción de arenas finas y medianas.

Esclusa 4: El contenido de humedad promedio en muestras de esta esclusa es de 92.06% con muestras que presentan contenidos de humedad dentro del intervalo de 88.2% - 97.4%. Los valores más altos de contenido de humedad se obtuvieron en puntos de muestreo ubicados cerca del centro de la esclusa donde la profundidad es mayor.

Esclusa 5: Las muestras de sedimento de la esclusa presentaron un promedio de contenido de humedad de 93.36% en un intervalo de 90.1% - 96.7%, asociando los contenidos de humedad bajos en los puntos 1 y 3 al alto contenido de arenas finas y medianas obtenido en el análisis granulométrico.

Conclusiones de este apartado:

1. En general las muestras de las 5 esclusas que componen al lago presentan alto contenido de humedad, donde las muestras con los mayores valores de contenido de humedad son las que se ubican en la parte central de las esclusas, mientras que para las partes ubicadas en las márgenes de las esclusas los valores de contenido de humedad disminuye.
2. De manera particular en el caso de algunas muestras de la esclusa 1 el contenido de humedad es mucho menor, comparado con el resto de las 4, esto se atribuye al tamaño y profundidad de la esclusa ya que esta presenta menor profundidad (1.10m) que el resto de ellas.

4.2.6 Oxígeno disuelto en la columna de agua

El oxígeno es el más importante agente oxidante del agua natural. Cuando actúa químicamente, cada uno de sus átomos constituyentes se reducen desde un estado de oxidación 0 hasta -2 en H_2O o del OH^- , dependiendo de si la reacción tiene lugar en agua ácida o básica, respectivamente. La concentración de oxígeno disuelto en agua es bastante pequeña a causa de su baja solubilidad. La solubilidad del O_2 en agua es de 8,7 mg/l y los peces, para poder vivir, necesitan agua que contenga, al menos, 5 mg/l de O_2 disuelto.

Sin embargo, su ecosistema puede sufrir, en ocasiones, procesos de contaminación térmica, esto es, episodios en los que el agua aumenta demasiado su temperatura haciendo disminuir su contenido en oxígeno, aunque también puede disminuir a causa del uso de oxígeno en los procesos de oxidación.

La sustancia más común presente en un agua que puede ser oxidada por el oxígeno es la materia orgánica de origen biológico, como la materia vegetal y los residuos de animales. De igual forma, el oxígeno disuelto en agua se consume por la oxidación del amoníaco y del catión amonio presentes también en agua como resultado de la actividad biológica, dando lugar a la formación de nitratos.

El agua que está aireada por el propio fluir en ríos pocos está continuamente cargada de oxígeno, pero un agua estancada o la que está en el fondo de un lago, apenas tiene oxígeno debido al gran consumo que la materia orgánica presente hace del mismo y a la falta de un mecanismo más rápido de aporte de oxígeno que la propia difusión del gas en el agua, que es demasiado lenta en comparación. Es por ello que se incluye en la investigación el estudio de este parámetro.

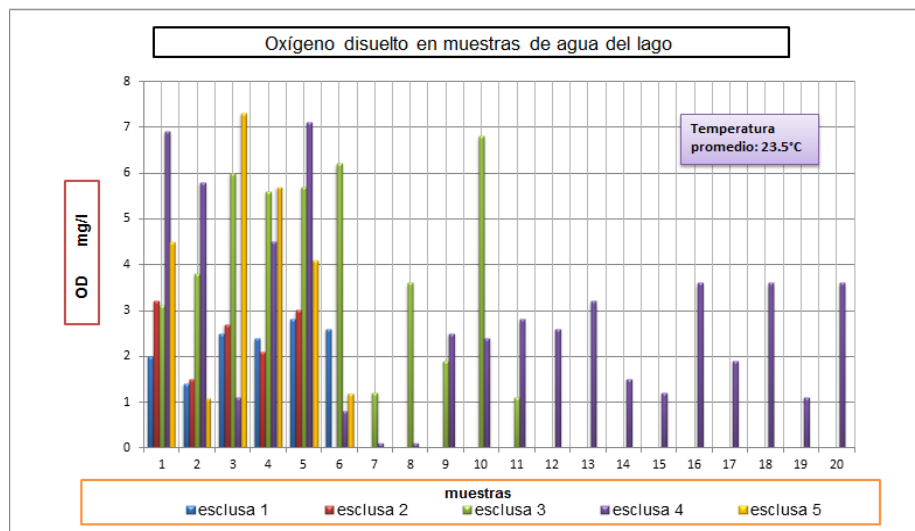


Figura 4.12 Concentración de oxígeno disuelto en muestras de agua del lago

Esclusa 1: En la Figura 4.12 se muestra la concentración de oxígeno disuelto por esclusa en donde se puede observar que las muestras de agua tomadas de la esclusa 1 se encuentran en un intervalo de concentración de 1.4 – 2.8 mg/l, la concentración de oxígeno disuelto promedio resultante en las muestras es de 2.28 mg/l lo cual resulta estar por debajo de lo requerido para conservación de la vida acuática según la normativa canadiense (Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life) de 6.5 – 9.5 mg/l. La baja concentración es atribuida a la presencia de materia orgánica, analizada anteriormente (ver Figura .10), que utiliza al oxígeno para descomposición de la misma.

Esclusa 2: En esta esclusa se presentan concentraciones de oxígeno disuelto bajas respecto a la de referencia indicadas en la normatividad canadiense (ver Figura 4.12), en promedio se obtiene una concentración de 2.5 mg/l y dichas concentraciones se encuentran en un intervalo de 2.1 – 3.2 mg/l, que están ubicadas por debajo del valor de referencia que corresponde a 6.5 – 9.5 mg/l, la baja concentración de oxígeno disuelto se atribuye al consumo de este en reacciones de descomposición de la materia orgánica presente ya que al igual que en la esclusa 1, la concentración promedio de materia orgánica resultó de 23.3 y 22.0% respectivamente.

Esclusa 3: Los resultados de muestras de esta esclusa indican que se existe un peligro para la vida acuática ya que la concentración de oxígeno disuelto (4.09 mg/l en promedio) se encuentra por debajo de concentración de referencia (6.5 – 9.5 mg/l), las bajas concentraciones de oxígeno se atribuyen a las mismas causas de las esclusas anteriores. En la Figura 4.12 se observa un incremento de oxígeno disuelto respecto a las esclusas 1 y 2, generado por la aireación del agua debida a la acción de un influente en el momento del muestreo.

Esclusa 4: Las concentraciones resultantes de oxígeno disuelto en muestras de agua de esta esclusa indican que existe un peligro para la vida acuática ya que la concentración de oxígeno disuelto (2.82 mg/l en promedio) se encuentra por debajo de concentración de referencia (6.5 – 9.5 mg/l) indicada en la normativa canadiense, las bajas concentraciones de oxígeno se atribuyen a las mismas causas de las esclusas anteriores (ver Figura 4.12)

Esclusa 5: La concentración de oxígeno disuelto en muestras de agua de esta esclusa en promedio es de 3.98 mg/l y las concentraciones se encuentran en el intervalo de 1.1 – 7.3 mg/l, a excepción de la muestra 3 de esta esclusa, el resto se encuentra por debajo de la concentración de referencia establecida en la normatividad canadiense (6.5 – 9.5 mg/l), las bajas concentraciones de oxígeno se atribuyen a las mismas causas de las esclusas anteriores. En la Figura 4.12 se observa un incremento de oxígeno en la muestra 3 correspondiente a esta esclusa causada por la aireación del agua en el momento de la toma de muestra generada por un revoloteo de aves.

Conclusiones de este apartado:

1. En general las muestras de las 5 esclusas que componen al lago presentan baja concentración de oxígeno disuelto en el agua asociada a la presencia de altas concentraciones de materia orgánica.
2. Al existir abundante materia orgánica como se mostró anteriormente, el crecimiento bacteriano se ve favorecido y como consecuencia de ello los niveles de oxígeno disuelto disminuyen.
3. Tanto el metabolismo bacteriano como un medio fuertemente reductor también analizado con anterioridad podrían tener responsabilidad de la acidificación progresiva del lago.

4.2.7 Contenido de metales en agua y sedimento

En este apartado se muestra la discusión de los resultados obtenidos de la concentración de arsénico, cadmio, plomo y mercurio en sedimentos y agua en el área de estudio.

1. Arsénico total

Esclusa 1: El arsénico en sedimentos de esta esclusa se encuentra dentro del intervalo siguiente 3.3 – 35.5 mg/kg (promedio de 21.64 mg/kg) como se muestra en la Figura 4.13, valores que están relacionados con las actividades que se han desarrollado en el sitio (por ejemplo; el antiguo uso como basurero clandestino, actualmente parque recreativo y uso de plaguicidas para cuidado y conservación de la flora).

Las concentraciones de arsénico obtenidas en la mayoría de los sitios de muestreo son mayores que el valor de referencia (5.9 mg/l) que establece la normativa canadiense (Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life), con excepción de los puntos 1 y 2 en los que se encuentra por debajo de dicho valor, este comportamiento se asocia a la granulometría de las muestras, ya que estas presentan mayor contenido de las fracciones de arenas finas y medianas.

De acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-1996 el sedimento se clasifica como residuo peligroso por la concentración de este metal en el sedimento, ya que los resultados obtenidos de arsénico total promedio (21.64 mg/ kg) sobrepasan el límite máximo que corresponde a 5.0 mg/l.

Respecto a las concentraciones de arsénico en la columna de agua (Figura 4.14) este se encuentra en un intervalo de 0.007 -0.010 mg/l (promedio 0.008 mg/l) que resulta bajo al ser comparado con el valor establecido para el uso del agua en embalses naturales o artificiales de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 que corresponde a 0.1mg/l y con la normativa estadounidense (Water Quality Standard, EPA, Ohio) donde el valor límite establecido es de 0.15 mg/l. Según la normativa canadiense (Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life) los sedimentos representan un peligro para la vida acuática ya que las concentraciones de arsénico sobrepasan el límite establecido que corresponde a 0.005 mg/l.

Esclusa 2: En la Figura 4.13 se muestra la concentración de arsénico en los sedimentos muestreados se encuentran dentro del intervalo de 11.26 – 32.47 mg/kg y un promedio de 23.31 mg/kg, tales concentraciones del metal se atribuyen a las mismas causas de la esclusa 1.

Todas las concentraciones de arsénico obtenidas son mayores que el valor de referencia que establece la normativa canadiense (5.9 mg/l). En las muestras 1 y 4 se presentan las menores concentraciones de arsénico debido a que presentan mayor contenido de las fracciones de arenas finas y medianas en las que existe menor deposición del metal.

De acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-1996 el sedimento de esta esclusa también se clasifica como residuo peligroso por la concentración de este metal en el sedimento, ya que los resultados obtenidos de arsénico total promedio (23.31 mg/ kg) sobrepasan el límite máximo que corresponde a 5.0 mg/l.

Las concentraciones de arsénico en la columna de agua (ver Figura 4.14) se encuentran en un intervalo de 0.0078 -0.0089 mg/l y un promedio de 0.0083 mg/l, que resulta bajo al compararlo con el valor establecido para el uso del agua en embalses naturales o artificiales de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 correspondiente a 0.1 mg/l y para la normativa estadounidense de 0.15 mg/l, mientras que de acuerdo a la normativa canadiense las concentraciones de arsénico sobrepasan los límites (0.005 mg/l).

Esclusa 3: Las concentraciones resultantes en sedimentos se encuentran en un intervalo de 7.6 -58.43 mg/kg con un promedio de 39.42 mg/kg, lo que respecto a la normativa canadiense los sedimentos se consideran un peligro para la vida acuática, al igual que para la normativa estadounidense y como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996.

En la columna de agua el arsénico se presenta en concentraciones por debajo del límite permisible al comparar la concentración promedio de 0.0085 mg/l y 0.1 mg/l que es la concentración establecida en la NOM-001-SEMARNAT-1996, como peligro para la vida acuática según la normativa canadiense (y como apta para la vida acuática según la normativa estadounidense (0.15 mg/l).

Esclusa 4: Las concentraciones resultantes en sedimentos de esta esclusa se encuentran en un intervalo de 39.47 – 65.32 mg/kg con un promedio de 45.70 mg/kg, por lo que los sedimentos de esta esclusa son considerados como un peligro para la vida acuática respecto a la normativa canadiense, además como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996.

En la columna de agua el arsénico presenta concentraciones menores (concentración promedio: 0.0099 mg/l) que la concentración de referencia estadounidense (0.15 mg/l) y mexicana (0.1 mg/l), no así al compararla con la concentración de referencia canadiense (0.005 mg/l).

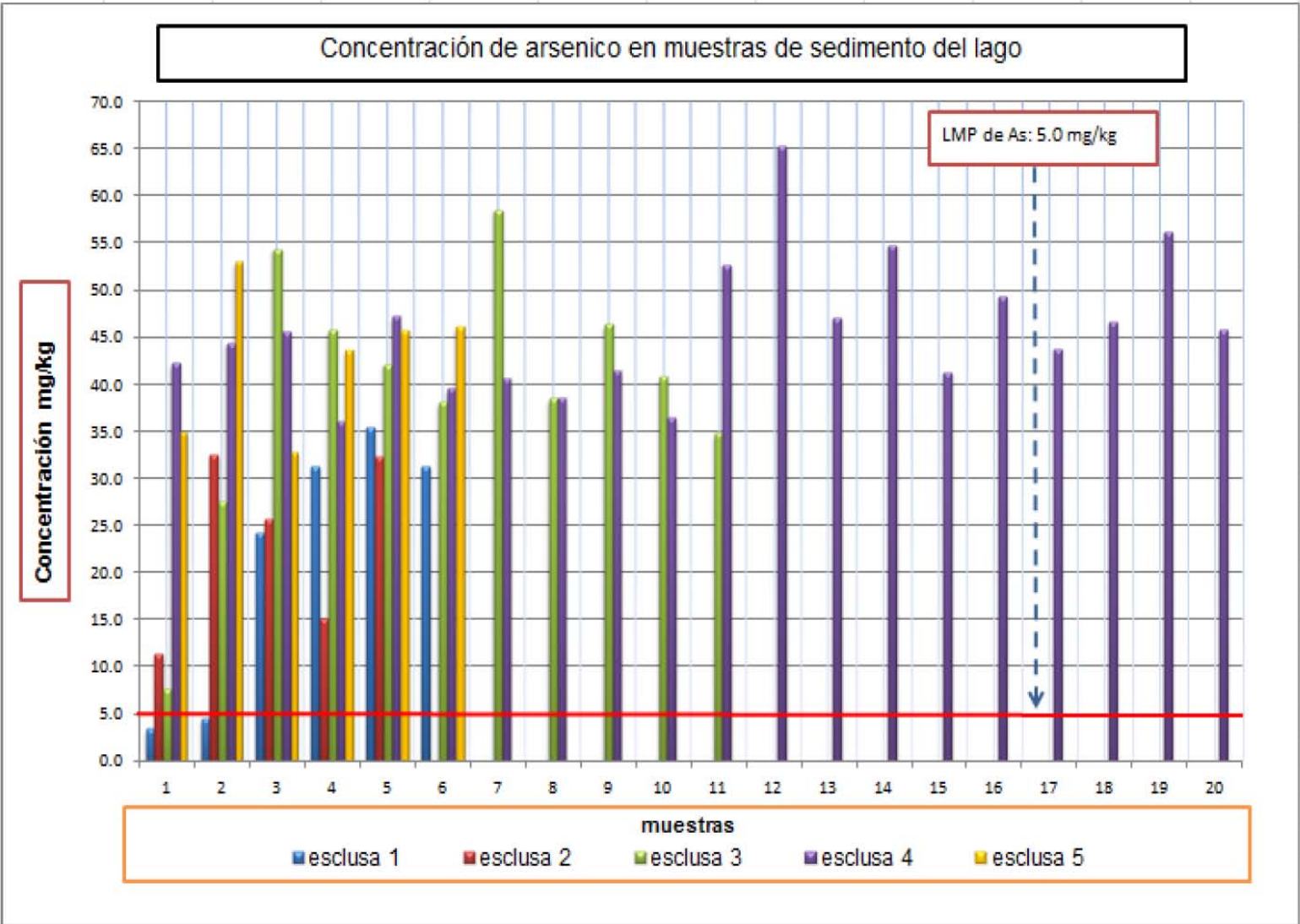
Esclusa 5: Las concentraciones resultantes en sedimentos se encuentran en un intervalo de 32.96 – 53.0 mg/kg con un promedio de 42.73 mg/kg, lo que respecto a la normativa

canadiense los sedimentos se clasifican como peligro para la vida acuática y como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996.

En la columna de agua el arsénico se presenta en concentraciones dentro del intervalo de 0.010 – 0.014 mg/l y una concentración promedio de 0.011 mg/l que se encuentran por debajo de los límites permisibles establecidos en la normativa mexicana y estadounidense de 0.1 mg/l y 0.15 mg/l respectivamente, no así para la normativa canadiense donde la concentración que se establece es de 0.005 mg/l.

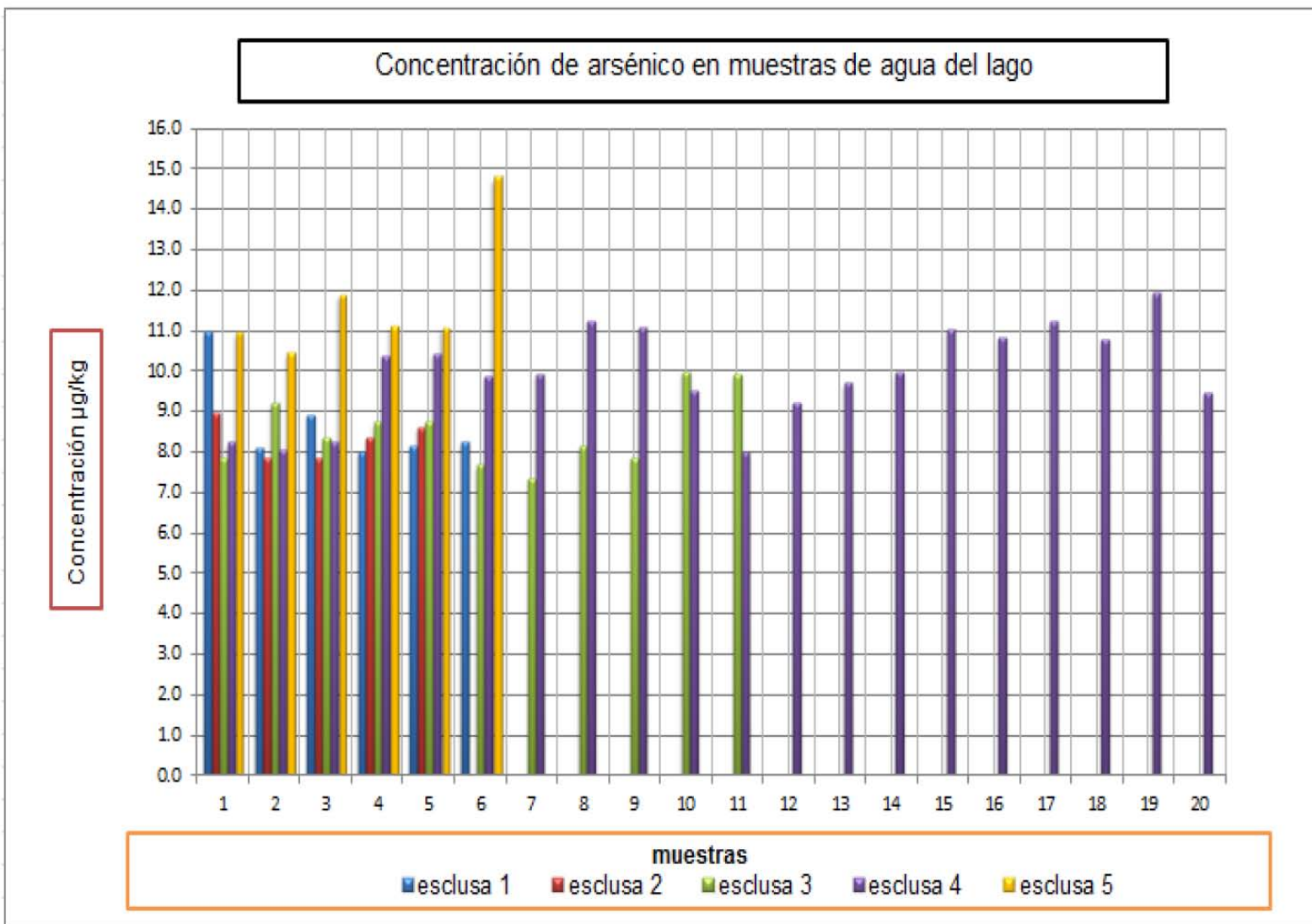
Conclusiones de este apartado:

1. Los sedimentos de las 5 esclusas contienen altas concentraciones de arsénico que sobrepasan las tres normas que se tomaron como referencia, por lo que éstos se consideran peligrosos para la vida acuática y como residuos peligrosos por lo que para la propuesta de disposición se toman en cuenta tales concentraciones.
2. Las altas concentraciones de arsénico en sedimentos se asocian al uso de fertilizantes y pesticidas para conservación y cuidado de la flora del parque, además de residuos acumulados en el suelo que son arrastrados por el viento hacia el fondo del lago.
3. La diferencia de concentraciones de arsénico en sedimentos y en agua se debe a que existe acumulación en el sedimento y en especial en la fracción fina de este (arcillas y limos), y puede decirse que hay muy poca movilidad del metal hacia la columna de agua.



LMP: Límite máximo permisible obtenido de NOM-052-SEMARNAT-1996
 Figura 4.13 Concentración de As en sedimentos del lago

Figura 4.14 Concentración de As en agua del lago



2. Cadmio total

Esclusa 1: El análisis de concentración total de cadmio presente en los sedimentos de esta esclusa (ver Figura 4.15) demostró que este metal no tiene efectos negativos para el desarrollo de la vida acuática en la mayoría de las muestras y tampoco hacen de los sedimentos un residuo peligroso ya que la concentración de cadmio se encuentra en un intervalo de 0.054 – 0.94 mg/kg y en promedio de 0.42 mg/kg valores que son menores que los de referencia, como el de 0.6 mg/kg establecido en *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life* y 1.0 mg/kg establecido en la NOM- 052- SEMARNAT-1996. La presencia de este metal se asocia a los descuidos de los usuarios de las lanchas durante las actividades recreativas que se llevan a cabo, como son la caída de objetos con contenido del metal como relojes, pilas, celulares entre otros.

El metal también se encuentra en la columna de agua en concentraciones menores que en el sedimento, presentes en un intervalo de 0.00009 – 0.000098 mg/l y en promedio 0.000095 mg/l que al ser comparadas con los valores de referencia, el agua resulta apta para la vida acuática según lo establecido en la normativa estadounidense (*Water Quality Standard, EPA, Ohio*), en la que el valor límite corresponde a 0.0025 mg/l, no apta para la normativa canadiense (*Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life*), que establece el límite de 0.000017 mg/l y como adecuada para el uso en embalses de tipo artificial para uso público con un límite máximo permisible de 0.1 mg/l establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996

Esclusa 2: Los sedimentos de la esclusa 2 presentaron cadmio en una concentración dentro del intervalo de 0.26 – 0.57 mg/kg y un promedio de 0.44 mg/kg el cual se encuentra por debajo del límite establecido en la normativa canadiense correspondiente a 0.6 mg/kg, además según la NOM- 052- SEMARNAT-1996, el sedimento no se considera un residuo peligroso ya que todas las muestras colectadas presentan menor concentración que el límite máximo permisible que es de 1.0 mg/kg.

Respecto a la concentración del metal en la columna de agua este se encuentra presente en bajas concentraciones, comparadas con las concentraciones de referencia establecida para EU y México. El agua contiene cadmio en concentraciones dentro del intervalo de 0.00008 – 0.000093 mg/l y en promedio 0.000088 mg/l mientras que los límites en la normatividad estadounidense y mexicana se establecen concentraciones límite de 0.0025 y 0.1 mg/l, respecto a la normativa canadiense el agua resulta ser un peligro para la vida acuática ya que las concentraciones de Cd en la esclusa sobrepasan a la establecida para Canadá (0.000017 mg/kg).

Esclusa 3: Las concentraciones de cadmio en esta esclusa se ven incrementadas en comparación con las dos anteriores, estas se encuentran en un intervalo de 0.50 – 1.55 mg/kg y un promedio de 0.97 mg/kg, el incremento es atribuido a que esta esclusa al igual

que la esclusa 4 se encuentran abiertas a todo el público, lo que incrementa la posibilidad de introducción de objetos con contenido metálico. Respecto a la normativa canadiense los sedimentos son un peligro para la vida acuática ya que sobrepasan el límite permisible correspondiente a 0.6 mg/kg y tomando la concentración promedio de Cd, los sedimentos no son considerados residuos peligrosos de acuerdo a la NOM-052-SEMARNAT-1996, aunque algunas muestras sobrepasan el límite máximo permisible de 1 mg/kg.

El agua de la esclusa presenta concentraciones dentro del intervalo de 0.000078 – 0.000099 mg/l y en promedio 0.000093 mg/l por lo que según la normativa de E.U y México el agua no presenta peligro ya que dichas concentraciones se encuentran por debajo de las concentraciones límite establecidas; 0.0025 y 0.1 mg/l respectivamente. Al comparar las concentraciones resultantes con la concentración de referencia canadiense el agua resulta ser un peligro para la vida acuática ya que las concentraciones de Cd en la esclusa sobrepasan a la establecida para Canadá (0.000017 mg/kg).

Esclusa 4: Las concentraciones de cadmio resultantes de la esclusa se encuentran en un intervalo de 0.39 -1.60 mg/kg y un promedio de 0.803 mg/kg por lo que se consideran un peligro para la vida acuática según lo establecido en la normativa canadiense, ya que sobrepasan el límite permisible correspondiente a 0.6 mg/kg, respecto a la NOM-052-SEMARNAT-1996 los sedimentos no son un residuo peligroso respecto a la concentración promedio. Los sedimentos muestreados con concentración que sobrepasan los límites máximos permisibles se atribuyen a sitios localizados cerca de los objetos que cayeron al fondo de la esclusa.

Respecto a la concentración del metal en la columna de agua este se encuentra presente en bajas concentraciones, comparadas con las concentraciones de referencia establecida para EU y México. El agua contiene cadmio en concentraciones dentro del intervalo de 0.000077 – 0.000098 mg/l y en promedio 0.000087 mg/l mientras que los límites en la normativa estadounidense y mexicana se establecen concentraciones límite de 0.0025 y 0.1 mg/l, respecto a la normatividad canadiense el agua resulta ser un peligro para la vida acuática ya que las concentraciones de Cd en la esclusa sobrepasan a la establecida para Canadá (0.000017 mg/kg).

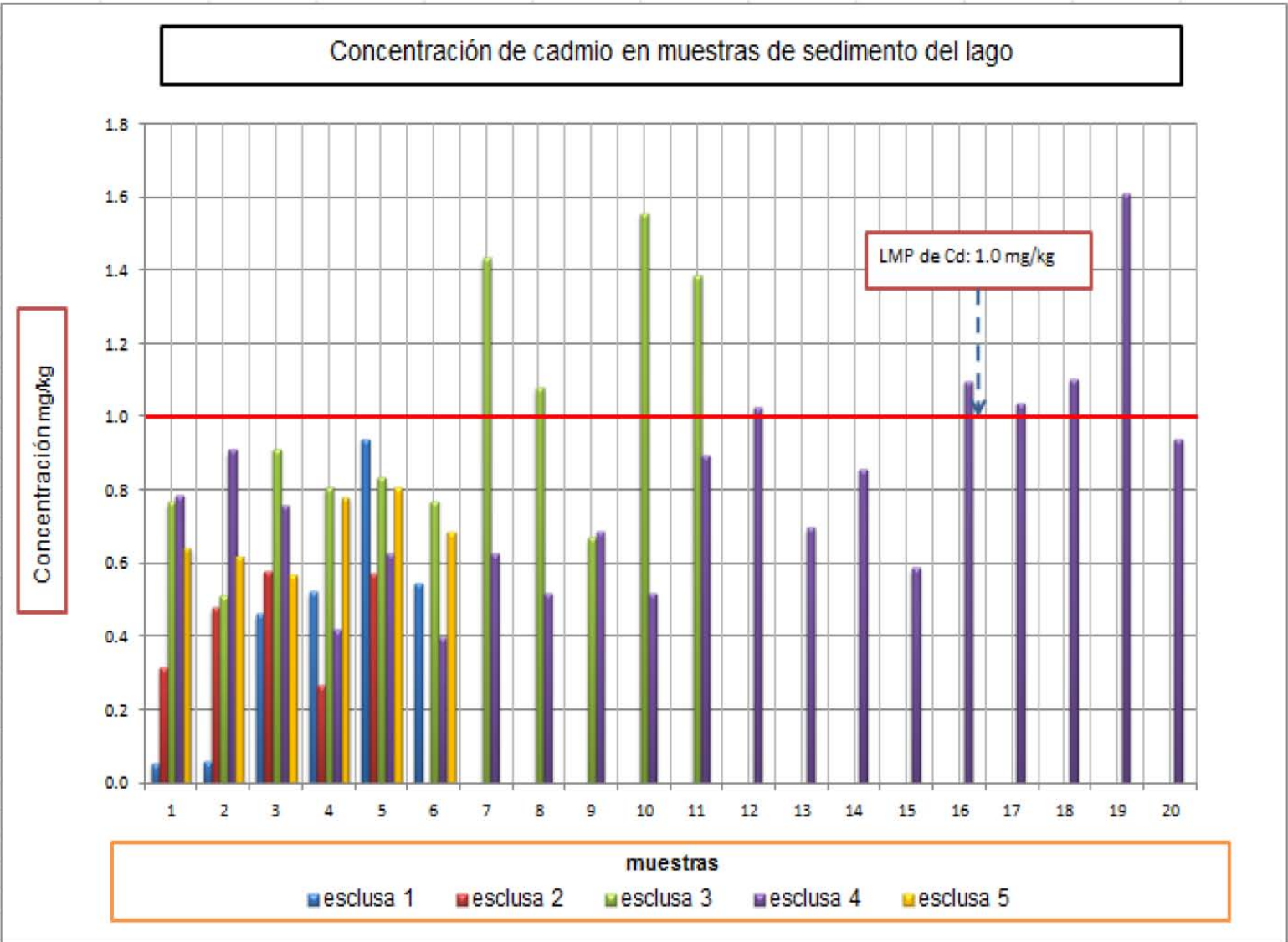
Esclusa 5: Los sedimentos de la esclusa 5 presentaron cadmio en una concentración dentro del intervalo de 0.57 – 0.80 mg/kg y un promedio de 0.68 mg/kg el cual sobrepasa el límite establecido en la normativa canadiense correspondiente a 0.6 mg/kg, además según la NOM- 052- SEMARNAT-1996, el sedimento no se considera un residuo peligroso ya que todas las muestras colectadas presentan menor concentración que el límite máximo permisible que es de 1.0 mg/kg.

Respecto a la concentración del metal en la columna de agua este se encuentra presente en bajas concentraciones, comparadas con las concentraciones de referencia establecida para

EU y México. El agua contiene cadmio en concentraciones dentro del intervalo de 0.000061 – 0.000098 mg/l y en promedio 0.000082 mg/l mientras que los límites en la normativa estadounidense y mexicana son de 0.0025 y 0.1 mg/l, respecto a la normativa canadiense el agua resulta ser un peligro para la vida acuática ya que las concentraciones de Cd en la esclusa sobrepasan a la establecida (0.000017 mg/kg).

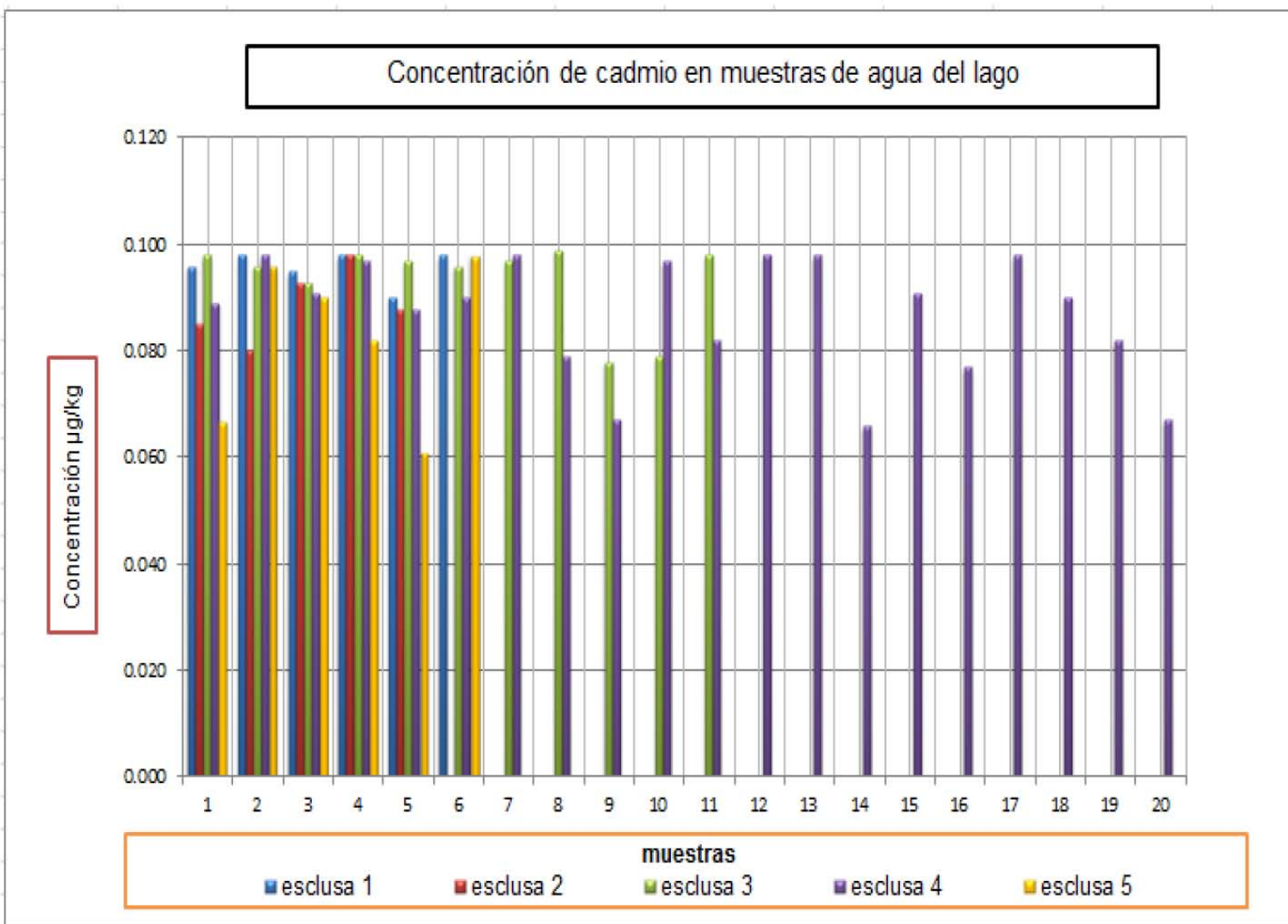
Conclusiones de este apartado:

1. Las concentraciones más altas de cadmio se localizaron en las esclusas 3 y 4, dichas concentraciones se atribuyen a la caída de objetos con contenido del metal analizado durante las actividades de recreación.
2. El agua se considera un peligro para la vida acuática según la normativa canadiense, pero apta para la normativa estadounidense.
3. Los sedimentos no se consideran un residuo peligroso tomando la concentración promedio de cadmio para todo el lago (0.74 mg/kg) que se encuentra por debajo de lo establecido en la NOM-052-SEMARNAT-1996.
4. La diferencia de concentraciones de cadmio entre los sedimentos y el agua se debe a que existe acumulación en el sedimento y en especial en la fracción fina de este (arcillas y limos), y puede decirse que hay muy poca movilidad del metal hacia la columna de agua.



LMP: Límite máximo permisible obtenido de NOM-052-SEMARNAT-1996
 Figura 4.15 Concentración de Cd en muestras de sedimento del lago

Figura 4.16 Concentración de Cd en muestras de agua del lago



3. Plomo total

Esclusa 1: Las concentraciones totales de plomo en sedimentos de esta esclusa se encuentran dentro del intervalo siguiente 18.03 – 131.48 mg/kg (promedio de 58.87 mg/kg) como se muestra en la Figura 4.17, las altas concentraciones de este metal están relacionadas con el depósito de partículas del suelo contaminado, además del uso de plaguicidas con contenido de plomo.

Las concentraciones de plomo obtenidas en la mayoría de los sitios de muestreo son mayores que el valor de referencia (35 mg/kg) que establece la normativa canadiense para la protección de la vida acuática (Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life), en los puntos 1 y 2 la concentración de plomo se encuentra por debajo del valor de referencia, comportamiento que se asocia a la granulometría de las muestras, ya que estas presentan mayor contenido de las fracciones de arenas finas y medianas en las que la acumulación del metal es menor comparado con el resto de los puntos.

De acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-1996 el sedimento se clasifica como residuo peligroso por la concentración de este metal en el sedimento, ya que los resultados obtenidos de plomo total promedio (58.87 mg/ kg) sobrepasan el límite máximo que corresponde a 5.0 mg/kg.

Respecto a las concentraciones de plomo en la columna de agua (Figura 4.18) este se encuentra en un intervalo de 0.001 -0.003 mg/l (promedio 0.0017 mg/l) que resulta bajo al ser comparado con el valor establecido para el uso del agua en embalses naturales o artificiales de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 que corresponde a 0.1mg/l y con la normativa estadounidense (Water Quality Standard, EPA, Ohio) y canadiense (Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life) donde los límites máximos permisibles establecidos son 0.0064 mg/l y 0.007 mg/l respectivamente.

Esclusa 2: La concentración de plomo en los sedimentos muestreados se encuentran dentro del intervalo de 39.65 – 65.33 mg/kg y un promedio de 52.30 mg/kg, tales concentraciones del metal se atribuyen a las mismas causas de la esclusa 1.

Todas las concentraciones de plomo obtenidas son mayores que los valores de referencia que establece la normativa canadiense (35 mg/kg). En las muestras 1 y 4 se presentan las menores concentraciones de arsénico debido a que presentan mayor contenido de las fracciones de arenas finas y medianas en las que existe menor deposición del metal.

De acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-1996 el sedimento de esta esclusa también se clasifica como residuo peligroso por la concentración de este metal en el sedimento, ya que los resultados obtenidos de plomo total promedio (52.30 mg/ kg) sobrepasan el límite máximo que corresponde a 5.0 mg/kg.

Las concentraciones de plomo en la columna de agua se encuentran en un intervalo de 0.0009 - 0.004 mg/l y un promedio de 0.0018 mg/l, que resulta bajo al compararlo con el valor establecido para el uso del agua en embalses naturales o artificiales de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 correspondiente a 0.2 mg/l y para la normativa estadounidense de 0.0064 mg/l, mientras que de acuerdo a la normativa canadiense las concentraciones de plomo sobrepasan el límites que corresponde a 0.007 mg/l.

Esclusa 3: Las concentraciones resultantes en sedimentos se encuentran en un intervalo de 58.06 – 153.12 mg/kg con un promedio de 98.1 mg/kg, lo que respecto a la normativa canadiense los sedimentos se clasifican como peligro para la vida acuática, y como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996.

En la columna de agua el plomo se presenta en concentraciones por debajo del límite permisible al comparar la concentración de plomo promedio de 0.0018 mg/l y los valores de referencia correspondientes; 0.2 mg/l que es la concentración establecida en la NOM-001-SEMARNAT-1996, 0.0064 mg/l y 0.007 mg/l según la normativa estadounidense y canadiense respectivamente, por lo que resulta apta para la vida acuática.

Esclusa 4: Las concentraciones resultantes en sedimentos de esta esclusa se encuentran en un intervalo de 38.52 – 185.81 mg/kg con un promedio de 75.97 mg/kg, por lo que los sedimentos de esta esclusa son considerados como un peligro para la vida acuática respecto a la normativa canadiense además como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996.

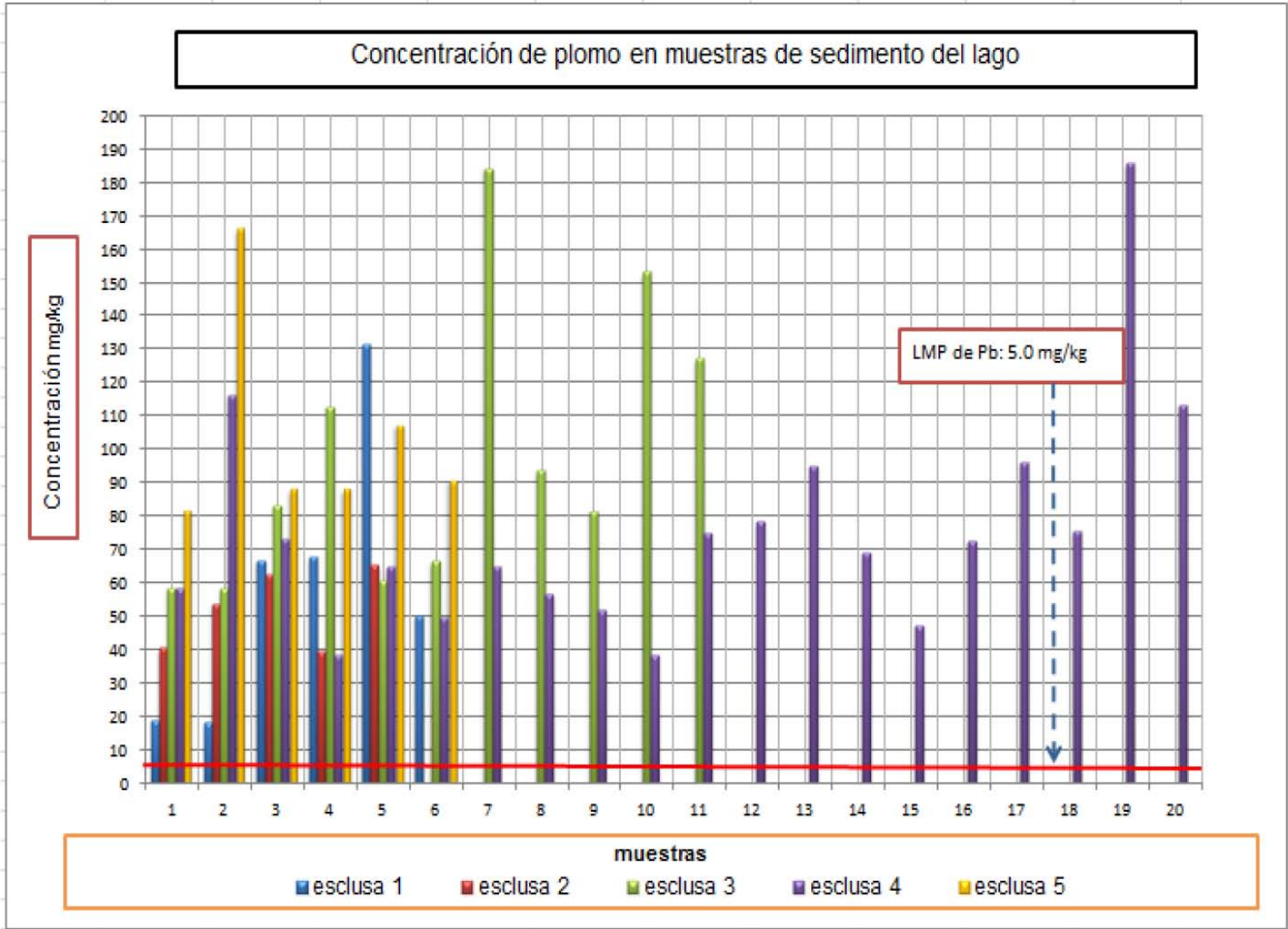
En la columna de agua el plomo presenta concentraciones menores (concentración promedio: 0.0021 mg/l) que la concentración de referencia estadounidense y canadiense (0.0064 mg/l y 0.007) y mexicana (0.2 mg/l).

Esclusa 5: Las concentraciones resultantes en sedimentos se encuentran en un intervalo de 81.84 – 166.24 mg/kg con un promedio de 103.80 mg/kg, lo que respecto a la normativa canadiense los sedimentos se clasifican como peligro para la vida acuática, y como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996.

En la columna de agua el plomo se presenta en concentraciones dentro del intervalo de 0.0012 – 0.0019 mg/l y una concentración promedio de 0.0014 mg/l que se encuentran por debajo de los límites permisible establecidos en la normativa mexicana, estadounidense y canadiense de 0.2 mg/l, 0.0064 mg/l y 0.007 mg/l respectivamente.

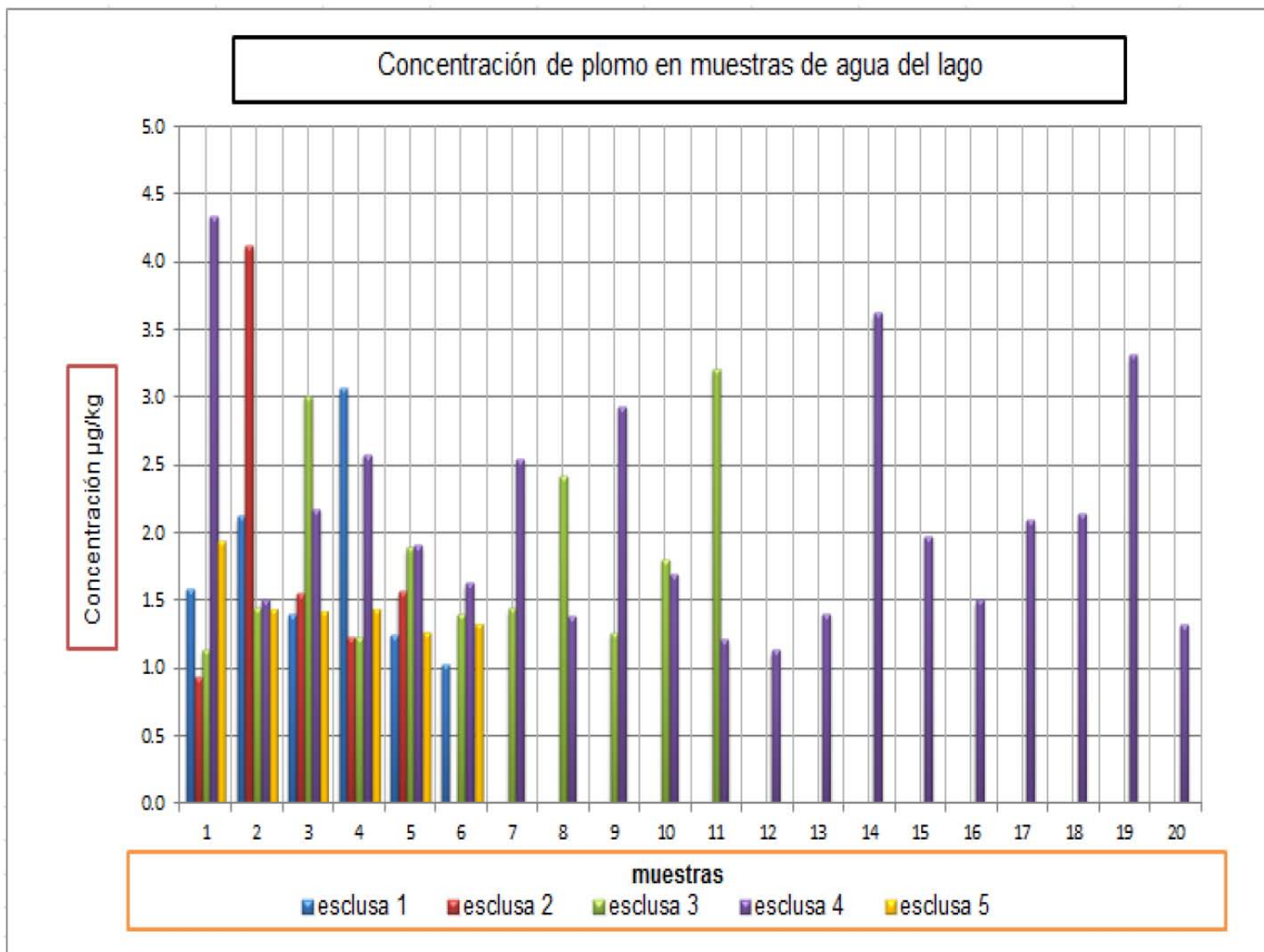
Conclusiones de este apartado:

1. Los sedimentos de las 5 esclusas contienen altas concentraciones de plomo que sobrepasan los límites establecidos las tres normativas tomadas como referencia, por lo que estos se consideran como materiales peligrosos para la vida acuática y como residuos peligrosos por lo que para la propuesta de disposición se toman en cuenta tales concentraciones del metal.
2. Existe poca movilidad del plomo en los sedimentos hacia la columna de agua, ya que la diferencia de concentraciones de plomo en sedimentos y en agua es muy grande.
3. Existe acumulación del metal en el sedimento y en especial en la fracción fina de este (arcillas y limos).
4. Las altas concentraciones de plomo en sedimentos se asocian al uso de fertilizantes y pesticidas para conservación y cuidado de la flora del parque, además de residuos acumulados en el suelo que son arrastrados por el viento hacia el lago y por partículas del aire ya que esta zona resulta accesible a la contaminación por plomo por ser una zona urbana con alta densidad de desplazamiento de vehículos.



LMP: Límite máximo permisible obtenido de NOM-052-SEMARNAT-1996
 Figura 4.17 Concentración de Pb en sedimentos del lago

Figura 4.18 Concentración de Pb en muestras de agua del lago



4. Mercurio total

Esclusa 1: La concentración de mercurio en sedimentos muestreados en esta esclusa se encuentran en el intervalo de 0.076 – 0.647 mg/kg y un promedio de 0.187 mg/kg, los cuales sobrepasan la concentración establecida en la norma canadiense (0.17 mg/kg) por lo que resultan peligrosos para la vida acuática. Respecto a la normativa mexicana (NOM-052-SEMARNAT-1996) los sedimentos no son considerados residuos peligrosos ya que las concentraciones promedio de Hg en estos es menor de 0.2 mg/kg.

El Hg en la columna de agua se encuentra en concentraciones dentro del intervalo de 0.00027 – 0.00032 mg/kg y un promedio de 0.00028 mg/kg que sobrepasan a la concentración de referencia establecida en la normativa canadiense (Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life), por lo cual se considera al agua como un peligro para la vida acuática, respecto a la normativa estadounidense y mexicana el agua es adecuada para la vida acuática y para el uso en cuerpos de agua artificial ya que las concentraciones son menores que 0.00077 y 0.0005 mg/l que son las concentraciones de referencia establecidas en la normativa, estadounidense y mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996).

Esclusa 2: Las concentraciones totales de mercurio en sedimentos de esta esclusa se encuentran dentro del intervalo siguiente 0.181 – 0.280 mg/kg (promedio de 0.240 mg/kg) como se muestra en la Figura 4.19, las altas concentraciones de este metal están relacionadas con la caída de objetos con contenido de mercurio al fondo del lago.

Las concentraciones de mercurio obtenidas en la mayoría de los sitios de muestreo son mayores que el valor de referencia (0.17 mg/kg) que establece la normatividad canadiense para la protección de la vida acuática (Canadian Sediment Quality Guidelines For the Protection of the Aquatic Life), en la muestras 1 la concentración de mercurio se encuentra por debajo del valor de referencia, comportamiento que se asocia a la granulometría de la muestra, ya que esta presenta mayor contenido de las fracciones de arenas finas y medianas en las que la acumulación del metal es menor comparado con el resto de los puntos.

De acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-1996 el sedimento se clasifica como residuo peligroso por la concentración de este metal en el sedimento, ya que los resultados obtenidos de mercurio total promedio (0.240 mg/ kg) sobrepasan el límite máximo que corresponde a 0.2 mg/kg.

Respecto a las concentraciones de mercurio en la columna de agua (Figura 4.20) este se encuentra en un intervalo de 0.00027 -0.00033 mg/l (promedio 0.00028 mg/l) que resulta bajo al ser comparado con el valor establecido para el uso del agua en embalses naturales o artificiales de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 que corresponde a 0.005mg/l y

con la normatividad estadounidense (Water Quality Standard, EPA, Ohio) donde el límite máximo permisible establecido es de 0.00077 mg/l, no ocurriendo lo mismo al compararse con el valor establecido en la normatividad canadiense (Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life) donde la concentración de referencia tiene un valor de 0.0001 mg/l que es inferior a las obtenidas, por consecuencia el agua resulta ser un peligro para la vida acuática.

Esclusa 3: La concentración de mercurio en los sedimentos muestreados se encuentran dentro del intervalo de 0.418 – 2.52 mg/kg y un promedio de 1.23 mg/kg, tales concentraciones del metal se atribuyen a las mismas causas de la esclusa 1.

Todas las concentraciones de mercurio obtenidas son mayores que los valores de referencia que establece la normativa canadiense (0.17 mg/kg). En las muestras 1 y 2 se presentan las menores concentraciones de mercurio debido a que presentan mayor contenido de las fracciones de arenas finas y medianas en las que existe menor área para la deposición del metal.

De acuerdo con la NOM-052-SEMARNAT-1996 el sedimento de esta esclusa también se clasifica como residuo peligroso por la concentración de este metal en el sedimento, ya que los resultados obtenidos de mercurio total promedio (1.23 mg/ kg) sobrepasan el límite máximo que corresponde a 0.2 mg/kg.

Las concentraciones de mercurio en la columna de agua se encuentran en un intervalo de 0.00027 - 0.00041 mg/l y un promedio de 0.00031 mg/l, que resulta bajo al compararlo con el valor establecido para el uso del agua en embalses naturales o artificiales de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 correspondiente a 0.005 mg/l y para la normativa estadounidense de 0.00077 mg/l, mientras que de acuerdo a la normativa canadiense las concentraciones de plomo sobrepasan el límites que corresponde a 0.0001 mg/l.

Esclusa 4: Las concentraciones resultantes en sedimentos se encuentran en un intervalo de 0.574 – 2.064 mg/kg con un promedio de 1.010 mg/kg, lo que respecto a la normativa canadiense los sedimentos se clasifican como peligro para la vida acuática, y como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996.

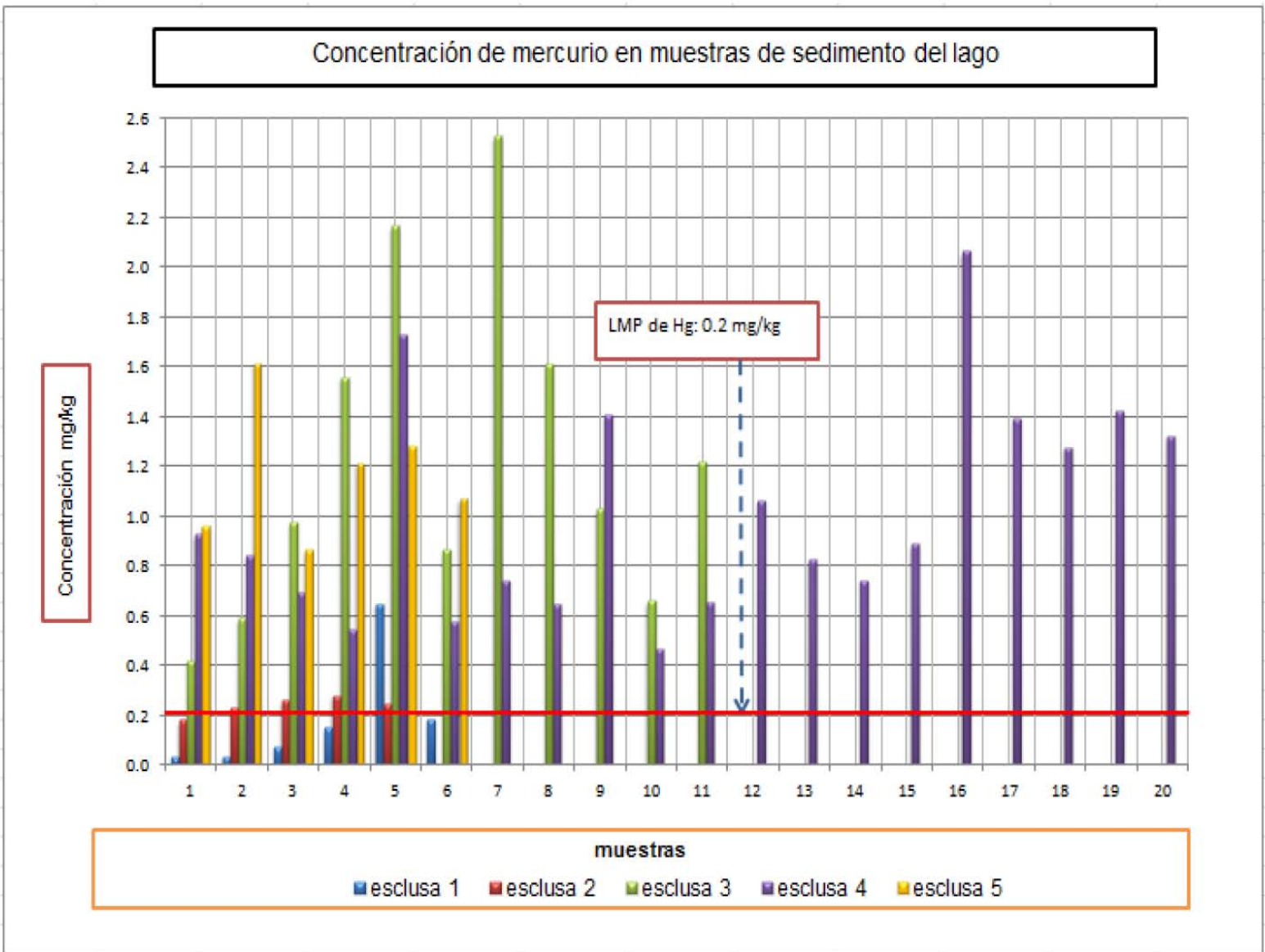
En la columna de agua el mercurio se presenta en concentraciones por debajo del límite permisible al comparar la concentración de mercurio promedio de 0.00029 mg/l y los valores de referencia correspondientes; 0.005 mg/l que es la concentración establecida en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y 0.00077 mg/l según la normativa estadounidense, respecto a la normativa canadiense resulta ser un peligro para la vida acuática ya que las concentraciones obtenidas son mayores a la establecida que presenta un valor de 0.0001 mg/l.

Esclusa 5: Las concentraciones resultantes en sedimentos de esta esclusa se encuentran en un intervalo de 0.856 – 1.614 mg/kg con un promedio de 1.167 mg/kg, por lo que los sedimentos de esta esclusa son considerados como un peligro para la vida acuática respecto a la normativa canadiense además como un residuo peligroso según la NOM-052-SEMARNAT-1996 que establecen valores máximos de 0.17 y 0.2 mg/kg respectivamente.

En la columna de agua el mercurio presenta concentraciones menores (concentración promedio: 0.00027 mg/l) que la concentración de referencia estadounidense (0.00077 mg/l) y mexicana (0.005 mg/l), pero respecto a la normativa canadiense (0.0001 mg/l) el agua es considerada como un peligro para la vida acuática.

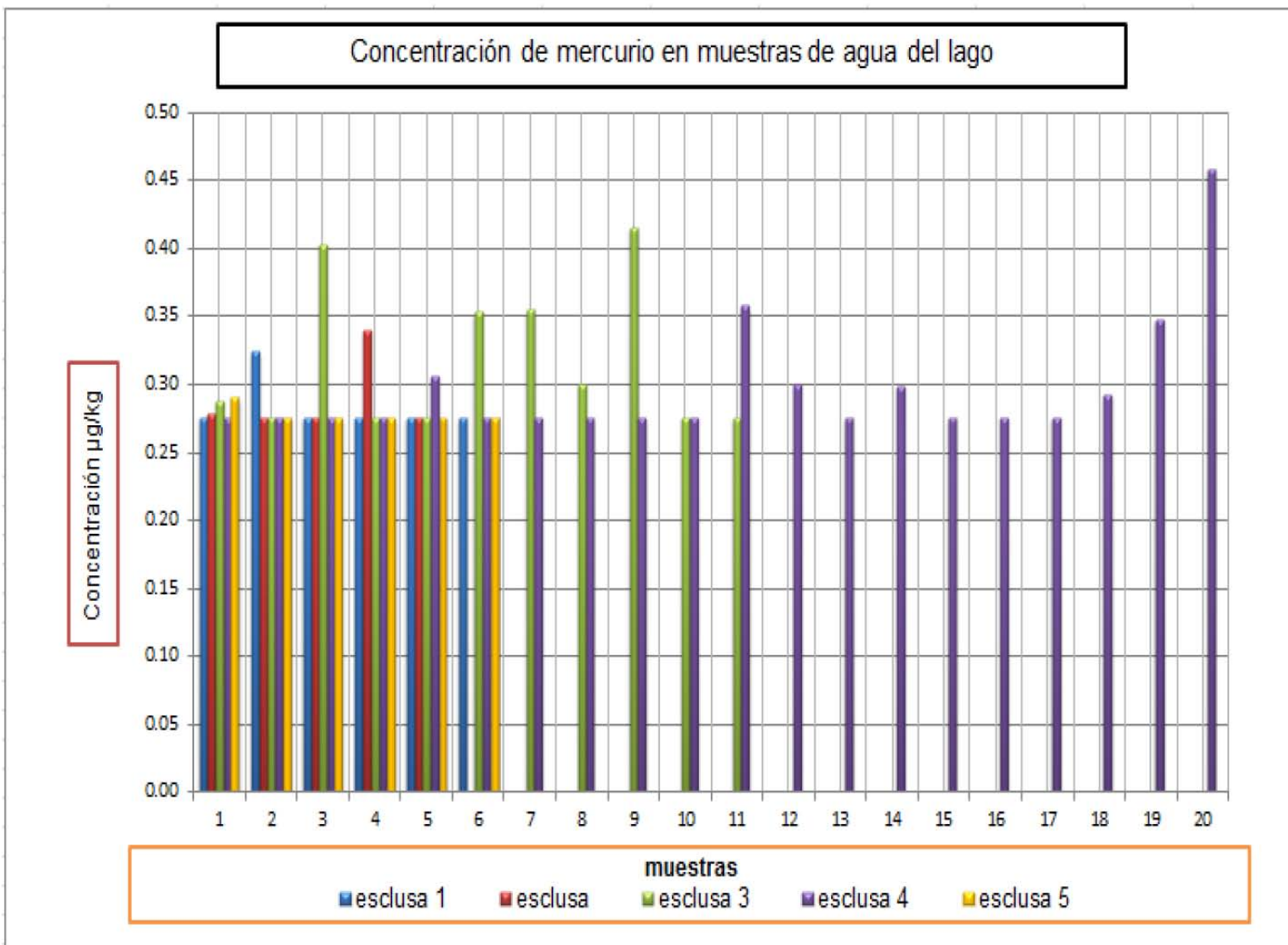
Conclusiones de este apartado:

1. Los sedimentos de las esclusas 2, 3, 4 y 5 contienen altas concentraciones de mercurio que sobrepasan los límites establecidos la NOM-052-SEMARNAT-1996, por lo que los sedimentos que se tienen en las esclusas se consideran residuos peligrosos.
2. También se considera que los sedimentos y el agua de la columna representan un peligro para la vida acuática según la concentración de mercurio que se establece en la normativa canadiense.
3. Existe poca movilidad del plomo en los sedimentos hacia la columna de agua, ya que la diferencia de concentraciones de mercurio en sedimentos y en agua es muy grande.
4. Existe acumulación del metal en el sedimento y en especial en la fracción fina de éste (arcillas y limos).



LMP: Límite máximo permisible obtenido de NOM-052-SEMARNAT-1996
 Figura 4.19 Concentración de Hg en sedimentos del lago

Figura 4.20 Concentración de Hg en agua del lago



Conclusiones generales del apartado:

1. Los bajos valores de potencial redox indican medios reductores en las esclusas, es decir, la presencia de sustancias con electrones fácilmente disponibles para ser empleados en procesos de reducción.
2. El oxígeno disuelto en la columna de agua indica que se tiene una deficiencia de oxígeno, que se atribuye al gran consumo que la materia orgánica presente hace del mismo y a la falta de un mecanismo más rápido de aporte de oxígeno que la propia difusión del gas en el agua, que es demasiado lenta en comparación con el agua de un cauce.
3. El contenido de materia orgánica en sedimentos del lago resulta alto por lo que se tiene mayor necesidad de oxígeno para su oxidación.
4. Los sedimentos del lago se consideran residuos peligrosos por las concentraciones de los metales que contienen según la NOM-052-SEMARNAT-1996, y como peligro para la vida acuática según la normativa canadiense.
5. La mayor concentración de los metales se encuentran en los sedimentos en especial en la fracción fina de estos (limos y arcillas), y existe poca movilidad hacia la columna de agua.
6. El agua se encuentra por debajo de los límites máximos permisibles de concentración de As, Cd, Pb y As para el uso en embalses artificiales establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996, adecuada para la vida acuática según la normatividad estadounidense, pero para la normatividad canadiense el agua representa un peligro para la vida acuática.
7. El contenido de humedad de las muestras colectadas es en general alto (86.11%), por lo que el volumen de sedimento en base seca disminuye será mucho menor para el posterior tratamiento y disposición final.

CAPÍTULO 5

PROPUESTA PARA LA DISPOSICIÓN FINAL DE LOS SEDIMENTOS

Como se pudo observar en el capítulo anterior, existe un serio problema al tener sedimentos con alto contenido de metales (As, Cd, Pb y Hg) que los hace residuos peligrosos y un peligro para la vida acuática que si bien podrían enviarse a un relleno de seguridad y así eliminar el problema, aunque es importante señalar que el problema únicamente se estaría cambiando de lugar. Por ello y considerando el análisis anterior se presenta una serie de propuestas y recomendaciones que cubren básicamente el tratamiento de los sedimentos con contenido único de los metales anteriormente mencionados, que permitirá evidenciar que en algunos casos se pueden tener beneficios, aprovechando adecuadamente las propiedades de los sedimentos.

A continuación se enlistan de manera general las propuestas y en las páginas siguientes se explica en que consiste cada una de las tecnologías de remediación más utilizadas para tratar los sedimentos, con base en el tipo de tratamiento (biológico, fisicoquímico, térmico), señalando sus principios de operación, principales ventajas, limitaciones y costos estimados. Es importante aclarar que los costos que se presentan, son promedios obtenidos de la aplicación de cada tecnología en los E.U.A.

1. Estabilización fisicoquímica
2. Vitrificación
3. Lavado
4. Electrocinética
5. Adición de enmiendas
6. Fitorremediación

Antes de mostrar las propuestas se procede a hacer un estimado del volumen de sedimentos del lago en base seca para posteriormente con ello calcular los costos de tratamiento aplicado para cada propuesta.

La altura promedio de las esclusas es de 1.26 metros de los cuales 10 cm corresponden a sedimentos y el área total corresponde a $80,560m^2$ con lo que se procede a calcular el volumen de sedimentos.

$$V_S = (80,560m^2)(0.10m) = 8,056m^3$$

De acuerdo con los resultados de contenido de humedad, se sabe que en promedio presentan 92.85% de humedad por lo que los sedimentos en base seca son:

$$V_{BS} = (8,056m^3) \left(\frac{7.15}{100} \right) = 571.97m^3$$

Y mediante la densidad del sedimento en base húmeda se obtiene la cantidad de sedimento expresado en toneladas:

$$V_{BS} = (8,056 m^3) \left(1.03 \frac{kg}{l} \right) \left(\frac{1000l}{1m^3} \right) \left(\frac{1tonelada}{1000kg} \right) \left(\frac{7.15}{100} \right) = 589.13 \text{ toneladas}$$

5.1 Estabilización fisicoquímica

Con la aplicación de esta técnica a los sedimentos del lago, se modificarían o fijarían químicamente a los metales mediante la aplicación de reactivos específicos. En el proceso de estabilización de los sedimentos estos se mezclarían con aditivos solidificantes para inmovilizar los metales, eliminando la lixiviación a través de la conversión de los metales en formas menos solubles, menos móviles o menos tóxicas y produciendo un residuo inmóvil, inactivo en forma de bloque monolítico de alta rigidez estructural.

La solidificación indicaría la producción de una masa monolítica sólida con suficiente integridad estructural como para transportarse en piezas de tamaño adecuado sin requerir algún contenedor secundario, que bien podrían utilizarse en el parque.

El proceso de solidificación se propone ex situ ya que a pesar de que los costos se incrementarían por extracción de los sedimentos esto se ve compensado con la conservación de la estructura del lago, que se vería alterada si el proceso se llevara a cabo in situ para ello se propone utilizar un área del parque con acceso a entradas y salidas de transporte para movilidad de la masa monolítica.

Limitaciones: Los metales volátiles (Pb, Cd, As, Hg) pueden volatilizarse durante el tratamiento y no es recomendable para sitios con más de 25% de metales (Riser, 1998), pero debido a que los metales en el sedimento se encuentran en menor concentración que las limitantes para el uso efectivo de esta técnica es recomendable y seguro solidificar los sedimentos.

Costo del tratamiento

$$Costo = \left(1800 \frac{\$}{m^3} \right) (571.97 m^3) = \$1,029,546$$

5.2 Vitrificación

El proceso de vitrificación puede ser aplicado a los sedimentos del lago y llevarse a cabo ex situ en algún área dentro del parque, para evitar el daño de la geomembrana y no interrumpir por mucho tiempo las actividades ecoturísticas en el lago, los sedimentos se mezclarían con sílice, óxido de sodio y óxido de calcio de manera continua dentro de un reactor de vitrificación y se utilizaría corriente eléctrica para fundir los sedimentos con temperaturas que van de 1,600 a 2,000 °C.

Este es un proceso que estabiliza la mayoría de los contaminantes inorgánicos (principalmente Hg, Pb, Cd, As, Ba, Cr y cianuros) y destruye los orgánicos. El producto de la vitrificación de los sedimentos sería un material cristalino moldeable de color oscuro químicamente estable que no produciría lixiviados y en el cual quedan incorporados los compuestos inorgánicos.

El proceso de vitrificación aquí propuesto se iniciaría con la extracción de los sedimentos mediante bombeo, continúa con el secado de los sedimentos mediante exposición al sol en un área designada para ello, su traslado al horno de vitrificación (planta piloto), donde se llevaría a cabo el proceso de tratamiento de vitrificación y, finalmente, la obtención de productos inertes con potencial para ser comercializados como materiales de construcción. Esta propuesta resulta poco viable ya que se estaría hablando de un proyecto a largo plazo que resultaría costoso y requeriría de una mayor investigación, en la Figura 5.1 se muestra un esquema de los componentes del horno requerido para la vitrificación de los sedimentos (Rincon, 1994).

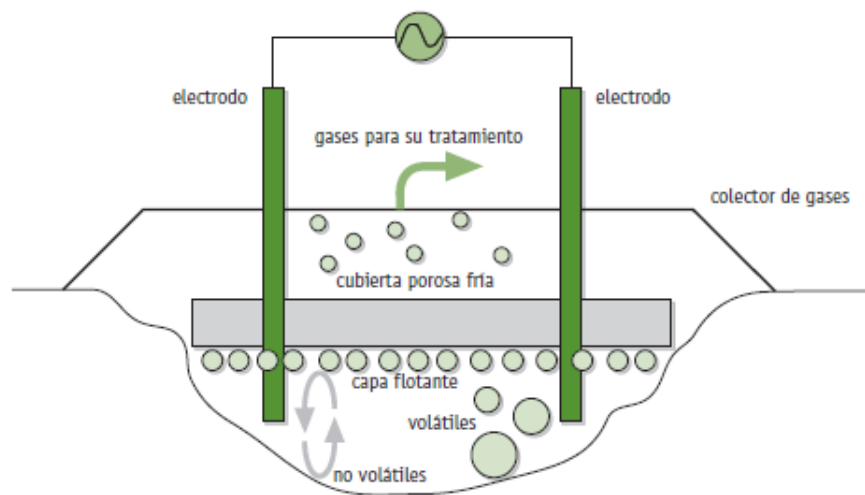


Figura 5.1 Horno de vitrificación

O bien los sedimentos se podrían enviar a vitrificar en el Centro de Tecnología Avanzada (CIATEQ, A. C.) en donde se ha desarrollado una tecnología de vitrificación de residuos peligrosos, mediante un horno con independencia operativa respecto tanto de la disponibilidad de energía eléctrica como de la variabilidad horaria de las tarifas de la Comisión Federal de Electricidad, puesto que en horas pico de alto consumo el costo se eleva, por lo cual el horno del CIATEQ no está condicionado por las altas y las bajas en el consumo eléctrico debido a su funcionamiento con carbón de coque (Ballesteros, 2010).

Con la tecnología del CIATEQ se ha obtenido valores residuales por debajo de los límites permisibles que dicta la regulación mundial europea y la estadounidense. El resultado del proceso es un vidrio aprovechable en forma de productos comerciales y sólo cuesta 60 centavos vitrificar cada kilo de residuos, por lo que el costo por vitrificar los sedimentos del lago resultaría de:

$$\text{Costo} = \left(0.6 \frac{\$}{\text{kg}} \right) \left(\frac{1000\text{kg}}{1\text{tonelada}} \right) (589.13 \text{ toneladas}) = \mathbf{\$353,478}$$

El proceso tiene un impacto positivo en el medio ambiente, pues al reducirse la cantidad de desechos por almacenar, no sería necesario seguir sacrificando extensiones del territorio nacional para guardar los residuos de manera permanente (Ballesteros, 2010).

Con este proceso se evitarían los costos de almacenamiento en rellenos sanitarios y/o confinamientos, ya que el producto vitrificado final tendría aplicaciones dentro del parque por resultar un producto de la construcción. En síntesis: si consideramos el ahorro del pago de depósito en confinamiento y el correspondiente a la vitrificación, y consideramos el aprovechamiento de los productos finales, se puede estimar que la vitrificación implicaría un ahorro de 40% (Ballesteros, 2010), comparado con el costo del proceso de almacenamiento de residuos, que sería aproximadamente de:

$$\text{Costo} = \left(2.0 \frac{\$}{\text{kg}} \right) \left(\frac{1000\text{kg}}{1\text{tonelada}} \right) (589.13 \text{ toneladas}) = \mathbf{\$1,178,000}$$

5.3 Lavado de sedimentos

En la Figura 5.2 se muestra el esquema del proceso de lavado de los sedimentos, que sería aplicado ex situ en un área asignada dentro del parque, el sedimento extraído sería previamente separado físicamente por tamizado, para eliminar las partículas de grava más gruesas, con poca capacidad de adsorción, de la fracción fina y seguidamente lavado con extractantes químicos que permitan desorber y solubilizar los contaminantes (Van Benschoten et al., 1997). Después del tratamiento químico, el sedimento se volvería a lavar con agua para eliminar los contaminantes y agentes extractantes residuales y se podría devolver al suelo del parque sin ningún riesgo. (Peters, 1999).

Las sustancias extractantes utilizadas pueden ser ácidos, bases, agentes quelantes, alcoholes, surfactantes y otros aditivos como sales (Griffiths, 1995). Se ha visto que agentes quelantes como el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), el ácido cítrico y el ácido nitrilotriacético (NTA), y otros ácidos como el ácido clorhídrico son eficaces a la hora de eliminar Cd, Pb y Zn de suelos contaminados (Elliot, 1989, Moutsatsou, 2006).

El lavado de suelos se utiliza fundamentalmente para suelos contaminados con compuestos orgánicos semivolátiles, hidrocarburos derivados del petróleo y sustancias inorgánicas como cianuros y metales pesados, y es menos eficaz para tratar compuestos orgánicos volátiles y pesticidas (Avogadro, 1994).

Limitaciones. Las soluciones utilizadas y los solventes podrían alterar las propiedades fisicoquímicas del sedimento y posteriormente del suelo al verterlos; los surfactantes usados en el lavado pueden adherirse al sedimento y posteriormente al suelo y disminuir su porosidad; los fluidos pueden reaccionar con el suelo reduciendo la movilidad de los contaminantes. En general, se requiere tratar previamente los sedimentos con alto contenido de materia orgánica y es necesario tratar los vapores generados.

Los costos para el lavado de los sedimentos promedio es de 1875 \$/m³, por lo que el costo del lavado de los sedimentos del lago es de:

$$\text{Costo} = \left(1875 \frac{\$}{\text{m}^3} \right) (571.97 \text{ m}^3) = \$1,072,443$$

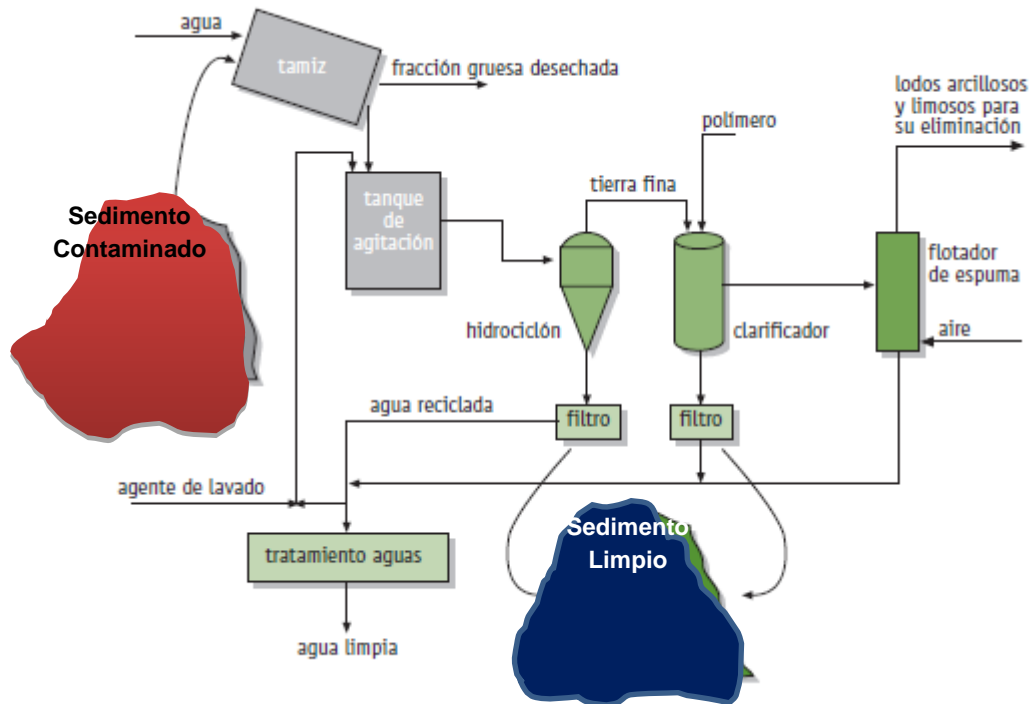


Figura 5.2 Proceso de lavado de sedimentos

5.4 Remedación electrocinética (RE)

Para el uso de esta tecnología primero se extraerían los sedimentos mediante bombeo, posteriormente se procedería a disminuir su contenido de humedad de 92.84% a 25% que es un valor límite establecido para aumentar la eficiencia del tratamiento y a su vez reducir costos, el proceso consistiría en aplicar una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos introducidos in situ en el sedimento en base húmeda que permita la movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas. Los aniones se moverían hacia el electrodo positivo y los cationes hacia el negativo.

La oxidación de agua en el ánodo genera protones, H^+ , que se moverían hacia el cátodo, creando un frente ácido. Este favorecería la desorción de los cationes del suelo y forzaría la puesta en disolución de contaminantes precipitados como carbonatos, hidróxidos, etc. Por otro lado, los iones OH^- generados en el cátodo por la reducción del agua provocan la precipitación de los metales (Pazos et al., 2006).

Durante el tratamiento, los contaminantes pueden ser transportados por electromigración (movimiento de iones hacia el electrodo de carga opuesta), electroósmosis (movimiento del

agua respecto a la superficie cargada de las partículas del suelo), electrolisis (movimiento de iones como respuesta a una diferencia de potencial) y electroforesis (desplazamiento iónico en suspensión) (Acar, 1993).

Esta técnica resulta eficaz para el tratamiento de suelos de alta y baja permeabilidad hidráulica que son difíciles de recuperar por otros medios y está especialmente indicada para metales solubles o complejados en el suelo en forma de óxidos, hidróxidos y carbonatos. Sus ventajas incluyen bajo consumo energético, un control sobre la dirección del flujo del agua y de los contaminantes disueltos y la acumulación de los contaminantes en los electrodos para su posterior eliminación (Page, 2002), utilizando resinas de intercambio iónico o mediante bombeo (Smith et al., 1995) o redisolviéndolos invirtiendo la polaridad durante pequeños intervalos de tiempo (Pazos et al., 2006).

Los costos netos son cercanos a \$625/m³ por lo que para el volumen de sedimentos con 25% de humedad (V_{H25}) del lago serían:

$$V_{H25} = (8,056m^3) \left(\frac{25}{100} \right) = 2014m^3$$

$$Costo = \left(625 \frac{\$}{m^3} \right) (2014 m^3) = \$1,258,750$$

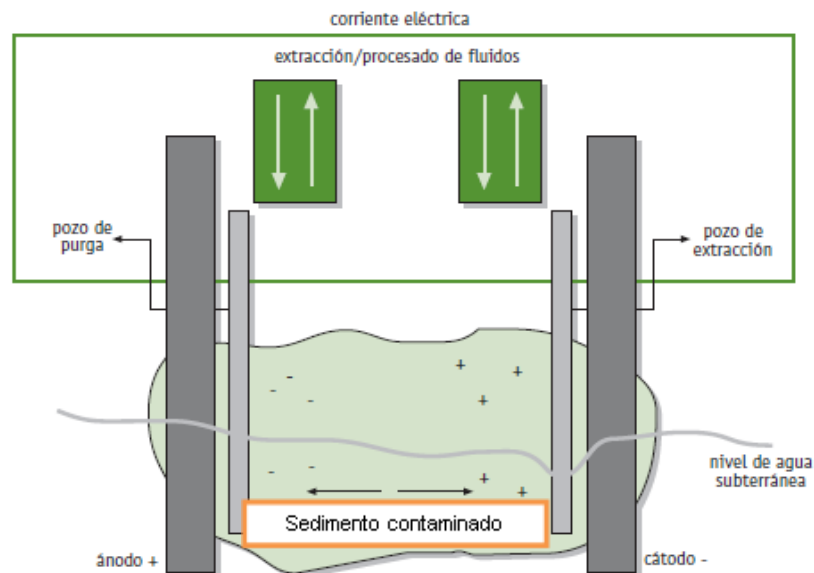


Figura 5.3 Proceso de tratamiento de sedimentos por electrocinética

5.5 Adición de enmiendas

Los sedimentos contaminados por metales pesados pueden también recuperarse in situ y ex situ añadiéndoles sustancias orgánicas e inorgánicas y mezclándolas con horizontes de suelo para transformar los contaminantes.

La aplicación de esta técnica tendría aporte para tratar no solo la problemática de los sedimentos contaminados sino también de la salinidad del suelo en algunas áreas del parque ya que entre las estrategias de descontaminación de suelos salinos está la adición de compuestos químicos que contengan Ca para que sustituya al Na y el empleo de residuos orgánicos que serían aportados por el alto contenido de materia orgánica que presentan los sedimentos.

Está demostrado que la adición de materia orgánica a suelos salinos puede acelerar el lavado de sodio, disminuir el porcentaje de sodio intercambiable y la conductividad eléctrica e incrementar la infiltración de agua, la capacidad de retención de agua, la estabilidad estructural (El-Shakweer et al., 1998), la biomasa del suelo y diversas actividades enzimáticas (Liang et al., 2003; Tejada , 2005).

Por otro lado, la adición de carbonatos, zeolitas, fosfatos, minerales de hierro, bentonitas, hidróxido cálcico, compost o levaduras también ha sido empleada a la hora de inmovilizar y reducir la biodisponibilidad de metales tóxicos como el Pb, U, As, Zn, Ni, Sr, Cu y Cd (Seaman et al., 2001; Zhou and Wong, 2001).

Los mecanismos de secuestro de metales en suelos por estas enmiendas no se conocen por completo (Adriano, 2001). Aunque los experimentos en campo indican la eficacia de estos tratamientos de inmovilización , existen dudas sobre si estos mecanismos de recuperación son permanentes o reversibles en el tiempo. Si el tratamiento in situ induce su efecto a través de un cambio de pH, dando lugar a una mayor precipitación o adsorción, entonces una reacidificación del suelo podría aumentar de nuevo la biodisponibilidad de los metales y su toxicidad (Hamon et al., 2002).

Sin embargo, si las enmiendas promueven el secuestro de metales en formas no lábiles en suelo, atrapados en las estructuras de las arcillas o complejados por enlaces covalentes, entonces la inmovilización de los metales puede ser mucho más duradera (Adriano et al., 2004).

5.6 FITORREMEDIACIÓN

Esta técnica puede aplicarse eficientemente para tratar los sedimentos del lago ya que esta técnica es utilizada para tratar una amplia variedad de contaminantes dentro de los que se encuentran los metales analizados en el presente trabajo; arsénico, cadmio, plomo y mercurio.

El proceso constaría de cinco etapas:



La extracción de sedimentos se realizaría por bombeo, luego se procedería a secarlos mediante la eliminación del exceso de agua, exposición al sol y por efectos del viento, posteriormente se esparcirían sobre un área asignada para tal tratamiento, la profundidad que cubrirían los sedimentos sería de 50 cm aproximadamente para después plantar sobre estos las especies vegetales y utilizar su capacidad de sobrevivir en ambientes contaminados con metales pesados y sustancias orgánicas para extraer, acumular, inmovilizar o transformar estos contaminantes de los sedimentos (Clemente et al., 2005).

Las especies vegetales utilizadas en la fitorrecuperación deben presentar mecanismos constitutivos y adaptados para tolerar o acumular un elevado contenido de metales en su rizosfera y en sus tejidos. El éxito de este tratamiento está controlado por la selección de las especies vegetales adecuadas para recuperar un sitio determinado, así como de la cuidadosa selección de enmiendas (materia orgánica, agentes quelantes, cal, etc.) que permitan mejorar las propiedades del suelo y fomenten la supervivencia y el crecimiento de las plantas (Clemente et al., 2005).

La fitorrecuperación es un tratamiento natural, limpio y económico, alternativo a otros procesos físicos y químicos más invasivos. De acuerdo con Wenzel et al. (1999), se pueden distinguir cinco procesos básicos de contención (fitoestabilización o fitoinmovilización) o eliminación (fitoextracción, fitodegradación, fitovolatilización y rizofiltración) de contaminantes por los que las plantas pueden ser empleadas en la recuperación de sedimentos, suelos y aguas contaminadas:

- I. La Fitoestabilización consiste en la reducción de la biodisponibilidad de los contaminantes mediante la revegetación con especies vegetales tolerantes a la toxicidad que inactiven los contaminantes para reducir el riesgo para el medio ambiente y la salud humana e implica una mejora mecánica de las propiedades físicas del suelo y su protección frente a la erosión y el transporte de contaminantes.

Por su parte, la Fitoimmobilización provoca la inmovilización y reducción de la biodisponibilidad de los contaminantes mediante la producción de compuestos químicos en la interfaz suelo-raíz que inactiven las sustancias tóxicas, ya sea por procesos de absorción/adsorción o precipitación.

- II. La Fitoextracción, también llamada fitoacumulación, emplea la capacidad de las plantas para extraer el contaminante, principalmente metales, y acumularlo en sus raíces, tallos u hojas. Una vez terminado el proceso, las plantas son retiradas junto con el contaminante y destruidas o recicladas.
- III. La Fitodegradación consiste en la degradación de los contaminantes por la acción de las plantas y de los microorganismos asociados a ellas. Los contaminantes son metabolizados dentro de los tejidos vegetales y las plantas producen enzimas, como la dehalogenasa y la oxigenasa, que ayudan a catalizar la degradación.
- IV. En el caso de la Rizodegradación o Rizorrecuperación, la degradación tiene lugar alrededor de las raíces de las plantas en contribución con las poblaciones rizomicrobianas. Las raíces liberan sustancias naturales que suministran nutrientes a los microorganismos asociados como bacterias, levaduras y hongos, estimulando su actividad biológica.
- V. La Fitovolatilización, en la que la planta da lugar a la volatilización de los contaminantes del suelo.
- VI. La Rizofiltración, que produce la absorción de metales en aguas contaminadas a través de las raíces de las plantas.

Las especies vegetales que han sido ampliamente utilizadas en la fitorrecuperación para recuperar sedimentos y suelos contaminados con metales pesados y que son capaces de extraer Zn, Pb, As, Cd, Cu, (Brassicajuncea, Elsholtziasplendens, Hemidesmusindicus, Phragmitesaustralis, etc.) (Ali et al., 2004).

La fitorrecuperación es un procedimiento que no perturbaría en gran medida el suelo o el Paisaje del parque, de bajo costo y fácil aplicación, aunque presenta inconvenientes como que sería un proceso lento, estaría limitado a suelos poco profundos y por lo tanto se requeriría una mayor área, además las elevadas concentraciones de contaminantes podrían

ser tóxicas para las plantas por lo que se requeriría una buena gestión de la biomasa resultante (suelo – sedimentos) para impedir que los contaminantes entren en la cadena trófica.

Se estima que la fitorremediación de un suelo contaminado con Pb, Cd, As con 50 cm de profundidad puede costar hasta \$500,000/ha (Van Deuren *et al.* 1997). Por lo que el tratamiento de los sedimentos del lago costaría:

Tomando el volumen en base seca del sedimento y una altura de esparcimiento de 50 cm:

$$V_{BS} = 571.97m^3$$

$$h = 0.5m$$

Se obtiene el área del terreno requerida:

$$A = \frac{571.97m^3}{0.5m}$$

$$A = 285.98m^2$$

Para el cálculo del costo se expresa el área a tratar en hectáreas:

$$\left(\frac{1 \text{ hectarea}}{10,000m^2}\right)(285.98m^2) = 0.028\text{hectareas}$$

$$\text{Costo} = \left(500,000 \frac{\$}{\text{hectarea}}\right)(0.028\text{hectareas}) = \$14,299$$

Conclusiones del apartado:

En el mercado ambiental de nuestro país, actualmente existe una gran cantidad de empresas que ofrece diferentes tipos de tecnologías para la remediación de sitios contaminados. Sin embargo, no fue hasta 1997, que las autoridades ambientales establecieron un programa de verificación y certificación de estas empresas.

Actualmente para poder realizar un trabajo de remediación es necesario contar con permisos específicos, como la Licencia ambiental única (LAU). Esta disposición oficial, ha permitido un mayor control acerca de las tecnologías que se ofrecen para remediar suelos y de las posibilidades reales de éxito que estas permiten.

De acuerdo con datos proporcionados por la SEMARNAT (2002) todas las tecnologías que ofrecen las empresas que cuentan con permisos para remediar suelos contaminados, están enfocadas exclusivamente a la remediación de sitios contaminados con compuestos orgánicos.

De un total de 57 empresas autorizadas, ninguna ofrece servicios para la restauración de suelos contaminados con metales. Dentro de los contaminantes tratados, principalmente se encuentran los hidrocarburos (HTP, HAP), lodos aceitosos, lodos de perforación y recortes de perforación.

De acuerdo con datos proporcionados por 40 empresas autorizadas para remediar suelos contaminados con diferentes tipos de contaminantes, la mayoría (31) utilizan métodos biológicos (biorremediación) para el tratamiento. El lavado de suelos, la oxidación química y la separación física constituyen otra parte importante de las tecnologías más empleadas en México.

De las empresas que ofrecen servicios de biorremediación, la mayoría utiliza sistemas de composteo y biolabranza. De los tratamientos ofrecidos por estas empresas, el 87.5% se realizan in situ y el resto ex situ.

Como resultado del análisis de las diferentes propuestas para la disposición de los sedimentos se obtiene que la técnica que mejor se adapta a las necesidades del parque es la fitorremediación ya que presenta ventajas sobre el resto de las técnicas en cuanto a costos, ya que no se requiere de la adquisición de equipo como en el caso de la remediación electrocinética, o el costo adicional para el traslado de los sedimentos como en el caso de la vitrificación y tampoco se corre el riesgo de volatilizar algunos de los metales tratados durante el proceso como lo es en el caso de la solidificación – estabilización.

También se tienen ventajas con la elección de esta técnica ya que se cuenta con el espacio y tiempo para llevar a cabo el proceso, por lo que no son un problema relevante los tiempos a largo y mediano plazo en que se ven los resultados como lo serían en otras situaciones en las que este factor es una limitante para la aplicación de esta técnica.

Cabe señalar que para la aplicación de la fitorremediación se requeriría de un estudio más amplio y dedicado a ello.

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- 1) La concentración de metales y sus respectivas fuentes fueron identificadas en la zona de estudio. En el lago del Parque Recreativo Alameda Oriente los sedimentos están sometidos a la contaminación por arsénico, cadmio, plomo y mercurio y las principales fuentes son provenientes de las actividades recreativas y de mantenimiento que tienen lugar en esta zona.
- 2) La integración de los datos de concentración de metales en los sedimentos y en la columna de agua del lago revelaron que, en general, los sedimentos tienen adsorbidos los metales en la superficie de la fracción fina y que por las condiciones en que se presentan no hay movilidad hacia la columna de agua.
- 3) Los valores-guía de calidad agua (normativa canadiense) en este estudio son más restrictivos frente a los valores de referencia aplicados a nivel nacional.
- 4) Fue necesario hacer referencia a los valores-guía de calidad de sedimentos (normativa canadiense) en este estudio ya que no existen valores de referencia aplicados a nivel nacional. Estos resultados confirman la importancia del desarrollo de valores-guía de calidad de sedimentos específicos para una adecuada caracterización del material de desazolve.
- 5) El criterio para la toma de decisiones acerca de la propuesta para la disposición final de los sedimentos fue el contenido de metales.
- 6) Se recomienda el uso de la fitorremediación debido a las ventajas que presenta como; el bajo costo respecto al uso de las otras técnicas propuestas, que se cuenta con el espacio para llevar a cabo dicha técnica y que a pesar de que el tiempo de tratamiento es a largo plazo esta no se impide las actividades del parque con las del tratamiento.
- 7) Se recomienda la realización de un reglamento en el embarcadero para evitar la introducción de fuentes metálicas que puedan caer nuevamente al lago y evitar el uso de pesticidas y fertilizantes con alto contenido de contaminantes.
- 8) También se recomienda evitar la alimentación de la fauna residente del lago por parte de los visitantes.

REFERENCIAS

REFERENCIAS

- ABESSA D. 2005. Influence of a Brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments. *Mar Pollut Bull*; 50 (8): 875-885.
- ACAR, Y.B., Rabbi, M.F., Ozsu, E.E. 1997. Electrokinetic injection of ammonium and sulfate ions into sand and kaolinite beds. *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 123: 239–249.
- Adriano, D. C. 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. 2nd Edition. Springer, New York, NY.
- Adriano, D. C, Wenzel, W. W., Vangronsveld, J., and Bolan, N. S. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental clean-up. *Geoderma*, 122: 121-142.
- ALEXANDER, M. 1994. *Biodegradation and Bioremediation*. Academic Press, San Diego. 302 pp.
- Ali, N. A., Bernal, M. P., and Ater, M. 2004. Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper, and zinc. *Aquatic Botany*, 80: 163-176.
- ALLOWAY B. J. 1990. *Heavy metals in soils*. Blackie and Son Ltd. 339 pp.
- ANAWAR, H. M.; Akai, J.; Komaki, K.; Terao, H.; Yoshioka, T.; Ishizuka, T.; Safiullah, S.; Kato, K. 2003. "Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes". *Journal of Geochemical Exploration*. V. 77. pp. 109-131
- ARMIENTA H.; Rodríguez, R.; Villaseñor, G. 1993. "Estudio de reconocimiento de la contaminación por arsénico en la zona de Zimapán, Hidalgo". Reporte técnico del Instituto de Geofísica, UNAM.
- ARMIENTA H.; Segovia, N. 2008. "Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico". *Environmental Geochemistry and health*. pp. 345-353.
- ATSDR. 2000. "Toxicological Profile for Arsenic". U.S. Department of Health and Human Services. ATSDR. Division of Toxicology. 468 p. [<http://www.atsdr.cdc.gov> (26/03/04)].
- ATSDR. 2000. "Toxicological Profile for Arsenic". U.S. Department of Health and Human Services. ATSDR. Division of Toxicology. 468 p. [<http://www.atsdr.cdc.gov> (26/03/04)].

AVOGADRO, A., Ragaini, R. C. 1994. Technologies for Environmental Cleanup: Toxic and Hazardous Waste Management. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.

BALLESTEROS E. S., Vitricación para inmovilizar residuos peligrosos, Ciencia y Desarrollo Disponible en formato electrónico en :<http://www.conacyt.gob.mx/comunicacion/revista/243>

BELLANDI, R. 1995. Innovative Engineering Technologies for Hazardous Waste Remediation. Van Nostrand Reinhold, Nueva York.

BEWERS, J. M.; Barry, P. J.; McGregor, D. J. 1987. "Distribution and cycling of cadmium in the environment". En Cadmium in the environment, Wiley Series in: Advances in Environmental Science and Technology. J. O. Nriagu y J. B. Sprague (eds). John Wiley and Sons. N. Y. pp. 1-18.

BERG, N. 2004. "Environmental dredging operations in the Netherlands: a functional approach Chemiehaven Rotterdam and the Haringvliet Estuary" WODCON XVII. Hamburg, Germany.

BJORLYKKE K., 1994. Pore – water flow and mass transfer of solids in solutions in sedimentary basins. Capítulo 6:189- 222.

BLACKMAN, W.C. 1996. Basic Hazardous Waste Management. Lewis Publishers, CRC Press. E.U.A.

BRADL A.H., Sosa E. R., Sánchez A. P., Soto A. R. y Alarcón J. A. 2005. Precipitación Ácida en la Costa del Golfo de México. Pp: 535-552. In A. V. Botello, J. Rendón-Von Osten, G. Gold

BODEK, I. 1988. Environmental Inorganic Chemistry. Properties, process and estimation methods. Pergamon Press, U.S.A. pp. 7.5.1-7.5.11, 7.8.1-7.8.9.

BUFFLAP S. E. y Allen H. E., 1995. Sediment pore water collection methods for trace metal analysis: a review. Water Research, 29: 165- 177.

BURTON Jr, G A, Batley G E, Chapman P M, Forbes V E, Smith E P, Reynoldson T, Schlekot C E, den Besten P J, Bailer A J, Green A S, Dwyer R L A. 2002. Weight-of-Evidence Framework for Assessing Sediment (or other) Contamination: Improving Certainty in the Decision-Making Process. Hum Ecol Risk Assess; 8 (7): 1675-1696.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 2002. "Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated".

Canadian environmental quality guidelines, 1999. CCME. Winnipeg 7p. (Consultado el 25 de agosto de 2010 en: http://www.ccme.ca/assets/pdf/sedqg_summary_table.pdf).

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 2002. "Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated". Canadian environmental quality guidelines, 1999. CCME. Winnipeg 7p. (Consultado el 25 de agosto de 2010 en: http://www.ccme.ca/assets/pdf/sedqg_summary_table.pdf).

CANGE, J.B, 2002. "Unexpected Conditions, Unforeseen Complications and Unplanned Expenditures: Lessons Learned in the Dredging of PCB-Contaminated Sediment from the St. Lawrence River" Proceedings ASCE Conference Dredging.

CALLENDER, E. 2004. "Heavy metals in the environment – Historical trends". En Treatise on Geochemistry. Vol. 9. Elsevier LTD. pp. 67-105.

CASADO-Martínez, Buceta JL, Forja JM, DelValls. 2006. Inter laboratory assessment of marine bioassays to evaluate the environmental quality of coastal sediments in Spain. Exercise description and sediment quality. *Cienc. Mar*; 32: 121-128.

CEBRIÁN, M. E.; Albores, A.; García Vargas, G.; del Razo, L. M.; Ostrosky-Wegman, P. 1994. "Chronic arsenic poisoning in humans: the case of Mexico". En *Arsenic in the environment, Part II, Human health and Ecosystem effects*. Nriagu, J. O. (ed.). John Wiley y Sons, Inc., N.Y. pp. 93-108.

CHAPMAN P. M. 1992. Pollutions status of North Sea sediments: An International integrative study. *Mar, Ecol. Prog. Ser.*, 91: 13-322 pp.

CONNELLR. and Hughes M. J. 2005. A chemical technique for the separation of ferromanganese minerals, carbonate minerals and adsorbed trace elements from pelagic sediments.

CLEMENTE, R., Walker, D. J., and Bernal, M. P. 2005. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): the effect of soil amendments. *Environmental Pollution*, 138: 46-58.

CORTINAS N. Cristina 2001. Los residuos peligrosos en México, una Perspectiva para la reflexión, *Revista para la información y Análisis* 16: 76 – 87

CORTINAS N, C. C. Mosler, 2002 . *Gestión de residuos peligrosos*. UNAM, México.

DAVIES, B. E. 1995. "Lead". En: *Heavy metals in soil*, B. J. Alloway (Ed). Blackie Academic and Professional. London. pp. 207-223.

DELVALLS TA, Andres A, Belzunce MJ, Buceta JL, Casado-Martinez MC, Castro R, Riba I, Viguri JR, Blasco J. 2004. Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *Trac -Trend Anal Chem*; 23: 10-11.

DELVALLS T. A, Forja JM, González-Mazo E, Gómez-Parra A. 2004. Determining contamination sources in marine sediments using multivariate analysis. *Trac-Trends Anal Chem*; 17: 181-192.

EL-SHAKWEER, M. H. A., El-Sayad, E. A., and Ejes, M. S. A. 1998. Soil and plant analysis as a guide for interpretation of the improvement efficiency of organic conditioners added to different soils in Egypt. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29: 2067-2088.

ELLIOT, H. A., Brown, G. A. 1989. Comparative evaluation of NTA and EDTA for extractive decontamination of Pb-polluted soils. *Soil, Air, and Soil Pollution*, 45: 361.

ESPINOZA, S. E. 2012. Tesis de doctorado "Procesos Geoquímicos Ambientales del Arsénico, Cadmio, Plomo y Zinc en sedimentos del Río Toliman, Hidalgo, México", Posgrado en Ciencias de la Tierra, UNAM.

FERGUSON, J. E 1990 , *The heavy elements: Chemistry, environmental impact* press, England pp. 149, 155 - 157

FÖRSTNER, U., Wittmann, G. 1979. *Marine Pollution in the Aquatic Environment*. SpringerVerlag, New York, 486 pp.

GARCÍA-Sánchez, A.; Alvarez-Ayuso, E. 2003. "Arsenic in soils and waters and its relation to geology and mining activities (Salamanca Province, Spain)". *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 80. pp. 69–79.

GARFIAS A. Francisco, Borojas L. 1995. *Residuos Peligrosos en México*, Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, 10 – 16 pp.

Google maps (2010), Consultado el día 26 de marzo de 2010 en el sitio, www.googleearth.com

Guía Rojí, Consultado el día 26 de diciembre de 2009 en el sitio www.guiaroji.com.mx/ciudad.php

HAMON, R. E., McLaughlin, J. M., and Cozens, G. 2002. Mechanisms of attenuation of metal availability in in situ remediation treatments. *Environmental Science and Technology*, 36: 3991-3996.

HARRY M. Freeman. 1997. Standard handbook of hazardous waste treatment and disposal (2nd Ed.) , 55-60 pp.

HAESE R. R. 2000. The reactivity of iron: In: Schulz H. D., Zabel, M (Eds.), Marine Geochemistry. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 233-261 pp.

HEGELSON H. C.,1968. Evaluation of irreversible reactions in geochemical processes involving minerals and aqueous solutions – I. Thermodynamic relations. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 52: 715- 725.

HERNÁNDEZ H. H. 2005. Análisis geoquímico de núcleos de sedimentos adyacentes a la desembocadura del Río Pánuco. Tesis de maestría. Posgrado de Ciencias de la Tierra, UNAM.

HONG H, L. Xu, L Zhang, J. C. Chen, Y. S. Wong and T. S. M. Wan 1995. Environmental fat and chemistry of organic pillutants in the sediment of Xiamen harbor and Victoria Harbor. *Marine Pollution Bulletin*: 31: 229-236.

HOLLERT H., S Heise, S. Pudenz, R. Brüggemann, W. Ahlf and T. Braunbeck 2002. Application of a sediment quality triad and different stadistical approaches (Hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology* 11:311-312.

HORIBA Instrument Inc., 1995. Manual de instrucciones equipo LA 910. Irving C. A. USA. P: 38.

HORIBA Instrument Inc., 1994. Sediment Grain Size: Interlaboratory Intercalibration Experiment, by “The Sediment Grain Size Intercalibration Comittee”. Michael Pohl, 20 de Julio de 1994.

HOROWITZ A.J. 1991.A primer on sediments-trace element chemistry.2nd ed. Lewis publishers Inc., Chelsea, Michigan, 136 pp.

HUDSON-Eduards, K. A.; Macklin, M. G.; Jamieson, H. E.; Brewer, P. A.; Coulthard, T. J.; Howard, A. J.;Turner, J. N. 2003. “The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediment and water quality in river systems: the Ríos Agrio–Guadamar, Aznalcóllar, Spain”. *Applied Geochemistry*.Vol. 18. pp. 221-239.

INGERSOLL CG, Dillon T, Biddinger GR- 1997. Ecological Risk Assessment of contaminated sediments – Proceedings of the Pellston workshop on Sediment Ecological Risk Assessment, 1995. SETAC Specialpublications series.

JACKSON, M. L. 1976. Análisis químico de suelos. Ed. Omega. Barcelona, España. 662 p.

- KABATA-Pendias, A.; Pendias, H. 1992. Trace elements in soils and plants. CRC Press. London. pp. 23-88,120-125, 187-198, 271-274, 315.
- KUHLMANN D. H. H. 1988.The sensitive of coral reef to environmental pollution. *Ambio*, 17(1): 13-21.
- LERMAN A., 1988. Geochemical processes water and sediment environments. Estados Unidos. Robert E. Krieger Publishing Company, Inc., Capítulo 1, 369- 408 pp.
- LEWIS, Sr, R. J. 1993. *Hawley's Condensed Chemical Dictionary*. Twelfth edition. Van Nostrand Reinhold Co.N. Y. pp. 96-97, 194-195, 686-687.
- LIANG, Y. C., Yang, Y. F., Yang, C. G., Shen, Q. Q., Zhou, J. M., and Yang, L. Z. 2003b. Soil enzymatic activity and growth of rice and barley as influenced by organic matter in an anthropogenic soil. *Geoderma*, 115: 149-160.
- LIU, David y Liptak, Béla. *Hazardous Waste and Solid Waste*. Lewis Publishers.U.S.A., 2000.
- MACDONALD DD, Carr RS, Calder FD, Long ER. 1996. Ingersoll CG. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*; 5: 253-278.
- MAHN, W.J. 1991. *Academic Laboratory Chemical Hazards Guidebook*. William J. Mahn Ed. Van Nostrand Reinhold.E.U.A.
- McMANUS, J. 1995. "Grain Size determination and interpretation". En *Techniques in Sedimentology*. M.Tucker, ed. Blackwell Science. Durham, UK. pp. 63-85.
- MATSCHULLAT, J. 2000. "Arsenic in the Geosphere – a review". *Science of the Total Environment*. Vol. 249.pp. 297-312.
- MATSCHULLANT J, Ellminger, F, Agdemir N, Cramer, S, LieBmann W, Niehoff, N. 1997. Overbank sediment profiles evidence of early mining and smelting activities in the Harz mountains, Germany. *Applied Geochemistry*. Vol. 12, pp. 105 - 114
- MENDOZA J. M. 1997. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science, London, 546 p.
- MCLENNAN J. D. y Syvitski J. P. M. 1995. Geomorphic/Tectonic control of sediment discharger to the ocean: the importance of small mountainous rivers. *Geol*. 100: 325-344.

MORTON, W. E.; Dunnette, D. A.. 1994. "Health effects of environmental arsenic". In Arsenic in the environment, Part II, Human health and Ecosystem effects. Nriagu, J. O. (ed.). John Wiley and Sons, Inc., N.Y. pp. 17-34.

Moutsatsou, A., Gregou, M., Matsas, D., and Protonotarios. V. 2006. Washing as a remediation technology applicable in soil heavily polluted by mining-metallurgical activities. *Chemosphere*, 63(10): 1632-1640.

MUKHERJEE, Arun B.; Bhattacharya, P. 2001. "Arsenic in groundwater in the Bengal Delta Plain: slow poisoning in Bangladesh". *Environmental Review*. Vol. 9. pp. 189–220. (Published on the NRC Research Press Web site).

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS). 2006. "Guías para la calidad del agua potable (Recurso electrónico)". Primer apéndice a la tercera edición. Vol. 1. Recomendaciones. Organización Mundial de la Salud. Génova, Suiza. pág. 250-251, 258-259, 312-313, 362-363, 393-398.

ORTIZ B,I, Sanz G,J,Dorado V.M. 2007. Técnicas de recuperación de suelos contaminados, Confederación Empresarial de Madrid.

O'NEIL, P. 1995. "Arsenic". Heavy metals in soils. B. J. Alloway (ed.). 2nd edition. Blackie Academic and Professional. pp. 105-121.

PAGE, M.M., Page, C.L. 2002. Electroremediation of contaminated soils. *Journal of Environment Engineering*, 128: 208–219.

PAZOS, M., Sanromán, M. A., Cameselle, C. 2006. Improvement in electrokinetic remediation of heavymetal spiked kaolin with the polarity Exchange technique. *Chemosphere*, 62 (5): 817-822.

PETROVIC M, Barceló D. 2004. Seeking harmonisation in assessing sediments and dredged materials. Meeting report. *Trac-Trends Anal Chem*; 23 (8): 10 - 12.

PAEZ-Osuna, F.; Fong-Lee, Ma. de L.; Fernández-Pérez, H. 1983. "Comparación de tres técnicas para analizar Materia Orgánica en sedimentos. Nota Científica". *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM*. UNAM. (consultado en www.icmyl.unam.mx el 5 de mayo de 2005).

PENNINGROTH, S. 2010. *Essentials of toxic chemical risk: Science and society*. Taylor and Francis. Florida, p. 72.

PÁEZ-Osuna F., 2005 (a). Fuentes de metales en la zona costera marina, p. 329-342. In A V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto de Ecología, 696 p.

PÁEZ-Osuna F., 2005 (b). Efectos de los metales, p.343-360. In A V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2^{da} edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto de Ecología, 696 p.

Peters, R. W. 1999. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 66: 151-210.

PIANC (2009) "Dredged material as a resource – Options and constraints" Report N° 109 – 200

PLANT, J. A.; Kinniburgh, D. G.; Smedley, P. L.; Fordyce, F. M.; Klinck, B. A. 2004. "Arsenic and Selenium". En *Treatise on Geochemistry*. Vol. 9. pp. 17- 66.9

PRUELL R.J., B. K. Taplin, D. G. McGovern, R. McKinney and S. B. Norton 2000. Organic contaminant distributions in sediments, polychaetes (*Nereis Virens*) and American lobster (*Homarus americanus*) from a laboratory food chain experiment. *Marine Environmental Research*, 49: 19-36.

REID B. J.K.C. Jones and K. T. Semple 2000. Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments-a perspective on mechanisms, consequences and assessment. *Environmental Pollution*, 108: 103-112 pp.

RIBA I, Del Valls TA, Forja JM, Gómez-Parra A. 2004. The influence of pH and Salinity values in the toxicity of heavy metals in sediments to the estuarine clam "*Ruditapes philippinarum*". *Environ Toxicol Chem*; 23(5):1100–1107.

RINCÓN J., L. Barajas. 1994. Del vidrio egipcio a los vitrocerámicos: Le ganan al calor y al tiempo. *Suplemento de Ecología de El Independiente*, México

RISER R. E. 1998. Remediation of petroleum contaminated soils. Lewis Publishers. 542 pp.

RODRÍGUEZ, J. J. e Irabien A. 1999. Los Residuos Peligrosos: caracterización, tratamiento y gestión. Editorial Síntesis, S.A. España.

ROMEROM., Rincón J. 1999. Vidrios y vitrocerámicos a partir de residuos tóxicos y peligrosos (RTP). *Revista Ibérica, Actualidad Tecnológica* 79, 420, Junio, 302- 305.

ROY, A; Eaton, H; Cartledge, F; Tittlebaum, M. 1992. Solidification/stabilization of hazardous waste: Evidence of physical encapsulation. *Environmental Science and Technology*; 26(7):1349-1353.

RUBIO, R.; Ure, A. M. 1993. "Approaches to sampling and sample pretreatments for metal speciation in soils and sediments". *International Journal Analytical Chemistry*. Vol. 51. pp. 205-218.

RZEDOWSKI, J. 1972c. Contribuciones a la fitogeografía florística e histórica de México. III. Algunas tendencias en la distribución geográfica y ecológica de las Compositae mexicanas. *Ciencia (México)* 27: 123-132.

RZEDOWSKI, J. 1979. Flora fanerogama del valle de México. De. Continental. México. P 15 - 41 pp.

SALOMONS, W. 1995. "Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention". *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 52. pp. 5-23.

SALOMONS, W.; de Rooij, N. M.; Kerdijk, H.; Bril, J. 1987. "Sediments as a source of contaminants" *Hydrobiologia*. Vol. 149. pp. 13-30.

SANTILLAN, D. J. 2009. Tesis de Licenciatura "Evaluación geoquímica de los suelos superficiales de la zona alta en la poligonal de los vecinos organizados de Santa Rosa Xochiac, México, D. F.", Facultad de Estudios Superiores Aragón, UNAM.

SEAMAN, J. C, Arey, J. S., and Bertsch, P. M. 2001. Immobilization of nickel and other metals in contaminated sediments by hydroxyapatite addition. *Journal of Environmental Quality*, 30: 460-469.

SECRETARIA DE OBRAS Y SERVICIOS DEL DISTRITO FEDERAL. 2005. Disponible en <http://www.alamedaoriental.df.gob.mx/historia/index.html>

SEMPLE, K.T., B.J. Reid y T.R. Fermor 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environ. Pollution* 112: 269-283.

SEMARNAT. 1996a. NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Consultada en <http://www.semarnat.gob.mx> el 7 de octubre de 2010.

SEMARNAT. 1996a. NOM-052-ECOL-1996, que establece las características, el

procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. Consultada en <http://www.semarnat.gob.mx> el 7 de octubre de 2010.

SINGH, A. K.; Hasnain, S. I.; Banerjee, D. K. 1999. "Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River a tributary of the lower Ganga, India". *Environmental Geology*. Vol. 39, No. 1. pp. 90-98.

SMEDLEY, P.L.; Kinniburgh, D. G. 2002. "A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters". *Applied Geochemistry*. V. 17. pp. 517-568.

SMITH, L. A., Means, J. L., Chen, A., Alleman, B., Chapma, C. C., Tixier Jr., J. S., Brauning, S. E., Gavaskar, A. R., and Royer, M. D. 1995. *Remedial Option for Metals-Contaminated Sites*. Lewis, Boca Ratón, FL.

TEJADA, M., and González, J. L. 2005. Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. *European Journal of Agronomy*, 23: 336-347.

TESSIER; A.; Rapin, F.; Carignan, R. 1985. "Trace metals in oxic lake sediments: possible adsorption onto ironoxihydroxides". *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol. 49. pp. 183-194.

THOMAS, G. W. 1996. "Soil pH and soil acidity". En *Methods of soil analysis*. Part 3. Chemical Methods. Sparks, D. L. (ed.). Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Ma.Wi. pp. 475-490.

Thompson M. and Walsh J.N. 1989. *A handbook of Inductively Coupled Plasma Spectrometry*. Blackie, G.B., 273 pp.

TOLEDO O. A. 2005. Marco Conceptual: caracterización ambiental del Golfo de México, 25-52 pp. In A.V. Botello, J. Rendón-von Osten G., Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.) *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias*, 2da edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 pp.

USEPA. 1996. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges and soils. Consultado en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf> el 19 de febrero de 2011.

USEPA. 1998. Method 7060A: Arsenic (Atomic Absorption, Furnace Technique). Consultado en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf> el 20 de febrero de 2011.

USEPA). 2001. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report. 10th Edition. Office of Solid Waste and Emergency Response. Consultado en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf> el 21 de febrero de 2011.

Van Benschoten, J. E., Matsumoto, R. R., and Young, W. H. 1997. Evaluation and analysis of soil washing for seven lead-contaminated soils. *Journal of Environment Engineering* (ASCE), 123 (3): 217-224.

VAN DEUREN, J., Z. Wang, Z. y J. Ledbetter 1997. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide. 3ª Ed. Technology Innovation Office,

VÁZQUEZ G. F. and Virender K. Sharma 2004. Major and Trace. Elements in sediments of the Campeche Sound, southeast Gulf of México, Marine. *Pollution Bulletin*. 48: 87 – 90 pp.

VERRHIEST G., B. Clément and G. Blake 2001. Single and combined effects of sediment-associated PAHs on three species of freshwater macroinvertebrates. *Ecotoxicology*, 10: 363-372 pp.

VOLKE S. T., *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. INE-SEMARNAT, 2002, 64 pp.

Wenzel, W. W., and Jockwer, F. 1999. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. *Environmental Pollution*, 104 (1): 145-155.

WITTMANN, G. T. W. 1979. "Toxic Metals". En *Metal Pollution in the aquatic environment*. Förstner y Wittmann (eds). Springer-Verlag. Berlin. pp. 3-70

WOOD S.A., 1998. Solubility of ore minerals and complexation of ore metals in hydrothermal solutions. En: Richards J. P. y Larson P. B editors. *Techniques in hydrothermal ore deposits geology*. Society of economic Geologists, INC. *Reviews in Economic Geology*. 10:33- 80

ZHOU, L. X., and Wong, J. W. C. 2001. Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *Journal of Environmental Quality*, 30: 878-883.

ANEXO I

ANEXO I

Tabla A

Límites máximos permisibles para arsénico y metales pesados (NOM-001-SEMARNAT-1996)

Parámetro (Concentración Total, mg/l)	Límites máximos permisibles para arsénico y metales pesados de acuerdo con la NOM-001-ECOL-1996																			
	Ríos						Embalses naturales y artificiales				Aguas costeras						Suelo			
	Uso en riego agrícola		Uso público urbano		Protección de la vida acuática		Uso en riego agrícola		Uso público urbano		Explotación pesquera, navegación y otros usos		Recreación		Estuarios		Uso en riego agrícola		Humedales naturales	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Plomo	0.5	1.0	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1.0	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1.0	0.2	0.4	5.0	10.0	0.2	0.4
Zinc	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0	10.0	20.0

P.D. = Promedio diario
P.M. = Promedio mensual
Fuente: SEMARNAT, 1996a.

TABLA B

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA LOS CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A LOS SISTEMAS DE ALCANTARILLADO URBANO O MUNICIPAL (NOM-002-SEMARNAT-1996)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES			
PARÁMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique otra)	Promedio Mensual	Promedio Diario	Instantáneo
Grasas y Aceites	50	75	100
Sólidos Sedimentables (mililitros por litro)	5	7.5	10
Arsénico total	0.5	0.75	1
Cadmio total	0.5	0.75	1
Cianuro total	1	1.5	2
Cobre total	10	15	20
Cromo hexavalente	0.5	0.75	1
Mercurio total	0.01	0.015	0.02
Níquel total	4	6	8
Plomo total	1	1.5	2
Zinc total	6	9	12

TABLA C

**LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA LOS CÓNSTITUYENTES TOXICOS EN
ELEXTRACTO PECT (NOM-052-SEMARNAT-2005)**

No. CAS ¹	Contaminante	LMP ² (mg/L)
CÓNSTITUYENTES INORGÁNICOS (METALES)		
7440-38-2	Arsénico	5.0
7440-39-3	Bario	100.0
7440-43-9	Cadmio	1.0
7440-47-3	Cromo	5.0
7439-97-6	Mercurio	0.2
7440-22-4	Plata	5.0
7439-92-1	Plomo	5.0
7782-49-2	Selenio	1.0