



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

Evaluación de la concentración de cinco metales pesados en la columna de agua y en tres especies de macrofitas acuáticas: flotantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*) y sumergida (*Ceratophyllum demersum*) presentes en el lago de Xochimilco.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO

P R E S E N T A N:

Guerrero Vico Ricardo
Tapia Origel Fabiola

Director de Tesis: Biol. Raúl Arcos Ramos



México, D. F.

2008



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIA

A mis padres:

Maximina Vico Barona y Martin Dolores Guerrero Avila (Meiden), por todo el apoyo incondicional mostrado durante mi formación como ser humano y académico, por lo mucho o poco que me han dado, pero principalmente por el cariño, comprensión y paciencia. Quiero reconocer que este logro en particular es en realidad, un logro familiar. Los quiero mucho PAPAS.

A mis carnales:

Laura Guadalupe Guerrero Vico y Raúl Guerrero Vico, de los cuales me siento muy orgulloso por compartir una vida juntos.

A mi cuñada y a mi sobrino:

Patricia Caballero Cabrera y Diego Alonso Guerrero Caballero, por brindarme su apoyo y cariño en todo momento.

AGRADECIMIENTOS

Al Biól. Raúl Arcos Ramos, por su apoyo y paciencia. Pero sobre todo por esas charlas amistosas, los consejos y "regaños".

M. en C. Lourdes Castillo Granada, por su apoyo incondicional en la etapa de la cuantificación de metales pesados y el tiempo dedicado, gracias.

A mis sinodales:

Dra. Alejandrina Graciela Ávila Ortiz, por su orientación y sus aportaciones a este trabajo.

M. en C. Armando Cervantes Sandoval, por echarme la mano en lo estadístico ser parte de la banda pambolera,

Biól. Ma. De los Ángeles Galván Villanueva, por los consejos brindados, el apoyo en la talacha de los datos que fueron de mucha ayuda para enriquecer este trabajo.

Biól. Aída Zapata Cruz, por sus comentarios vertidos que fueron de gran ayuda.

A toda mi gente, progenie y mi prole, con los que pase momentos alegres dentro y fuera de la fes; el orden de los factores no altera el producto así es que no se pongan de nenas. Jorge (longifloro 1), Valdito (mi sangre, etc.), Diana (madrina), Luz (gracias por el apoyo y comprensión que me brindas y por compartir conmigo bellos momentos), cof, cof. En que estábamos.... A... si, Álvaro (jaivaro), Oswaldo (gigoló), Francisco (Cuachente), Iván (galactosa), Francisco (paco), Noe (longifloro 2), Berenice (bere-bere), Anita (Anita pestañas), Karen (ijole...no se), Enrique (chito), Liliana (guarachera), Sara (sarita), Mirella, Eduardo (lalo), Ulises (hule), (Enrique (Hinojosa), Cristian. Alba (nabora), Pedro (pit-forest), Carlos (desertor Qfo), Omar (polo-polo), Rodrigo, Abigail (chica maxim), Sinhue (mi chamaco), Elia, Israel (hígado), José (guero), Daniel (cahuil), Sandra, Fany, Fabiola, Israel y a todos los que en este momento se me olvidan....

.....GRACIAS.....

INDICE DE CONTENIDO

1. RESUMEN	1
2. INTRODUCCIÓN	2
3. MARCO TEORICO	4
3.1.Importancia de la calidad del agua	4
3.1.1.Transparencia y profundidad	5
3.1.2.Temperatura	5
3.1.3.Conductividad eléctrica	6
3.1.4.pH	6
3.1.5.Oxigeno disuelto (O₂)	6
3.1.6.Demanda Bioquímica de Oxigeno (DBO)	7
3.1.7.Demanda Química de Oxigeno (DQO)	7
3.1.8. Dióxido de Carbono (CO₂)	7
3.2. METALES PESADOS	8
3.2.1.Cromo (Cr)	9
3.2.1a. Fuentes industriales	9
3.2.1b. Toxicidad	10
3.2.2. Plomo	10
3.2.2a. Fuentes industriales	10
3.2.2b. Toxicidad	11
3.2.3. Cadmio	11
3.2.3a. Fuentes industriales	11
3.2.3b. Toxicidad	12
3.2.4. Zinc (Zn)	12
3.2.4a. Fuentes industriales	12
3.2.4b. Toxicidad	12
3.2.5. Hierro (Fe)	13
3.2.5a. Toxicidad	13
3.3. MACROFITAS ACUÁTICAS	13
3.3.1. Tipos de macrofitas acuáticas	14
3.3.2. <i>Eichhornia crassipes</i> (Mar.) Solms in DC.	15

3.3.3. <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	16
3.3.4. <i>Pistia stratiotes</i> L.	17
3.3.5. Toxicidad de metales pesados en la macrofitas	18
3.3.6. Interacción metal-organismo	18
3.4. ESPECTROSCOPIA DE ABSORCIÓN ATÓMICA (AA)	20
3.4.1. Teoría de absorción atómica y emisión atómica	20
4. ANTECEDENTES	21
5. PROBLEMÁTICA	24
6. JUSTIFICACIÓN	26
7. ZONA DE ESTUDIO	28
7.1. Hidrobiología	28
7.2. Edafología	29
7.3. Vegetación	29
7.4. Fauna	30
8. HIPOTESIS	31
9. OBJETIVO GENERAL	31
9.1. Objetivos particulares	31
10. METODOS	32
10.1. Selección de los sitios de monitoreo	32
10.2. Trabajo de campo	32
10.3. Trabajo de laboratorio	32
10.4. Trabajo de Gabinete	33
10.5. Diagrama de flujo general	34
11. RESULTADOS	35
12. ANALISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	39
12.1a Transparencia y Profundidad	39
12.1b Temperatura	42
12.1c pH	45
12.1d Conductividad Eléctrica a 25°C	48
12.1e Oxígeno Disuelto	51
12.1f Dióxido de Carbono	54

12.1g DBO	57
12.1h DQO	60
12.2 Metales pesados disueltos y particulados	63
12.3 Metales pesados en macrofitas acuáticas	68
12.4 Análisis de componentes principales para metales pesados en sus dos fracciones (disueltos y particulados), y parámetros físicos y químicos.	74
12.5 Análisis de componentes principales en macrofitas acuáticas y metales pesados.	75
13. CONCLUSIONES	78
14. RECOMENDACIONES	79
15. Referencias bibliográficas	80
16. ANEXOS	91
16.1 Metales pesados en agua	91
16.2 Metales pesados en macrofitas acuáticas	91
16.3 Determinación del bióxido de carbono (CO₂)	92
16.4 DBO	92
16.5 DQO	93
16.6 SITIOS DE MONITOREO EN EL LAGO DE XOCHIMILCO	94
16.6a APATLACO (Zona agrícola)	94
16.6b CUEMANCO (Vertido de aguas tratadas de la planta Cerro de la Estrella)	94
16.6c Asunción (Zona urbana)	95
16.6d TRANCATITLA (Zona de transición urbano-agrícola)	95
16.7 FOCOS DE CONTAMINACIÓN	96
16.7.a Actividad ganadera	96
16.7.b Tiraderos de basura en las chinampas y canales	96
16.7.c Aportes de contaminación	97
16.7.d Vertidos indirectos por la actividad agrícola	97

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

Figura 1. <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms in DC.	16
Figura 2. <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	16
Figura 3. <i>Pistia stratiotes</i> L.	17
Figura 4. Zona de estudio.	28
Cuadro 1. Parámetros medidos en campo.	32
Cuadro 2. Parámetros medidos en el laboratorio.	33
Cuadro 3. Comportamiento de los parámetros físicos y químicos en superficie y fondo.	35
Cuadro 4. Concentración (mgL^{-1}) de metales disueltos en fondo.	36
Cuadro 5. Concentración (mgL^{-1}) de metales particulados en fondo.	36
Cuadro 6. Concentración (mgL^{-1}) de metales disueltos en superficie.	37
Cuadro 7. Concentración (mgL^{-1}) de metales particulados en superficie.	37
Cuadro 8. Concentración promedio (mgKg^{-1}) de metales pesados en raíz de las diferentes especies.	38
Cuadro 9. Componentes principales de Lirio en Raíz.	38
Cuadro 10. Componentes principales de lechuga en Raíz.	38
Cuadro 11. Componentes principales de cerato en Raíz.	38

ÍNDICE DE GRAFICAS

Grafica 1. Variación promedio de la transparencia en los diferentes sitios de monitoreo.	39
Grafica 2. Variación promedio de la profundidad en los diferentes sitios de monitoreo.	40
Grafica 3. Variación temporal de Transparencia y Profundidad en los diferentes sitios de monitoreo.	41
Grafica 4. Variación promedio de la temperatura en los diferentes sitios de monitoreo.	42
Grafica 5. Variación de la temperatura en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	43
Grafica 6. Variación temporal de la temperatura del agua en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	44
Grafica 7. Variación promedio del pH en los diferentes sitios de monitoreo.	45
Grafica 8. Variación del pH del agua en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	46
Grafica 9. Variación temporal del pH del agua en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	47
Grafica 10. Variación promedio de la conductividad eléctrica a 25°C en los diferentes sitios de muestreo.	48
Grafica 11. Variación de la conductividad eléctrica a 25°C en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	49
Grafica 12. Variación temporal de la conductividad eléctrica a 25°C en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	50
Grafica. 13. Variación promedio del oxígeno disuelto en los diferentes sitios de monitoreo.	51
Grafica 14. Variación del oxígeno disuelto en superficie y fondo en los diferentes sitios de muestreo.	52
Grafica 15. Variación temporal del oxígeno disuelto en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	53
Grafica 16. Variación promedio del dióxido de carbono en los diferentes sitios de monitoreo.	54
Grafica 17. Variación del Dióxido de Carbono en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	55

Grafica 18. Variación temporal del Dióxido de Carbono en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	56
Grafica 19. Variación promedio de la DBO en los diferentes sitios de monitoreo.	57
Grafica 20. Variación de la DBO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	58
Grafica 21. Variación temporal de la DBO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	59
Grafica 22. Variación promedio de la DQO en los diferentes sitios de monitoreo.	60
Grafica 23. Variación de la DQO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	61
Grafica 24. Variación temporal de la DQO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.	62

1. RESUMEN

El nivel de contaminación de los cuerpos acuáticos alcanza niveles alarmantes, en la actualidad no existe una cuenca importante libre de residuos contaminantes, ya que es una práctica frecuente disponer en toda clase de desechos urbanos, agrícolas e industriales.

El objetivo de este trabajo consiste esencialmente en la evaluación de metales pesados tanto disueltos y particulados (Cd, Cr, Pb, Zn y Fe) por absorción atómica de flama y la determinación de parámetros como el oxígeno disuelto (O_2); dióxido de carbono (CO_2); temperatura; conductividad eléctrica; pH, demanda bioquímica de oxígeno (DBO); demanda química de oxígeno (DQO); para poder así establecer la calidad del agua dentro del lago de Xochimilco según la NOM-001-ECOL-1996, para aguas de uso de riego agrícola. Se cuantificaron las concentraciones de metales pesados en macrofitas acuáticas., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in DC., *Ceratophyllum demersum* L., y *Pistia stratiotes* L. en raíz, tallo y hoja. Los sitios de monitoreo se eligieron según el tipo de descargas que estos reciben en: Cuemanco; canal receptor de agua residual tratada, Apatlaco; zona agrícola, Trancatitla; zona de transición agrícola-urbana y Asunción; zona urbana. Con base en los resultados obtenidos, el lago de Xochimilco presenta una alteración en los cuatro sitios de monitoreo, los cuales pueden llegar a modificar la biota en un corto periodo de tiempo. Esto se ve reflejado en los bajos niveles de oxígeno disuelto y elevadas concentraciones de dióxido de carbono en fondo, manifestando que es la zona trofolitica donde se presenta una elevada actividad. Parámetros como la DBO, DQO y pH rebasan los límites establecidos por la NOM-001-ECOL-1996, indicando que el sistema presenta una elevada carga de materia orgánica de fácil degradación. Se puede establecer que los metales disueltos y particulados, no rebasan los límites máximos permisibles, NOM-001-ECOL-1996, pero si para los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CECA), sin embargo, las concentraciones de los metales particulados se vieron más incrementadas que los disueltos, por la gran cantidad de materia orgánica del sistema. La especie que presentó una mayor acumulación para Zn con 119.52 mgKg^{-1} y Cd con 41.03 mgKg^{-1} fue *Eichhornia crassipes*, mientras que para Pb con 29 mgKg^{-1} y Cr con 28.56 mgKg^{-1} en *Pistia stratiotes*.

2. INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos más importantes para mantener el equilibrio de los ecosistemas. Sin ella no sería posible la vida en nuestro planeta. El deterioro de la calidad del agua de ríos, acuífero, embalses y zonas costeras originado por las descargas de aguas residuales sin tratamiento adecuado, limita las oportunidades de su aprovechamiento y provoca la contaminación de otros recursos naturales. El agua se utiliza mayormente como elemento indispensable en la dieta de todo ser vivo y está es uno de los pocos elementos sin los cuales no podría mantenerse la vida. Por todo esto el agua ofrece grandes beneficios para el ser humano.

En la década de los cincuentas, debido al rápido crecimiento demográfico y la excesiva extracción de agua, la situación del Lago de Xochimilco se volvió crítica, al acelerarse el proceso de desecación de los pozos del lago. Frente a este hecho el Departamento del Distrito Federal estudio la forma de restituir parte o el total del agua extraída, y adopto la medida de abastecer a la región con aguas residuales tratadas; sin embargo, este tipo de aguas ha provocado cambios muy significativos en el ecosistema; debido a que el tratamiento que recibe no es muy eficiente para eliminar ciertos componentes químicos y biológicos, los cuales aparentemente son transportados por las aguas desde su origen, o bien, son incorporados durante su recorrido debido a los asentamientos humanos e industriales que vierten sus residuos a dicho lago ([Arcos y Cabrera 1996](#)).

La sociedad moderna ha dado un uso intensivo al agua tal que cada persona produce más de 100 litros de agua contaminada diariamente, la cual al ser descargada en cuerpos receptores se ven incrementados los riesgos en la salud, llevando consigo una baja en la calidad de vida en la población, ya que sobrepasa la capacidad natural para que exista una autopurificación.

Todo lo que queda del Lago de Xochimilco son una serie de canales rodeados por áreas agrícolas alimentadas por aguas negras tratadas ([Olvera 2004](#)). Es por ello que en la actualidad presenta una difícil problemática que afecta a todos los ámbitos en general y principalmente a la ecología de la región.

Las aguas residuales son aquellas que se canalizan en los núcleos urbanos generados por el uso doméstico (inodoros, fregaderos, lavabos, baños) y que pueden contener, además, algún residuo de los arrastres por lluvia o ingresos directos o por actividades industriales urbanas. Las descargas de agua residual tratada varían en su contenido de acuerdo a los focos de contaminación, entre los principales contaminantes se encuentran los metales pesados que eventualmente están asociados con material particulado. Se han realizado estudios para depurar a este tipo de aguas y han sido empleadas las macrofitas acuáticas por la gran adaptabilidad a éstos, ([Cardwell et. al. 2002](#)), como un tratamiento secundario para remover metales pesados principalmente ([Miretzky et. al. 2004](#)). Las macrofitas acuáticas han sido consideradas por varios autores como una plaga debido a su rápido crecimiento, ya que en ocasiones llegan a invadir lagunas, generando varios problemas. Sin embargo cuando este tipo de plantas se manejan adecuadamente, su poder de proliferación, su capacidad de absorción de nutrientes, contaminantes orgánicos e inorgánicos y la bioacumulación de otros compuestos del agua la convierten en una herramienta útil en el tratamiento de aguas residuales ([Tecnologías ambientales para el desarrollo sustentable ISBN 968-7213-63-9](#)), donde los compuestos presentes en el agua se absorben e incorporan dentro de la estructura de las plantas acuáticas logrando remover la contaminación del agua y favoreciendo la restauración de la calidad de la misma, a pesar de esto, su biomasa puede ser aprovechada como fuente de energía, forraje y fibra siempre y cuando existan monitoreos en un corto periodo de tiempo ([Núñez et. al. 2004](#)). La importancia de realizar este proyecto es evaluar y establecer la relación de la concentración de los metales pesados Cd, Cr, Pb, Zn y Fe en la columna de agua con respecto a tres especies de macrofitas acuáticas: lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), cerato (*Ceratophyllum demersum*) y lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) presentes en el lago de Xochimilco.

3. MARCO TEORICO

3.1 IMPORTANCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA

El agua cubre aproximadamente el 75% de la superficie terrestre; es fundamental para los procesos tanto ambientales como sociales y es indispensable para el surgimiento y desarrollo de la vida, ([Mazari, 2005](#)).

El agua de los mares y de los ríos se ha empleado habitualmente como medio de evacuación de los residuos humanos. Los ciclos biológicos del agua aseguran la reabsorción de estos desperdicios orgánicos reciclables, ([San Martín, 2001](#)), sin embargo, pesticidas, desechos químicos, metales pesados, residuos radiactivos, etc., se encuentran presentes al analizar las aguas de los más remotos lugares del mundo. Muchos sistemas acuáticos están contaminados hasta el punto de hacerlos peligrosos para la salud humana y dañinas para la vida, ([Echarri, 1998](#)), principalmente por desechos provenientes de las industrias, comercios y desarrollo urbano; ocasionando que el sistema se vuelva eutrófico ([Maurizi y Poillon, 1991](#)).

La contaminación del agua puede ser definida como la adición de sustancias inconvenientes a ese líquido lo cual disminuye su valor para el hombre. Las aguas contaminadas tienen un límite de consumo para ser utilizado en riego debido a que existen agentes tóxicos que entran al sistema ([Miukoff y Baker, 2004](#)), pueden ser partículas sólidas, líquidas, gaseosas o mezclas de estas formas, ([Curtidor, 1999](#)).

En términos generales, los contaminantes del agua son: microorganismos patógenos, desechos orgánicos, sustancias químicas inorgánicas, nitratos y fosfatos, compuestos orgánicos, sedimentos y materiales suspendidos, sustancias radiactivas, y contaminación térmica, ([Echarri, 1998](#)).

Entre las propiedades físicas y químicas del agua de mayor importancia, están: Transparencia, Profundidad, Temperatura, Conductividad Eléctrica, Potencial de hidrógeno (pH), Conductividad, Profundidad, O₂, DBO, DQO, CO₂, ([Tebbutt., 1990](#); [Gómez et. al. 2004](#)).

La capacidad de autodepuración de los cuerpos de agua es una información fundamental para la evaluación de los impactos ambientales. La definición de la calidad del agua suele basarse en la medición conjunta de distintos parámetros ([Sandia, 1995](#)).

3.1.1 Transparencia y Profundidad

En un sistema acuático es fundamental el estudio de estos parámetros, ya que los valores bajos o color, indican la presencia de materia orgánica implicando una inadecuada operación en el tratamiento, presentándose además partículas inorgánicas principalmente en aguas subterráneas, favoreciendo así el crecimiento bacteriano. Tanto la transparencia como el color pueden estar determinados por la presencia de sólidos en suspensión, los cuales absorben la radiación solar, de modo que hay una disminución de la actividad fotosintética por la vegetación acuática; cabe mencionar que la importancia que tiene la determinación a través del disco de Secchi, es que indica el grosor de la zona de incidencia lumínica, es decir la zona eufótica, en la cual se efectúa los procesos fotosintéticos (Lind 1985). Del mismo modo la importancia de la **profundidad** radica en que esta, al ser un parámetro importante dentro de la morfología de un lago, ejerce efectos en el comportamiento de la mayoría de los parámetros tanto físicos, químicos y biológicos en el sistema. Con base a la profundidad podemos conocer tanto su origen, así como el grado de eutrofización de un lago, ya que diversos autores relacionan a los lagos profundos como lagos oligotróficos y a los poco profundos como lagos eutróficos (Wetzel, 1981).

3.1.2 Temperatura

Esta influye en la solubilidad de los gases (O_2), aumentando en general la de las sales y acelera la velocidad de las reacciones del metabolismo; en tanto, la transparencia depende de la cantidad de material en suspensión y colorantes que se encuentren en el agua, los que proceden del sedimento y son arrastrados hacia el cuerpo de agua o de la actividad biológica de este último. La temperatura y la luz son dos de los factores que determinan los procesos de fotosíntesis en los productores primarios, que dependen a su vez de la latitud y la ubicación de algún cuerpo de agua en cuestión, refiriéndose esto último a procesos de circulación, renovación de masas de agua o de confinamiento, advección y mareas (de la Lanza, 1990).

3.1.3 Conductividad eléctrica

Es una expresión numérica de la capacidad de una solución para conducir una la eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su solubilidad, de su valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición. En el agua pura la conductividad es muy baja, el agua natural tiene iones en disolución y su conductividad es mayor y proporcional a la cantidad y características de estos electrolitos; por esta razón usan los valores de conductividad como índice aproximado de concentración de solutos.

3.1.4 pH

Este parámetro tiene una gran influencia en los procesos químicos de la transformación de los componentes del agua al ser la forma más utilizada para expresar la concentración del ión hidrónico, ya que refleja la mineralización del agua y está influido por la producción primaria ([Asistencia Técnica para la actualización limnológica de embalses, 2002](#)); La importancia del pH en sistemas acuáticos se debe a que éste puede reflejar cambios en la actividad biológica y en la naturaleza química de las aguas, así como contaminación. El efecto más importante sobre las variaciones de pH es incluso sobre la toxicidad de algunos compuestos por su grado de disociación (por ejemplo amoníaco, ácido cianhídrico y ácido sulfhídrico), además de algunos metales contenidos en agua y sedimentos que se solubilizan por variaciones del pH y se convierten en compuestos tóxicos ([de la Lanza, 1990](#)).

3.1.5 Oxígeno disuelto

Es una medida en el agua expresada normalmente en ppm., la cantidad de oxígeno disuelto depende de la actividad física, química y biológica del sistema; el análisis de este parámetro es una prueba clave en la contaminación de agua, empleándose como factor importante y control del proceso de tratamiento de aguas residuales, ([Echarri, 1998](#)). La concentración del oxígeno disuelto muestra variaciones estacionales, como resultado de las condiciones ambientales, biológicas y de contaminación. El límite mínimo, ecológicamente

hablando, depende del medio (dulce acuícola, salobre o marino); en aguas dulces debe ser de 3.5 a 5.0 mg l⁻¹ (de la Lanza, 1990). La disminución del oxígeno dentro de un sistema se debe principalmente al proceso de degradación de materia orgánica, reduciendo su capacidad de depuración. Cuando se ha consumido todo el oxígeno disuelto, la degradación se torna anaeróbica, desapareciendo la vida animal y apareciendo compuestos típicos de la putrefacción, generalmente mal olor (Gilbert, 1991).

3.1.6 DBO

Se refiere a la cantidad de oxígeno necesario para la degradación de materia orgánica de un desecho en disolución acuosa, por tanto si la DBO es alta indica contaminación y mala calidad de agua. La sustancia más común que el oxígeno disuelto en agua oxida, es la materia orgánica de origen biológico proveniente de material vegetal y residuos de animales (Baird, 2001); sin embargo, con las actividades antropogénicas varía la calidad y cantidad del material orgánico (de la Lanza, 1990) y conforme se va acumulando, estimula la producción bacteriana cambiando la composición química, la estructura y funciones del agua y de los sedimentos (Buschmann, 2001).

3.1.7 DQO

Manifiesta la cantidad de oxígeno que se necesita para la oxidación química de la materia orgánica contenida en el agua; guarda una buena relación con la DBO; sin embargo la DQO no diferencia entre materia biodegradable y el resto, y no suministra información sobre la velocidad de degradación en condiciones naturales (Espriella y Ramírez, 1997). Este parámetro indica el contenido de materia orgánica y otras sustancias reductoras, se caracteriza por medir la cantidad de consumo de un oxidante químico (dicromato o permanganato), por las materias oxidables contenidas en el agua. La determinación de la DQO se utiliza para medir la materia orgánica en aguas residuales industriales o municipales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica.

3.1.8 Dióxido de carbono (CO₂)

Es fuente primordial de carbono para la fotosíntesis de algas y plantas vasculares acuáticas; esta utilización esta balanceada por la producción de CO₂ debida a la respiración de la mayoría de los organismos y la entrada del mismo por medio del agua proveniente de la atmósfera (Contreras, 1994). Por otra parte el CO₂ es un producto final de la descomposición que tiene lugar durante los procesos respiratorios de plantas y animales así como por el metabolismo de bacterias, además de ser la fuente primordial de carbono para la fotosíntesis de algas y plantas vasculares acuáticas (Figuerelo y Marino 2001).

3.2 Metales pesados

Los metales forman parte de las rocas, suelos, sedimentos y agua; los metales pesados y son aquellos que tienen una densidad mayor o igual a 6g/cm³, (Bautista, 1999) y que en general cuando se encuentran en concentraciones por encima de determinados límites logran producir efectos negativos en la salud humana, flora o fauna (NOM-001-ECOL-1996) ya que no se pueden degradar por medios naturales y tienden a bioacumularse en el organismo (Celis, 2005). A los metales en ambientes acuáticos se les puede encontrar en diferentes formas por ejemplo, disuelto como iones libres o formando complejos, participando como precipitado inorgánico de alto peso molecular, absorbido o mezclado en los sedimentos o incorporado dentro de la biomasa de organismos vivos, el metal particulado llega rápidamente incorporándose a la materia particulada suspendida en la columna de agua (Demanyo, 1978 y Lara 2003). Muchos de estos elementos son micronutrientes necesarios para la vida como el hierro (que puede ser tóxico pero afortunadamente se encuentran en formas químicas no solubles y es difícil que los seres vivos lo asimilen) (Kamal *et. al.* 2004) el cobre y el zinc; otros elementos como el cromo, el plomo y el cadmio no tienen una función conocida y son tóxicos (Martínez, 2000) cuando por motivos naturales o por la acción del hombre se acumulan en los suelos, las aguas o los seres vivos.

Conviene por lo tanto, distinguir entre metales esenciales y los no esenciales. Los primeros tienen como función química formar parte de moléculas esenciales como proteínas, enzimas o factores metabólicos. En la naturaleza

se presentan en una mezcla de diferentes metales en proporciones variables, su interacción a nivel de membranas biológicas puede conducir, tanto a efectos sinérgicos (donde la presencia de un metal promueve la bioacumulación de otro), como antagónicos (donde el efecto de la concurrencia de dos metales es disminuir la concentración del primero), (Lara, 2003). Generalmente en zonas agrícolas se ha propiciado que en sus suelos la concentración de metales pesados se vea incrementado por el empleo intensivo de agroquímicos y el riego con aguas residuales, (García *et. al.* 2000).

3.2.1 Cromo (Cr)

Es un elemento blanco azulado, muy duro; pertenece al grupo VI B de los elementos de transición, su número atómico es 24, tiene un peso atómico de 51.996 y sus valencias son +2, +3 y +6, que es su máximo estado de oxidación; los compuestos de cromo (VI) son generalmente agentes oxidantes que se reducen con facilidad al estado +3, el más estable. El estado de oxidación +2 es muy reductor y se oxida con facilidad al estado +3 (Hawley, 1993). El cromo hexavalente es más tóxico que el trivalente, éste último se encuentra en la cromita pero al entrar en contacto con el oxígeno del aire, se oxida y se convierte en Cr^{+6} ; finalmente forma compuestos ácidos y sales de cromo (Albert, 1995). El cromo es utilizado en la fabricación de accesorios de motor, en el cromado de partes adornantes y protectoras de automóviles (Pérez, 2002) y puede pasar al suministro de agua a través de los desechos industriales (APHA AWWA WPCF, 1996).

3.2.1a. Fuentes industriales

Su utilización industrial se hace principalmente con el objetivo de obtener protección por el revestimiento de los metales, fines estéticos y decoración, cambios de color en varios tipos de materiales; además, es un agente importante en los procesos de curtido de pieles. El contenido de cromo en la superficie del suelo se debe a varias fuentes contaminantes, uno de los principales son los desperdicios industriales, por ejemplo, se produce en procesos de recubrimiento electrolítico y de manufacturados, así como en la

combustión del carbón, fabricación de colorantes, pigmentos y plaguicidas (Albert 1995).

3.2.1b Toxicidad

Aún cuando se sabe que el cromo inhalado provoca cáncer, el efecto por su consumo es aún desconocido. La toxicidad esta en función de su estado de oxidación, el cromo hexavalente es más tóxico, que el trivalente. Además el Cr^{+6} se absorbe más fácilmente a través del tracto gastrointestinal y puede atravesar las membranas celulares (Fergusson, 1990).

3.2.2 El Plomo (Pb)

Es un sólido gris blando, insoluble en agua, su número atómico es 82, y su peso atómico 207.19 (Hawley, 1993). Se encuentra en el grupo IV B de la tabla periódica, sus estados de oxidación son +2, +4, (Albert, 1995). El plomo es un metal pesado que fácilmente se acumula en los organismos a través de las cadenas tróficas (Verkleij et al., 1991). El plomo en un suministro de agua puede ser de origen industrial, minero y de descargas de hornos de fundición o de cañerías viejas de plomo, (APHA AWWA WPCF, 1996).

3.2.2a. Fuentes industriales.

El plomo en su forma natural tiene poca importancia como fuente de contaminación. Al contrario con el crecimiento de las actividades industriales las fuentes de contaminación con éste y otros metales han aumentado de forma importante. El plomo está presente en muy diversas actividades industriales, ya sea como componente de la materia prima, como es el caso de las industrias de baterías, pigmentos y cables, o como parte de los subproductos del proceso, como es el caso de la imprenta y el uso de la soldadura. Se utiliza principalmente en la producción de acumuladores e insecticidas, explosivos, reactivos químicos, soldaduras, aditivos antidetonantes para la gasolina, alfarería decorativa vidriada en hoja metálica y en cubiertas para proteger tuberías (Fergusson, 1990).

3.2.2b. Toxicidad del plomo

Las fuentes comunes de su ingestión son: la comida, el aire, el humo del tabaco y el empleo de lozas de barro vidriado. Este se considera como un veneno fuerte y acumulativo. Afecta a los sistemas hematopoyético y nervioso. Fácilmente llega a causar la muerte. Se puede ingerir durante varias semanas agua que contenga de 2 a 4 mgL⁻¹ sin presentar ningún síntoma, pero su empleo durante tres meses resultaría dañino. El consumo de 15 mgL⁻¹ durante varias semanas puede ser fatal. Concentraciones de 0.05 mgL⁻¹ se consideran fisiológicamente seguras para el hombre, pero en concentraciones tan bajas como 0.010 mgL⁻¹ son tóxicas para los peces. Como se considera que los lactantes son en su grupo los más sensibles, el valor guía de 0.01 mgL⁻¹ fue establecido con base en ellos ([Fergusson, 1990](#)).

3.2.3 El Cadmio (Cd)

Pertenece al grupo II B de la tabla periódica; su valencia es +2 y presenta un número atómico de 48 ([Hawley, 1993](#)). El cadmio es muy tóxico, y se le han atribuido algunos casos de intoxicación con alimentos. Se cree que cantidades muy pequeñas de cadmio podrían ser la causa de alteraciones adversas en las arterias renales. También causa todo tipo de cáncer en animales de laboratorio siendo relacionado epidemiológicamente con ciertos tipos de cáncer humano. El cadmio puede llegar al agua a través de vertidos industriales o por deterioro de tuberías galvanizadas ([APHA AWWA WPCF, 1996](#)).

3.2.3a. Fuentes industriales

El cadmio esta presente en las actividades industriales, ya sea como componente de la materia prima, como es el caso de las industrias de baterías y colorante, o como parte de los subproductos del proceso, como es al caso de la obtención del Zinc. En algunos casos está presente como materia prima, suele generar concentraciones ambientales muy elevadas. Industrialmente, se utiliza como agente antifriccionante, antioxidante y en aleaciones, también se usa en semiconductores, en las varillas de control para los reactores nucleares y en las bases de electrodeposición ([Sawyer y McCarty, 1978](#)).

3.2.3b. Toxicidad de cadmio

La ingesta diaria por vía oral es de 10 a 35 μgL^{-1} , el hábito de fumar también es una fuente adicional importante. Se ha demostrado que la ingestión cotidiana de agua con 0.047 μgL^{-1} , durante un largo periodo no provoca alteraciones. Concentraciones superiores a 37 μgL^{-1} son tóxicas para ciertos peces. Es peligroso para el ser humano a partir de 1 mgL^{-1} , por lo que se ha establecido un valor guía para el agua de consumo humano de 0.003 mgL^{-1} (Souza *et al.*, 1996).

3.2.4. El Zinc (Zn)

Pertenece al grupo II B de la tabla periódica, es un elemento metálico blanco brillante insoluble en agua, con número atómico 30, tiene un peso atómico de 65.37 y su valencia es de +2 (Hawley, 1993). El zinc es un elemento esencial para el crecimiento humano; sin embargo en concentraciones por encima de 5 $\mu\text{g/l}$ puede causar sabor amargo y opalescencia en aguas alcalinas. Generalmente la introducción del zinc al suministro de agua es por deterioro del hierro galvanizado deszincado del latón o por residuos industriales (APHA AWWA WPCF, 1996).

3.2.4.a. Fuentes industriales

Este se utiliza para galvanizar el hierro, la combinación del Zn con el acero forma un compuesto que protege al acero de la acción de ambientes corrosivos. El sulfuro de zinc se utiliza como emisor de luz de los tubos fluorescente (Fergusson, 1990).

3.2.4.b. Toxicidad del zinc

En los humanos es requerido entre 4 y 10 mgdía^{-1} según la edad y sexo. Proviene generalmente de alimentos, al parecer dosis superiores no tienen efectos en la salud. La OMS llegó a la conclusión que no es necesario establecer un valor guía basado en criterios sanitarios. No obstante, el agua para beber que contiene concentraciones superiores a 3 mgL^{-1} puede no ser aceptada por los consumidores, pues valores superiores a 5 mgL^{-1} le da un

sabor desagradable, apariencia iridiscente y produce una película grasosa cuando hierve (Souza *et al.*, 1996).

3.2.5 El Hierro (Fe)

Pertenece al grupo VIII, su número atómico es 26, su peso atómico 55.847 y sus valencias son +2 y +3 (Hawley, 1993). En condiciones reductoras, el hierro existe en estado ferroso. En ausencia de iones que forman complejos, el hierro ferrico no es significativamente soluble a menos que el pH sea muy bajo, al exponerlo al aire o al añadir oxidantes el hierro ferroso se oxida al estado ferrico y puede hidrolizarse para formar oxido ferrico hidratado soluble, (Domínguez, 1988). En agua el hierro puede estar en forma de solución autentica, en estado coloidal, en complejos inorgánicos u orgánicos de hierro o en partículas suspendidas relativamente gruesas. Puede estar en forma ferrosa, o en forma ferrica suspendida o disuelta (APHA AWWA WPCF, 1996).

3.2.5.a. Toxicidad del Hierro

El hierro es un Ion secundario, donde sus concentraciones pueden variar de μg a mgL^{-1} , es un elemento esencial que juega un papel importante en la hemoglobina, lo encontramos principalmente hidróxido ferrico, no es dañino ni toxico pero no es deseable por su coloración (Souza *et al.*, 1996)

3.3 Macrofitas acuáticas

Por otra parte las macrofitas acuáticas han sido consideradas como una plaga en sistemas enriquecidos con nutrientes, siendo estos hábitats dinámicos donde la presencia y abundancia de estas plantas en cualquier situación pueden cambiar las condiciones del sistema. La habilidad de colonizar el espacio disponible es esencial para la permanencia poblacional de la macrofita a largo plazo (Campers, 2003). Su rápida proliferación puede dificultar la navegación y amenazar el balance de la biota en los ecosistemas acuáticos, (Gutierrez *et. al.* 1997). La ecología y el uso práctico de estas especies ha sido detallado para su uso como un bioindicador tanto de metales pesados como del estado trófico de los diferentes sistemas (Klumpp *et. al.* 2002). Las macrofitas acuáticas en general tienen la capacidad de absorber metales pesados por la

raíz y tallos pequeños, considerándose viables para un monitoreo de metales pesados (Lewander *et al.* 1996). Su presencia en exceso indica que el cuerpo de agua en cuestión tiene un importante aporte de contaminantes, (Mangas, 2000; Homrich y Rubio 2003); así mismo, tienen una gran capacidad para remover y acumular diversos tipos de contaminantes (Samecka y Kempers, 1996). El fundamento consiste en que los compuestos presentes en el agua son absorbidos e incorporados a la estructura de las macrofitas acuáticas, logrando eliminar la contaminación del agua y favoreciendo la restauración de la calidad de la misma, (Martínez *et. al.* 2003). A pesar de esto su biomasa puede ser aprovechada como fuente de energía, forraje y fibra. Además de los procesos físicos de remoción que pueden ocurrir (sedimentación) las plantas acuáticas sirven como sustrato que ayudan a mantener la actividad microbiana la cual contribuye a la disminución de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) disminuyendo así el contenido de nitrógeno, fósforo, metales pesados y algunos compuestos orgánicos que la planta toma del medio, (Pedraza, 1994).

3.3.1 Tipos de plantas acuáticas

Con base en sus formas de vida, las plantas se clasifican en tres grupos:

- 1) Emergentes: en donde la raíz esta enterrada en los sedimentos y la parte superior se extiende hacia arriba de la superficie del agua. Sus estructuras reproductoras están en la porción aérea de la planta, por ejemplo el tule (*Thypa dominguesis*).
- 2) Flotantes que a la vez se subdividen en dos grupos:
 - Plantas de libre flotación (no fijas): sus tallos y hojas se desarrollan sobre la superficie del agua y sus raíces no están fijas en ningún sustrato, estas cuelgan de la columna de agua. Sus estructuras vegetativas y reproductivas se mantienen emergentes, lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).
 - Plantas de hoja flotante (fijas): tienen sus hojas flotando sobre la superficie del agua, pero sus raíces están fijas en los sedimentos, nenúfares (*Nymphaea elegans*).

- 3) Sumergidas: se desarrollan debajo de la superficie del agua o completamente sumergidas. Sus órganos reproductores pueden presentarse sumergidos, emerger o quedar por encima de la superficie de agua; cerato (*Cerathophyllum demersum*), (Núñez *et. al.* 2004), (Ardizzoni, 2004).

Las macrofitas acuáticas ocupaban antiguamente inmensas áreas de la cuenca de México; pero debido a la desecación de los lagos ha reducido su extensión a una fracción pequeñísima. La poca vegetación acuática que todavía puede verse en la cuenca de México se encuentra en el Vaso de Texcoco, en el Lago de Zumpango, en las chinampas de Xochimilco, y en las partes más bajas de lo que era el Lago de Chalco (Ezcurra, 1995).

3.3.2 *Eichhornia crassipes*

Pertenece a la familia *Pontederiaceae* Se le conoce también como camalote, flor de agua, huachinango, jacinto de agua, lirio de agua, ninfa, planta de agua. Tiene una forma de vida hidrófila libre flotadora. Su hábitat es dulceacuícola y su distribución altitudinal va desde los 0 a los 2250 msnm. La propagación del lirio es tanto asexual, predominantemente modular (Uribe, 2005) como sexualmente, la polinización del lirio acuático es entomófila o autógena. Presenta un fruto en forma de cápsula y su dispersión es hidrocora, ornitocora. El lirio es generalmente usado como abono, artesanía, ornamental y sombra (Lot *et. al.* 1999). Pero también, debido a su excesivo consumo de nutrientes, es empleado en tratamientos de aguas residuales o efluentes industriales a nivel mundial (Álvarez, 2004). Así mismo, constituye un buen bioindicador para el monitoreo de la contaminación con metales y a pesar de esto es ampliamente utilizado como forraje para animales de granja y ración en acuicultura (Meerhoff y Mazzeo, 2004).



Figura 1. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in DC.

3.3.3 *Ceratophyllum demersum*

Pertenece a la familia: *Ceratophyllaceae*. En cuanto a su distribución mundial, el Cerato es cercanamente cosmopolita. En México se encuentra en los estados de: Campeche, Baja California, Distrito Federal, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Puebla, San Luis Potosí, Sonora, Tabasco, Tamaulipas y Veracruz. Al cerato se le nombra también baiste, cola de zorro, cerastio, paiste, sargazo, xoongua. Su forma de vida es hidrófita libre sumergida ([Keskinkan et. al. 2004](#)). Su hábitat es dulceacuícola y su distribución altitudinal va de los 0 a los 2550 msnm. Su polinización es hipohidrofilia, tiene un fruto aquenio y su dispersión es hidrocora, ornitocora. ([Lot et. al. 1999](#)). Es una planta de crecimiento rápido y puede liberar sustancias tóxicas que bajo buenas condiciones de crecimiento inhibe el crecimiento de las algas.



Figura 2. *Ceratophyllum demersum* L.

3.3.4 *Pistia stratiotes*

Pertenece a la Familia *Araceae*, es originaria del sudeste asiático y se le puede encontrar actualmente en otras muchas localidades tropicales. Es una planta herbácea acaule flotante con las hojas esponjosas arrosetadas, transoovadas o espatuladas, opacas, de color verde claro. Se desarrolla en aguas blandas, con un pH comprendido entre 6.5 y 7.0. Debido a su rápido crecimiento absorbe enormes cantidades de nutrientes del agua, por lo cual esta ha de contener los elementos esenciales para cubrir las necesidades de la planta. La lechuga de agua es especialmente sensible a la carencia de hierro, y su crecimiento se resiente mucho cuando falta este elemento. Su multiplicación se lleva a cabo mediante estolones o a través de semillas cuando se logra obtener frutos. La captación de metales por las plantas acuáticas se ve influenciada por varios factores, como la temperatura, el pH, la luz y la presencia de otros metales en el agua, de los cuales se altera la captación de metales pesados en el tejido originado por la competencia entre metales. (Fritioff y Greger 2005). Hoy en día, existe una base tecnológica de fitorremediación como lo son los humedales que utilizan macrofitas acuáticas para absorber los metales tóxicos del sistema acuático, ya que se han encontrado ligandos de metales (Cd) de la proteína metallothioenín que se expresa en las plantas acuáticas, (Mohan y Hosetti, 1999).



Figura 3. *Pistia stratiotes* L.

3.3.5 Toxicidad de metales pesados en la macrofita

El exceso de metales pesados puede afectar el crecimiento de la planta rompiendo la fisiología y morfología de la misma, por ejemplo:

- Cd.- Decrece la germinación de la semilla, volumen del lípidos y crecimiento de la planta.
- Cr.- Decrece la actividad de la enzimática y crecimiento de la planta; produce daño de la membrana, clorosis y daño de la raíz.
- Cu.- Decrece la actividad fotosintética, crecimiento de la planta y proceso reproductivo.
- Ni.- Reduce la germinación de la semilla, acumulación de masa seca, producción de la proteína, clorofilas y enzimas; los aumentos los aminoácidos libres
- Pb.- Reduce la producción de la clorofila y crecimiento de la planta; el dismutase de superoxide de aumentos.
- Zn.- Reduce la toxicidad de Ni y germinación de la semilla; el crecimiento de la planta y proporción de ATP/clorofila.

Sin embargo, algunas especies de plantas han desarrollado ciertas estrategias que les permiten crecer y desarrollarse en lugares con altas concentraciones de metales pesados. Algunos de ellos han evolucionado de tal una manera que pueden ser considerados como metalofitas, incluso metalo-dependientes. ([Gardea-Torresdey et. al. 2005](#))

3.3.6 Interacciones metal-organismo.

El mecanismo mediante el cual la macrofita absorbe del agua residual el contaminante es el siguiente: las macrofitas acuáticas, que constituyen la base de la tecnología de los humedales, tienen la propiedad de inyectar grandes cantidades de oxígeno hacia sus raíces. El aire que no es aprovechado por la especie y que ésta expelle es absorbido por microorganismos, como bacterias y hongos, que se asocian a raíz y se encargan de metabolizar los contaminantes que entran al sistema ([Errázuriz y Jordán, 2002](#)).

El mecanismo de cómo actúa se piensa que es a través de formaciones de complejos entre el metal pesado con los aminoácidos presentes dentro de la célula, previa absorción de estos metales a través de las raíces. Otro posible mecanismo sugiere que los microorganismos presentes en las raíces producen sólidos que flocculan y luego sedimentan por gravedad (Celis *et. al* 2005).

Al aproximarse a la superficie de un organismo vivo, un metal, generalmente, encuentra primero una capa protectora de polisacáridos o glicoproteínas (por ejemplo, la pared celular de los microorganismos o plantas superiores; el mucus de las células animales). Las macromoléculas que forman esta capa externa contienen una variedad de grupos funcionales simples, generalmente no quelantes, dominados por dadores de oxígeno. A valores de pH neutro algunos de esos grupos pueden ionizarse, conformando una matriz de sitios cargados negativamente a través del cual el metal debe migrar. Al moverse hacia el interior celular, el metal encuentra la membrana plasmática, con un gran número de receptores o sitios de unión que pueden ser de dos tipos: sitios fisiológicamente inertes, en los cuales el metal puede ser secuestrado sin perturbar el funcionamiento celular normal, o sitios fisiológicamente activos. En el último caso la unión del metal puede afectar al metabolismo directamente (por ej. si el sitio de unión corresponde a una enzima de membrana) o indirectamente (si el metal unido es transportado a través de la membrana al interior de la célula) y una vez dentro de la célula, puede interactuar con una amplia variedad de sitios, con las consiguientes alteraciones del metabolismo. Considerando este modelo general, la interacción de un metal con un organismo acuático puede plantearse como un proceso que involucra los siguientes pasos: (i) difusión desde el seno de la solución a la superficie biológica; (ii) difusión a través de las barreras externas; (iii) sorción/complejación, en la superficie, del metal a sitios de unión pasivos en la capa protectora, o a sitios en la superficie externa de la membrana plasmática; (iiii) internalización del metal mediante mecanismos de transporte a través de la membrana plasmática (Castañé *et. al.* 2003).

3.4 Espectroscopia de Absorción Atómica (AA)

Comprende el estudio de la absorción de energía radiante en una longitud de onda específica para cada elemento, por átomos neutros en estado gaseoso. Se basa en la absorción, emisión o fluorescencia por átomos o iones elementales. Existen dos regiones del espectro que dan información atómica, ultravioleta/visible y la de rayos X.

3.4.1 Teoría de absorción atómica y emisión atómica

La espectroscopia de absorción atómica ha producido tres técnicas de uso analítico: la absorción, la emisión y la fluorescencia, basándose esta en la absorción, emisión o fluorescencia de radiación electromagnética por las partículas atómicas respectivamente.

El átomo está de hecho, constituido por un núcleo neutral compuesto de protones con carga positiva y neutrones, rodeado por electrones de carga negativa. Cada elemento tiene un número específico de electrones que está directamente relacionado con el núcleo atómico y que conjuntamente con él, da una estructura orbital, que es única para cada elemento. Los electrones ocupan posiciones en una forma predecible y ordenada. La configuración más estable y de más bajo contenido energético, es conocida como estado basal o fundamental.

Si a un átomo se le aplica energía de una magnitud apropiada, esta será absorbida por él e inducirá que el electrón exterior sea movido a un orbital menos estable o estado excitado. Como este estado es inestable, el átomo espontáneamente retornará a su configuración fundamental. El electrón por lo tanto retornará a su orbital inicial estable y emitirá energía radiante equivalente a la cantidad de energía inicialmente en el proceso de excitación.

La longitud de onda de la energía radiante emitida está directamente relacionada a la transición electrónica que se ha producido, puesto que un elemento dado tiene una estructura electrónica única que lo caracteriza, la longitud de onda de la luz emitida es una propiedad específica y característica de cada elemento ([Zapata y Galvan, 2004](#)).

4. ANTECEDENTES

Originalmente, la cuenca del valle de México estaba cerrada y se componía de cinco lagos principales conectados entre sí (Zumpango Xaltocan, Texcoco, Chalco y Xochimilco), la cual posteriormente fue abierta en forma artificial. Cada uno de los lagos tenía características únicas debido a que se encontraban a distintas alturas sobre el nivel del mar y se abastecían de diversas fuentes, arrastrando consigo diferentes tipos de materiales, la profundidad era variada y la calidad también era distinta. En este sistema el más alto era Xochimilco; el cual, actualmente presenta una baja calidad que se ve afectada por el aporte de contaminantes que provienen de las descargas artificiales de agua hacia los canales y las lagunas.

La cuenca de México es una unidad hidrológica cerrada (aunque actualmente drenada en forma artificial) de aproximadamente 7 000 km².

Anteriormente, el sistema lacustre del fondo de la cuenca cubría aproximadamente 1,500 km² y estaba formado por cinco lagos someros, encadenados de norte a sur: Tzompanco, Xaltocan, Texcoco, Xochimilco y Chalco ([Ecurra, 1995](#)).

Históricamente los lagos mexicanos se han asociado desarrollo de culturas prehispánicas. El desarrollo de las chinampas en la zona de Xochimilco permitió la agricultura intensiva sustentada por la gran cantidad de materia orgánica, permitiendo la producción de maíz, chile, frijol, calabaza, flores y otros cultivos ([Ortiz y Rubalcaba, 2005](#)).

Hoy en día Texcoco y Xochimilco son considerados como los últimos bastiones del sistema lacustre de la Cuenca de México, por lo cual en la actualidad existe un gran interés en estos lagos y muy particularmente en Xochimilco, pues es considerado como un símbolo de la ciudad. Xochimilco es además un lugar de historia, de tradición y de agua. Como tal, es una región sujeta a las condiciones por las que atraviesan las cuencas hidrológicas del país, como la insuficiencia, la sobreexplotación y la transferencia de agua de una región a otra ([Pérez-Fons, 1993](#)).

Sin embargo, el rápido crecimiento demográfico trajo como consecuencia la urgente necesidad de dotar a la zona con agua potable, por lo que entre los

años de 1905 y 1913 se construyó el acueducto Xochimilco-Chapultepec, el cual enviaba el agua de los manantiales de Xochimilco hacia el Distrito Federal. En la década de los cincuenta, debido a la alta extracción del agua, la situación de la zona se volvió crítica, al acelerarse el proceso de desecación de los pozos del lago. El Departamento del Distrito Federal, ante esta situación, estudió la forma de restituir parte o el total del agua extraída, y adoptó la medida de abastecer a la región con aguas residuales tratadas, provenientes de la Planta de Tratamiento Cerro de la Estrella; pero la alimentación del lago con este tipo de aguas provocó cambios muy significativos en el ecosistema; ya que se consideró que las aguas de desecho no recibían un tratamiento muy eficiente que elimine ciertos elementos químicos y biológicos, los cuales aparentemente son transportados por las aguas desde su origen, o bien, incorporados durante su recorrido debido a los asentamientos humanos e industriales que vierten sus residuos en el mencionado lago ([Arcos y Cabrera, 1996](#)).

La interacción de las plantas flotantes con su medio, se ha descrito colateralmente a través de estudios realizados con otros objetivos. En sistemas con una cobertura densa, es usual que este tipo de vegetación provoque la disminución de la turbidez del agua, tanto la determinada por una alta biomasa de fitoplancton como por sólidos en suspensión. Además de reducir la penetración de luz y la concentración de nutrientes ([Meerhoff y Mazzeo 1994](#))

La creciente degradación de los sistemas acuáticos ha llevado a diversos autores a proponer límites en las concentraciones de compuestos que puedan alterar la vida acuática. Sin embargo, la preocupación no radica solo en que se propongan límites en las concentraciones de tales sustancias, sino en mostrar el nivel en que se encuentren los distintos cuerpos de agua. [Bojórquez \(1994\)](#), menciona que las aguas negras que reciben los canales chinamperos de Xochimilco contienen sustancias eutroficantes en cantidades mayores que la capacidad de auto depuración del medio, propiciando el crecimiento excesivo de las macrofitas acuáticas, es el resultado de las modificaciones físicas, químicas y biológicas. Estos cambios se deben en gran medida al aporte incontrolado de nutrientes que provienen de las aguas de retorno de los

núcleos urbanos, agrícolas e industriales y por la erosión acelerada de los suelos, como lo son los metales pesados, plaguicidas, detergentes y microorganismos de origen fecal principalmente, por lo que estas comunidades vegetales cuando adquiere la condición de maleza interfieren primordialmente en el abastecimiento de agua potable o para riego; [Stephan 2002](#) menciona que la planta tratamiento del Cerro de la Estrella ha arrojado a los canales de Xochimilco aguas semitratadas con contenido de arsénico, cadmio, cromo, mercurio, plomo, zinc y otros metales pesados, así como otros compuestos tóxicos inorgánicos.

El Sistema lacustre de Xochimilco es hoy en día el único remanente del gran sistema de lagos que albergaba la Cuenca de México. Desde 1987, es Patrimonio Nacional de la Humanidad declarado por la UNESCO, por ser el único lugar en el mundo que conserva un método de producción tipo de las chinampas. Para la conservación de dicha zona, en 1989 se aprobó el Plan de Rescate ecológico de Xochimilco. La construcción de obras viales como el anillo Periférico y la Avenida Prolongación División del Norte unieron a la capital con Xochimilco y convirtió sus suelos en espacios potencialmente urbanos, dando lugar a la venta de terrenos ejidales y al cambio en el uso de sus suelos ([Cisneros, 2005](#)).

Al paso de los años, el crecimiento de la mancha urbana, así como la sobreexplotación de los mantos acuíferos y la desecación de los manantiales que abastecían al lago de Xochimilco afectaron los sistemas acuáticos de la zona disminuyendo el volumen del líquido, con el consecuente deterioro ecológico de los mismos. Este desvío de agua de los manantiales de Xochimilco hacia el centro de la Ciudad de México comenzó a principios de este siglo, lo que provocó que para 1950, el sistema quedara casi seco, afectando las actividades productivas de las comunidades aledañas así como la fauna existente ([Romero, 1999](#)).

5. PROBLEMÁTICA

El agua es un recurso natural muy importante para el desarrollo de la vida, posee una serie de propiedades fisicoquímicas particulares; una de ellas, es ser un disolvente universal, dicha propiedad, se ha empleado para hacer del agua un medio receptor de los desechos producidos por el ser humano. Sin embargo, el manejo inadecuado de la misma ha provocado que en la actualidad la mayoría de los sistemas acuáticos estén contaminados hasta el grado de hacerla nociva para el consumo de los organismos y el ser humano.

Las malezas acuáticas identificadas incluyen hidrófitas libres flotadoras que frecuentemente crecen en canales, drenes, arroyos con ciertas corriente y cuerpos de agua relativamente someros. Los problemas generados por la presencia del estos organismos, tales como taponamientos de estructuras para riego, reducción del área hidráulica perdida de agua por evapotranspiración, desarrollo de poblaciones de mosquitos vectores de enfermedades e impiden la navegación.

Las macrofitas acuáticas propician desequilibrios y daños ambientales, donde al integrarse a la columna del agua la materia orgánica inicia su proceso de descomposición, consume oxígeno y genera gases de efecto invernadero; esto provoca la disminución de oxígeno y por lo tanto el exterminio de peces e insectos acuáticos. Han sido consideradas por diversos autores como una plaga debido a su rápido crecimiento, ya que en ocasiones llegan a invadir lagunas, generando una diversidad de problemas. Sin embargo, si las plantas acuáticas se manejan adecuadamente, su poder de proliferación, su capacidad de absorción de nutrientes y bioacumulación de otros compuestos del agua, las convierten en una herramienta útil en el tratamiento de aguas residuales.

El uso que se le da al agua en esta zona es principalmente para riego de cultivos, navegación y turismo; sin embargo, la mala calidad del agua ha propiciado el desarrollo excesivo de macrofitas acuáticas por el elevado contenido de nutrimentos, sales y metales pesados. De entre algunas macrofitas acuáticas que se encuentran en el Lago de Xochimilco habitan el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), el cerato (*Ceratophyllum demersum*); y la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), estas especies tienen la capacidad de almacenar nutrientes y metales pesados. A pesar de ello, a las macrofitas

acuáticas se les utiliza como forraje y abono (Núñez y col. 2004), afectando a la cadena trófica; ya que algunos metales son micronutrientes, pero al acumularse en el organismo en altas concentraciones suelen ser tóxicos peligrosos.

Un problema especialmente grave se produce cuando se suma la contaminación biológica y química, ya que esta situación incrementa la cantidad de materia orgánica, los detergentes y los fertilizantes, y se puede producir un fenómeno llamado eutrofización. En estas condiciones se produce un crecimiento acelerado de algas y plantas acuáticas, hasta que las aguas quedan con un mal aspecto, mal olor y no permite el paso de la luz. Con ello se altera la flora y fauna acuática, y en casos extremos desaparece la vida dentro del sistema.

La creciente degradación de los sistemas acuáticos ha llevado a diversos autores a proponer límites en las concentraciones de compuestos que puedan alterar la vida acuática. Sin embargo, la preocupación no radica solo en que se propongan límites en las concentraciones de tales sustancias, sino en mostrar el nivel en que se encuentre cada cuerpo de agua.

6. JUSTIFICACIÓN

La economía local depende en gran medida de lo que esta zona lacustre produce; por otro lado esta área presenta un elevado valor ecológico debido a sus endemismos tanto fáusticos como florísticos, además de haber sido decretado por la UNESCO como patrimonio de la humanidad en el año de 1987.

Los trabajos realizados en este sistema con relación a la calidad del agua, indican que el lago es muy eutrófico ([Ortiz y Rubalcaba 2005](#)).

En trabajos como el de [Olvera \(2004\)](#), enfocado principalmente en aspectos poblacionales en peces, aclara que la profundidad del cuerpo lacustre, permite una homogeneidad de algunos parámetros físicos y químicos, resaltando que principalmente el oxígeno disuelto presenta promedios de saturación en todo el estudio, por lo cual no es limitante para la vida acuática.

La estabilidad que existía en el sistema ecológico fue quebrantada rápidamente por la gran cantidad de desechos orgánicos, sustancias químicas inorgánicas, nitratos y fosfatos, compuestos orgánicos, sedimentos, materiales suspendidos y sustancias radiactivas por lo que se presentaron cambios drásticos en relación a la disminución de calidad en el sistema, pero principalmente la desaparición de la mayoría de las especies de flora y fauna que existía en la zona de Xochimilco ([Chávez, 2004](#)).

La mayoría de los estudios sobre plantas flotantes libres se relacionan con su crecimiento y capacidad de asimilación de nutrimentos, así como con su dispersión y formas de control, ([Meerhoff y Mazzeo, 2004](#)). Algunas características principales de las macrofitas acuáticas es asimilar, concentrar y almacenar contaminantes en un corto período de tiempo, de forma que su cosecha posterior resulte en una remoción permanente de estos contaminantes del sistema; por ello el cerato es empleado como abono y como ornato; mientras que la lechuga de agua y principalmente el lirio acuático, son empleados en tratamientos de aguas residuales o efluentes industriales, actuando como bioindicadores para el monitoreo de la contaminación por metales pesados.

De ahí la importancia para la realización de este proyecto, ya que el cerato, la lechuga de agua y el lirio acuático, toman sus nutrimentos directamente del agua, absorben elementos inorgánicos tóxicos e intervienen en la cadena trófica, afectando a sus consumidores, causándoles efectos adversos cuando las concentraciones de dichos elementos sobrepasan los niveles permisibles; además se pretende comparar la concentración de los metales pesados Pb, Cr, Cd, Zn, y Fe contenidos en las tres especies de macrofitas acuáticas, con la concentración de los mismos en el agua para evaluar el grado de absorción de dichos metales por las macrofitas acuáticas .

7. ZONA DE ESTUDIO

Al sureste del Distrito Federal, a 23Km. Del centro de la ciudad de México, se ubica en la delegación Xochimilco, la superficie que ocupa es de 134.6Km², siendo la tercera en extensión del distrito Federal, se encuentra limitada al Norte con la las delegaciones de Tlalpan, Coyoacan, Iztapalapa y Tlahuac; al sur con Milpa Alta.

Xochimilco es una de las 16 delegaciones del Distrito Federal y se localiza al sureste de la capital mexicana. El Lago de Xochimilco pertenece a esta delegación y se localiza en los 19° 15' de latitud norte y los 99° 06' longitud oeste y una altitud de 2240 msnm. Encontrándose en la región Panuco dentro de la cuenca del Río Moctezuma (Ortiz y Ruvalcaba, 2005).

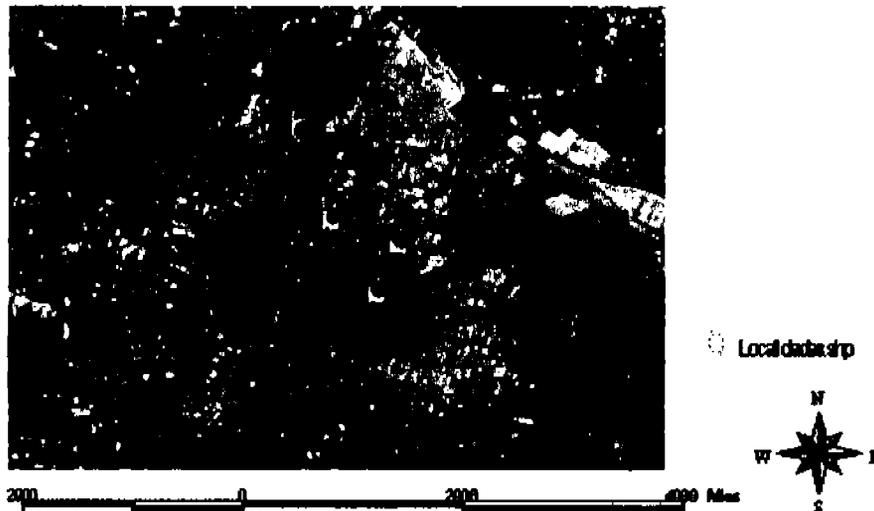


Figura 4. Zona de estudio.

El clima que domina en la zona es templado subhúmedo con lluvias en verano, la temperatura media anual varía de 12°C a 16°C, la precipitación total anual va de 1 000 a 600 mm y el periodo en que se concentra la lluvia es el verano (INEGI, 2006).

7.1 Hidrología

El lago es de forma irregular, alargado; de 9600m de Oriente a Poniente y 3800m de Norte a Sur. La longitud aproximada de los canales es de 189Km.; con un ancho de 1 a 65m y una profundidad de 50cm. 2m. (Ramírez 1990).

Las fuentes reguladoras del nivel del lago fueron los manantiales, entendiéndose a estos como fuentes continuas o intermitentes de agua que brotan del terreno, se forman cuando el agua de lluvia se filtra en el suelo hasta determinado nivel, donde se acumula y finalmente brota. Su emplazamiento depende de la posición de la capa freática de la forma de la superficie del terreno y del tipo de roca.

7.2 Edafología

El suelo corresponde al Cenozoico cuaternario. Los sedimentos lacustres están principalmente constituidos por material parental, representado por una alteración de materiales piroclásticos y orgánicos, con diferente grado de descomposición. Los sedimentos lacustres han dado lugar a suelos profundos, de color café oscuro negro, de texturas arcillosas y son ricos en materia orgánica y calcio, pobre en fósforo y potasio, medios en fierro y magnesio con altos contenidos en sales solubles y sodio intercambiable. Así mismo, presentan estratos de alófono y caolín (Dominguez y Díaz, 2004). El suelo en la parte baja o chinampera tiene diferentes configuraciones y sus colores van de negro a café claro, el limo que se extrae del lago es rico en materia orgánica y es fuente de producción agrícola.

7.3 Vegetación

En la zona existen tres grupos de plantas ligadas al agua: sumergidas (*Cabomba sp* y *Potamogeton sp*), flotantes (*Eichhornia crassipes*, *Lemna minor* L. Y *Spirodela polyrhiza* L.); y emergentes (*Hydrocotyle ranunculoides* L., *Typha latifolia* L., *Juncos spp.* Y *Cyperus spp*). El ahuejote *Salix bonplandiana* Kunth es un árbol tradicionalmente empleado para fortalecer los bordes de las chinampas; otras especies utilizadas con el mismo fin son el ahuehuete (*Taxodium mucronatum* Ten.), el fresno (*Fraxinus uhdei* (Wensig) Lingelsh) y el eucalipto (*Eucalyptus spp*), (Ramos y Cajuste, 2001).

Actualmente la fauna lacustre que se conserva en Xochimilco es escasa, pero aun existen algunas especies de aves y peces que sobreviven desde que los pueblos prehispánicos comenzaron la explotación de los lagos, (Sandoval, 2003) en la columna de agua se encuentra entre otros el ajolote (*Ambystoma*

mexicanum), la carpa dorada (*Carassius auratus*), la carpa común (*Cyprinus carpio*), la carpa herbívora (*Ctenopharingodon idella*), la rana (*Rana montezumae*), que son organismos señalados como depredadores de todo tipo de fauna acuática. También se encuentran insectos (de los ordenes Odonata, Coleoptera, Hemiptera y Ephemeroptera), anfibios, sanguijuelas, caracoles de agua dulce y aves (Ortiz y Ruvalcaba, 2005).

7.4 Fauna

La fauna existente antes de la introducción de las aguas negras era la siguiente: carpa, ajolotes, almejas, ranas verdes y negras, carpas rojas, blancas y negras, acociles, tortugas caracoles de concha, sanguijuelas y sapos. Actualmente se torna muy difícil obtener algunas de estas especies; solo la culebra de agua ha podido subsistir en canales alejados de la población, lo anterior se produjo por la falta de agua limpia. Hoy en día el agua que alimenta los canales son aguas negras tratadas.

Por lo que respecta a las aves que aun habitan la zona chinampera encontramos agachonas, galleretas, gallinas de agua, garzas grises y blancas, patos, tórtolas, chichicuilotos, garcetas, cuervos codornices. La garza y el pato pinto vienen una vez al año en los meses de septiembre octubre y noviembre.

De los reptiles que son un peligro para los agricultores destacan: las víboras de cascabel sinuate, chirrioneras, culebras, camaleones, escorpiones y lagartijas grises (Anónimo, 1997).

8. HIPOTESIS

Considerando las condiciones de contaminación de los canales de Xochimilco, se espera que las concentraciones de los metales pesados Cd, Cr, Pb, Zn en agua y macrofitas acuáticas, sean mas elevadas en el punto de muestreo Canal de Cuemanco, ya que es el canal receptor de las aguas tratadas provenientes de la Planta de Tratamiento del Cerro de la Estrella.

Se espera que la macrofita acuática que presente la mayor acumulación de metales pesados sea *Eichhornia crassipes*.

Se espera obtener una mayor acumulación de metales pesados en la raíz, por ser la estructura con mayor superficie de contacto en el agua.

9. OBJETIVO GENERAL

Evaluación de la concentración de los metales pesados Pb, Cr, Cd, Zn y Fe en la columna de agua a dos niveles (superficie y fondo) y su relación con la concentración de dichos metales en algunas estructuras de tres especies de macrofitas acuáticas flotantes: *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Ceratophyllum demersum* presentes en el Lago de Xochimilco.

9.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinación de parámetros físicos (transparencia, temperatura y profundidad) del lago en dos niveles (superficie y fondo).
- Determinación de parámetros químicos del agua (CO₂, DBO, DQO, O₂, CE_{25°C} y pH) en superficie y fondo.
- Evaluación de los metales pesados Pb, Cr, Cd, Zn y Fe disueltos y particulados en agua en superficie y fondo.
- Evaluación y comparación de la concentración de metales pesados en estructuras de: *Eichhornia crassipes* (raíz, bulbo y hoja), *Ceratophyllum demersum* (raíz, tallo y hoja) y *Pistia stratiotes* (raíz y hoja).
- Establecer la relación, entre la concentración de los metales pesados en las macrofitas acuáticas con la concentración de los mismos tanto disueltos como particulados en la columna de agua.

10. METODOS

10.1 Selección de los sitios de monitoreo

Para la toma de muestras de agua y macrofitas acuáticas se establecieron cuatro puntos de monitoreo: Canal Nacional de Cuernavaca, Canal de Trancatitla, Canal Apatlaco y Laguna de Asunción, estos se eligieron considerando la descarga de aguas residuales tratadas, el uso agrícola del suelo y los asentamientos humanos; durante el periodo comprendido en julio del 2005 a abril del 2006.

10.2 Trabajo de campo

Se colectó el agua de la superficie y del fondo con ayuda de la Botella de Van Dor. La colecta de las macrofitas acuáticas se realizó de manera manual y por cada sitio de monitoreo se registra la hora, fecha y localidad.

Los parámetros que se determinaron son: profundidad, transparencia, temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica, de la siguiente manera (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros medidos en campo, (*APHA AWWA WPCF, 1996; ** Rodier 1990).

Parámetro	Técnica
Transparencia	Disco de Secchi **
Profundidad	Sondaleza **
Temperatura	Oxímetro Digital (marca YSI) *
pH	Potenciómetro digital (marca conductronic)*
Oxígeno Disuelto	Oxímetro Digital (YSI52CE) *
Conductividad eléctrica	Conductímetro digital (conductronic CL8) **

10.3 Trabajo de laboratorio

Se determinaron los parámetros: CO₂, DQO, DBO, metales pesados disueltos y particulados en la columna de agua en superficie y fondo; posteriormente se analizaron los metales pesados en cada una de las estructuras de las tres especies de macrofitas acuáticas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Parámetros medidos en el laboratorio, (*APHA AWWA WPCF, 1996; **Rodier 1990;*** Cervantes 1984).

Parámetro	Técnica
Metales Pesados (Pb, Cr, Cd, Fe y Zn) disueltos y particulados.	Espectrofotometría de Absorción Atómica de flama. Equipo Varian *.
Metales pesados en macrofitas acuáticas.	Espectrofotometría de Absorción Atómica de flama. Equipo Varian *
Bióxido de Carbono.	Método Volumétrico ***
Demanda Química de Oxígeno.	Reflujo Cerrado, colorimétrico. *
Demanda Bioquímica de Oxígeno.	Técnica de la DBO ₅ *

10.4 Trabajo de gabinete.

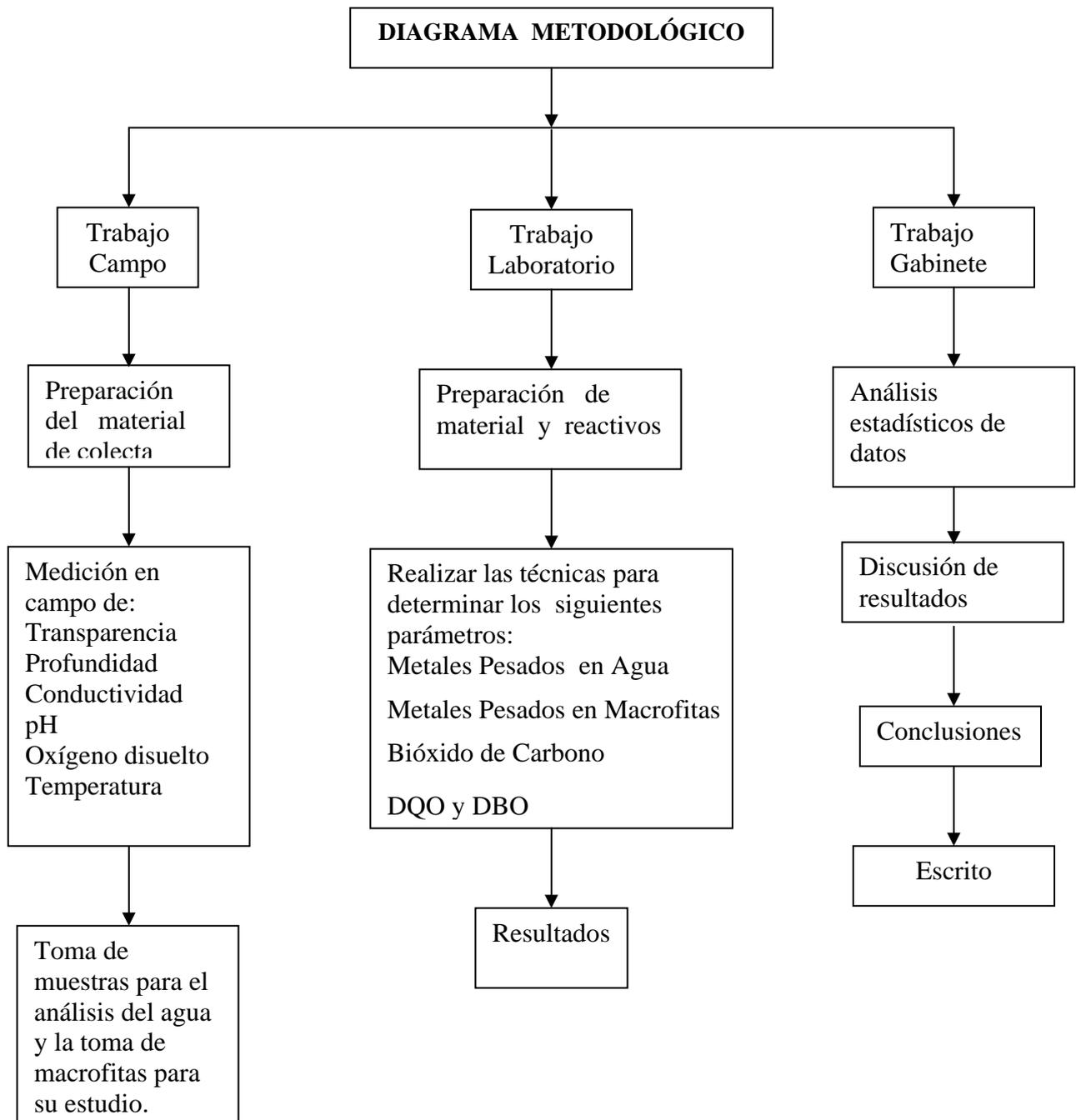
El análisis de los datos tiene como fin establecer el comportamiento de los mismos (normalidad y homocedasticidad) utilizando pruebas paramétricas y no paramétricas (t de student y la prueba de Kruskal-Wallis) según sea el caso (Milton 2001).

Para el análisis de los datos se realizó un análisis univariado (ANDEVA) de varianzas y una correlación lineal y/o múltiple para poder así establecer el grado de relación entre las variables que se analizarán (Marques, 2004).

Se realizó el análisis multivariado empleando la prueba de componentes principales para poder establecer el peso significativo de los resultados. Para ello se utilizó el paquete estadístico SPSS Versión 11.0 (Cervantes *et. al.* 2004) y Statgraphics plus Versión 5.0 (Cervantes *et. al.* 2006).

EL análisis de componentes principales comprende un procedimiento matemático que transforma un conjunto de variables correlacionadas de respuesta en un conjunto menor de variables no correlacionadas. Al observar cuidadosamente este nuevo conjunto de variables no correlacionadas se pueden obtener respuestas a preguntas de suma importancia. Los análisis de seguimiento sobre los componentes principales son útiles para comprobar las hipótesis planteadas para cada conjunto de datos posibles en conjunto (Dallas, 2000).

10.5 Diagrama de flujo general



11. RESULTADOS

PARAMETROS	NIVEL	SITIOS			
		Cuemanco	Apatlaco	Trancatitla	Asunción
Temperatura (°C)	Superficie	18,53	18,73	18,74	18,87
	Fondo	17,54	18,25	17,89	17,5
Oxigeno (mg/L)	Superficie	8,66	7,78	10,05	7,45
	Fondo	7,14	5	6,93	6,31
Conductividad a 25°C (µmho/cm)	Superficie	0,68	0,75	0,75	0,77
	Fondo	0,68	0,76	0,75	0,77
pH (unidades de pH)	Superficie	8,35	7,67	8	7,81
	Fondo	8,6	7,7	7,74	7,62
DBO (mg/L)	Superficie	213,98	199,17	199,31	190,37
	Fondo	199,87	193,59	197,74	204,39
DQO (mg/L)	Superficie	130	137,5	122,6	107,8
	Fondo	136,8	122,6	105,6	143,5
Transparencia (cm)		23,5	38,2	31,7	30,4
Profundidad (cm)		139,1	143,6	170,5	208,7

Cuadro 3. Comportamiento de los parámetros físicos y químicos en superficie y fondo.

Sitio	Zn	Fe	Cd	Pb	Cr
Cuemanco	2.797	27.502	0.142	0.385	0.295
Apatlaco	1.831	25.014	0.131	0.395	0.450
Trancatitla	1.104	17.639	0.116	0.279	0.450
Asunción	1.984	25.197	0.138	0.435	0.400

Cuadro 4. Concentración (mgL^{-1}) de metales disueltos en fondo.

Sitio	Zn	Fe	Cd	Pb	Cr
Cuemanco	0.054	0.009	0.223	0.003	0.013
Apatlaco	0.047	0.007	0.016	0.004	0.007
Trancatitla	0.056	0.009	0.013	0.005	0.004
Asunción	0.053	0.008	0.019	0.005	0.004

Cuadro 5. Concentración (mgL^{-1}) de metales particulados en fondo.

Sitio	Zn	Fe	Cd	Pb	Cr
Cuemanco	0.052	0.008	0.014	0.010	0.006
Apatlaco	0.051	0.009	0.036	0.006	0.005
Trancatitla	0.049	0.008	0.040	0.0073	0.003
Asunción	0.051	0.011	0.024	0.0053	0.003

Cuadro 6. Concentración (mgL⁻¹) de metales disueltos en superficie.

Sitio	Zn	Fe	Cd	Pb	Cr
Cuemanco	2.970	23.915	0.139	0.245	0.339
Apatlaco	2.087	25.328	0.134	0.236	0.348
Trancatitla	1.515	16.991	0.176	0.378	0.400
Asunción	2.723	23.582	0.108	0.430	0.450

Cuadro 7. Concentración (mgL⁻¹) de metales particulados en superficie.

Metal	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Pistia stratiotes</i>
	Raíz	Raíz	Raíz
Pb	19	18.25	24.26
Cd	3	31.33	2.11
Cr	15.58	14.5	17.05
Zn	75	92.86	91.87

Cuadro 8. Concentración promedio (mgKg⁻¹) de metales pesados en raíz de las diferentes especies.

Componentes	Eigenvalor	Varianza	Varianza acumulada
1	1.4427	36.067	36.067
2	1.4706	26.176	62.244
3	0.934481	23.362	85.606
4	0.575766	14.394	100.000

Cuadro 9. Componentes principales de Lirio en Raíz.

Componentes	Eigenvalor	Varianza	Varianza acumulada
1	1.88727	47.182	47.182
2	1.03106	25.776	72.958
3	0.72657	18.164	91.122
4	0.355105	1.878	100.000

Cuadro 10. Componentes principales de lechuga en Raíz.

Componentes	Eigenvalor	Varianza	Varianza acumulada
1	1.91307	47.827	47.827
2	0.898095	22.452	70.279
3	0.667262	16.682	86.961
4	0.521571	13.039	100.000

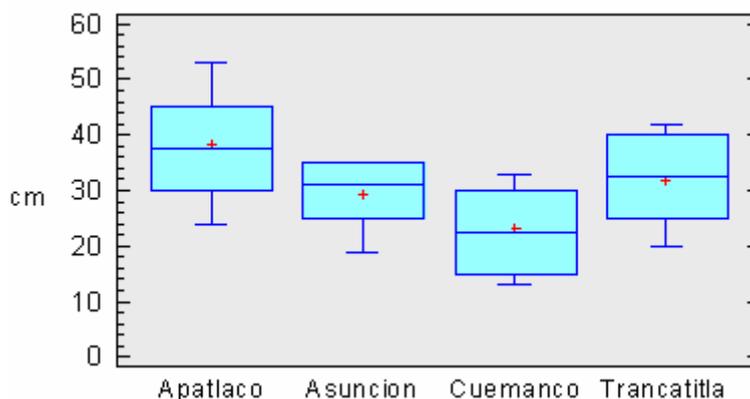
Cuadro 11. Componentes principales de cerato en Raíz.

12. ANALISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

12.1a Transparencia y Profundidad

Apatlaco y Trancatitla registraron la mayor transparencia, con un máximo de 53cm y 42cm respectivamente, a pesar de ser zonas con actividad agrícola (Jiménez y col., 1995). Es aquí donde también se extraen los sedimentos que se utilizan como abono en las zonas chinamperas (Ramos y Cajuste 2001), propiciando interacciones entre el sedimento y el agua, este factor nos da la pauta para enfatizar la poca transparencia del sistema (Tabla 3).

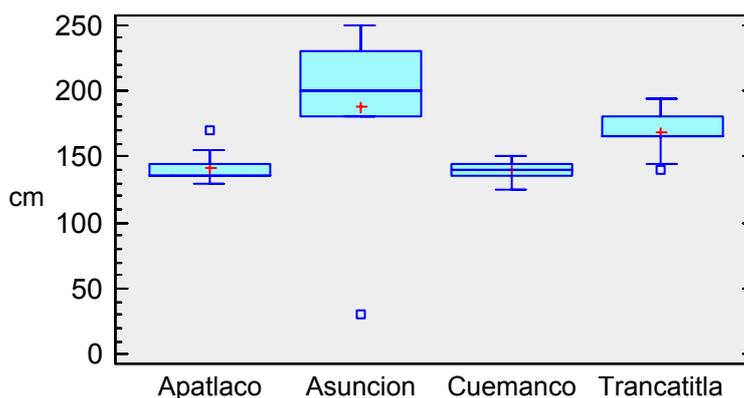
Este parámetro presentó diferencia estadística significativa ($P \leq 0.05$) en los cuatro sitios de monitoreo, si consideramos que cada canal es receptor de diferentes tipos de descargas, además de las distintas actividades que en ellas se realizan (grafica 1).



Grafica 1. Variación promedio de la transparencia en los diferentes sitios de monitoreo.

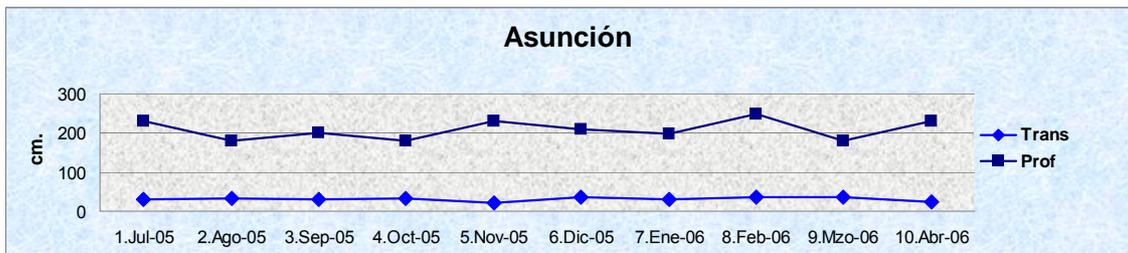
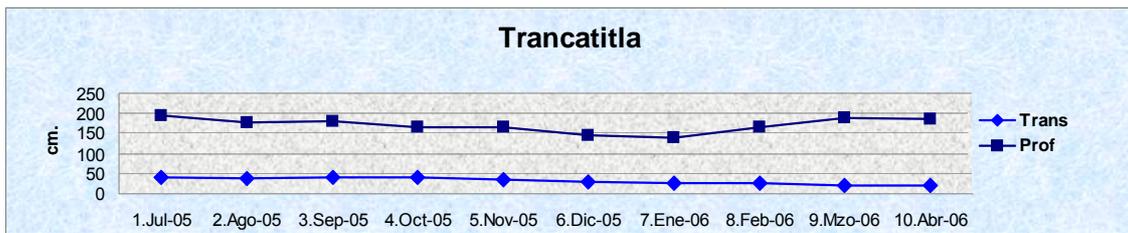
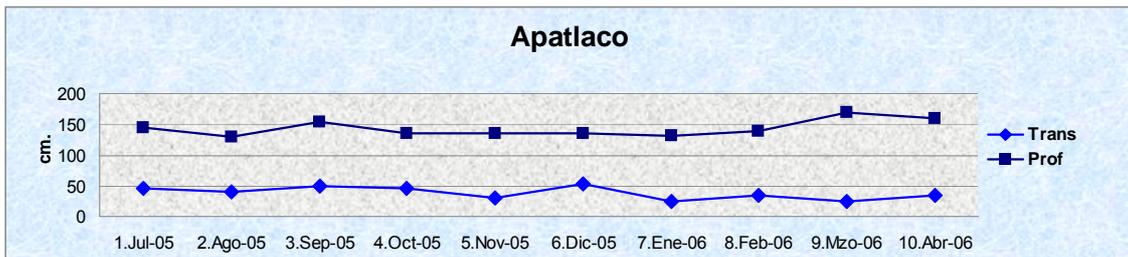
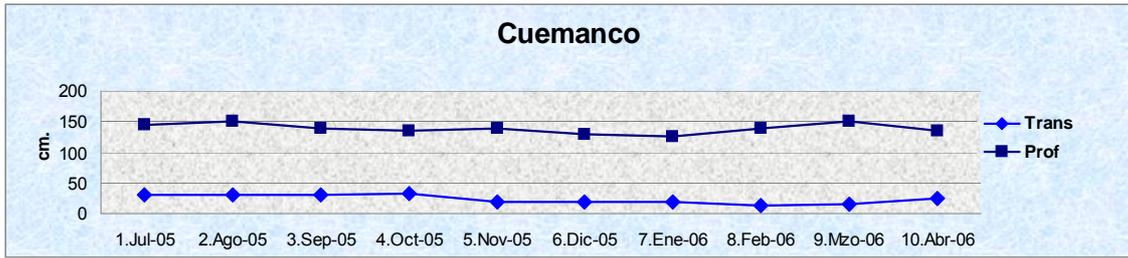
Asunción registra una transparencia de 20cm. caracterizado por ser una zona urbana y receptora de las descargas domesticas en forma directa y del lavado de los suelos clandestinos (Jiménez *et. al.* 1995). Cuemanco presento los valores más bajos de transparencia, ya que González y Rosas 2006 reportan una elevada presencia de sólidos particulados y una elevada taza de comunidades algales, esto último es originado por el aporte de aguas residuales con un tratamiento ineficiente. Durante el periodo de monitoreo se muestran valores que oscilan entre los 13cm como mínimo coincidiendo parcialmente con lo reportado por González y Rosas 2006.

Existe una relación entre la profundidad y la transparencia, ya que en época de lluvias ambos parámetros incrementan sus valores y en invierno ambas disminuyen (Fernández *et. al.* 1995), sin olvidar que las partículas en suspensión y la materia orgánica así como algas verde-azules propician que la luz no penetre al nivel de la profundidad. Los canales menos profundos fueron Cuemanco y Apatlaco, presentando una profundidad promedio de 139.1cm y una máxima de 150cm, este comportamiento es similar al reportado por Ortiz y Rubalcaba 2005 y Gonzáles y Rosas 2006, donde Cuemanco tiende a mantener una profundidad constante propiciado por el vertido de aguas residuales tratadas proveniente del la Planta de Tratamiento Cerro de la Estrella (grafica 2). Presentando una diferencia estadística significativa ($P \leq 0.05$).



Grafica 2. Variación promedio de la profundidad en los diferentes sitios de monitoreo.

El canal de Asunción registro la mayor profundidad (grafica 10) con un valor promedio de 2.9. Este canal se caracteriza por el aporte de aguas residuales provenientes de los asentamientos humanos irregulares (Arcos y Cabrera, 1996). Durante los meses de monitoreo no se encontró diferencia estadística significativa ($P= 0.2592$), como se aprecia en la Grafica 1, por lo que hace suponer que este lago mantiene una profundidad constante, sin embargo el mes de enero presenta la profundidad más baja con un 1.8 m y una máxima de 2.50 m en el mes de febrero; en la época de calor (marzo) tiende a disminuir este parámetro viéndose marcada por la evaporación del agua, sin embargo en julio, agosto, septiembre y octubre (grafica 3) la profundidad se mantuvo homogénea debido al periodo de lluvias.

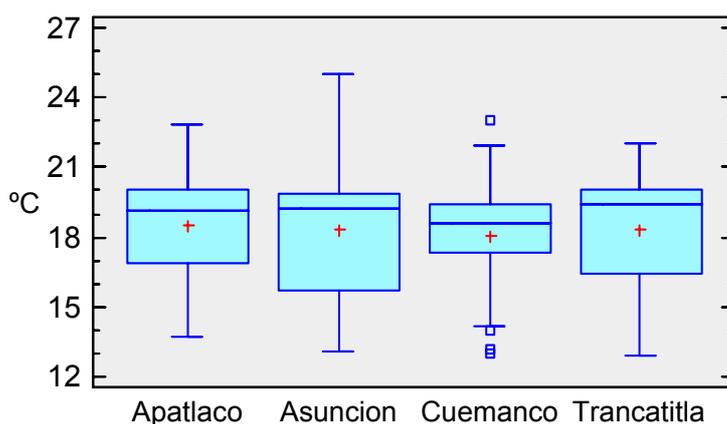


Grafica 3. Variación temporal de Transparencia y Profundidad en los diferentes sitios de monitoreo.

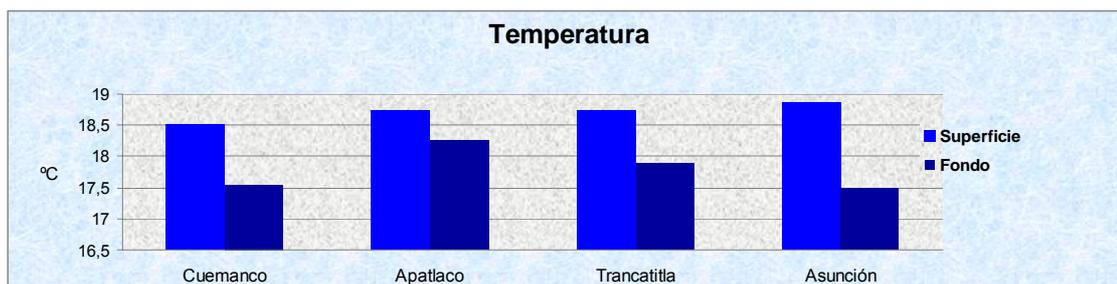
12.1b Temperatura

La importancia en la determinación de este parámetro radica en la influencia que ejerce sobre ciertos parámetros físicos, químicos y biológicos del sistema. Por lo que el comportamiento tanto en superficie y fondo fue la siguiente: Cuemanco 18.53°C y 17.54°C, Apatlaco 19°C y 18°C, Trancatitla 18.7°C y 17.9°C, Asunción 20°C y 19°C siendo que el gradiente térmico oscilo entre 1 y 2°C (Tabla 3).

En las graficas 4 y 5 se aprecia una homogeneidad tanto en fondo como en superficie en cada uno de los diferentes sitios de monitoreo, dado que se presenta una relación entre la temperatura de la superficie del agua y la del aire, que se manifiesta en el intercambio de calor entre ambas fases (Guerra y Vázquez, 1986), teniendo variaciones de 1 a 2 °C en relación con la profundidad, ya que una diferencia marcada de la temperatura origina la separación en la columna de agua (Díaz *et. al.* 2005) y si se considera el elevado calor específico del agua, indica que no se presentaron cambios de temperatura significativos y que a su vez el constante movimiento en los canales, lo que permite una uniformidad de la temperatura en superficie y fondo; por lo que no se aprecia una diferencia estadística significativa ($P=0.9620$).



Grafica 4. Variación promedio de la temperatura en los diferentes sitios de monitoreo.

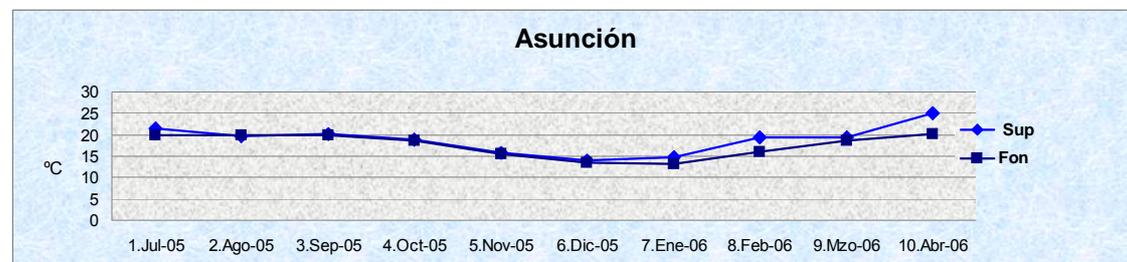
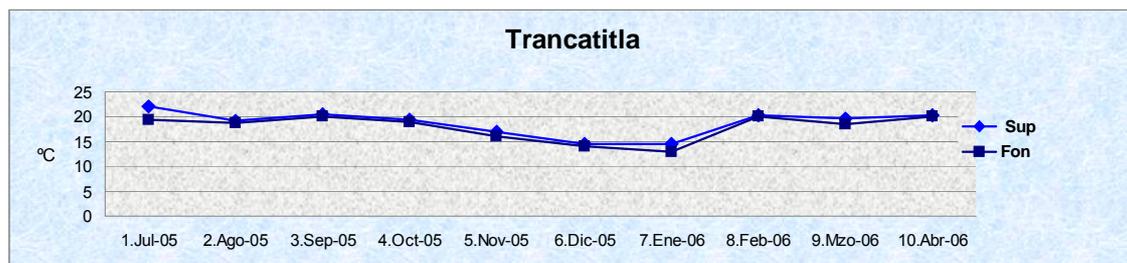
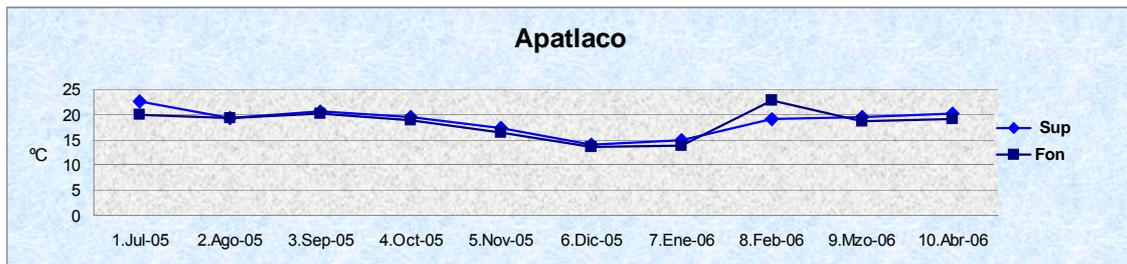
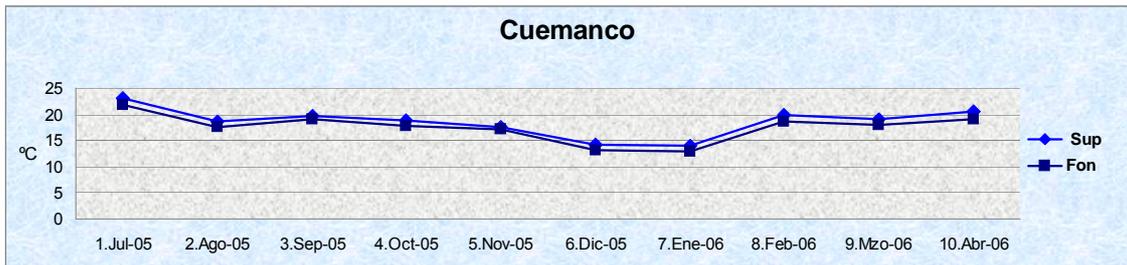


Grafica 5. Variación de la temperatura en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

En relación al periodo de monitoreo, la temperatura fue muy homogénea en los cuatro estaciones (grafica 6), siendo mínimas en los meses de noviembre, diciembre y enero con concentraciones promedio de 15.6 °C, 14.1 °C, 12.3 °C respectivamente. De esta manera el comportamiento de este parámetro espacio-temporal a lo largo de los muestreos establece una clara diferencia entre niveles que afecta directamente el comportamiento del oxígeno disuelto dentro del sistema.

Es trascendental mencionar que el análisis de este parámetro es muy importante el estudio de este tipo de sistemas, ya que influye directamente en las diferentes propiedades físicas, químicas y biológicas como lo son la disminución de la solubilidad de los gases, aceleración de los procesos de reacción química y acelerar o disminuir el metabolismo de los microorganismos presentes dentro del sistema.

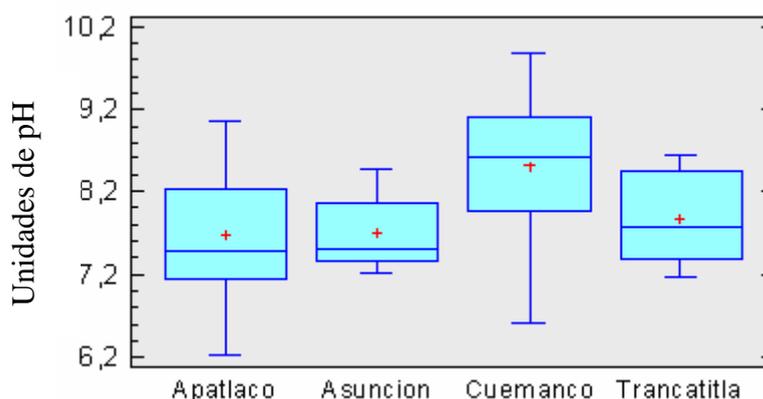
Los valores de temperatura registrados se encuentran dentro de los límites que se reportan para embalses naturales y artificiales para uso en riego agrícola en la [NOM-001-ECOL-1996](#).



Grafica 6. Variación temporal de la temperatura del agua en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

12.1c pH

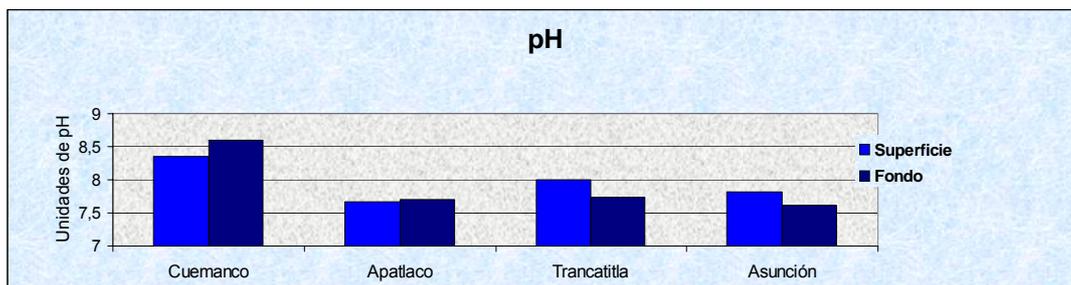
El comportamiento de este parámetro está ligado con la producción de CO₂ como producto final de la fotosíntesis dentro del sistema, de tal manera que durante los meses de mayor actividad luminosa y una mayor productividad fotosintética, se incrementa la concentración del CO₂ al aumentar los procesos respiratorios dentro del sistema (Snoeyink, 1987). Por lo que en Cuernavaca comparado con los demás sitios presenta el promedio más básico, con un valor de 8.35 unidades, seguido por Trancatitla Asunción y Apatlaco (Tabla 3) con comportamientos similares (7.87, 7.75, 7.68 unidades, respectivamente) con comportamientos homogéneos en los cuatro sitios (grafica 7) debido a la presencia de elevadas concentraciones de carbonatos (Fernández *et. al.* 2006), bicarbonatos e hidroxilos de calcio, indicando así la alcalinidad del sistema (Lind, 1985). Por lo que se encontró diferencia estadística significativa en los sitios de monitoreo ($P \leq 0.05$).



Grafica 7. Variación promedio del pH en los diferentes sitios de monitoreo.

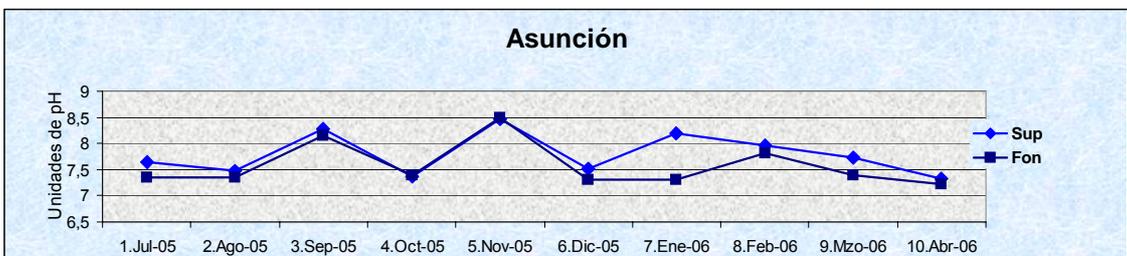
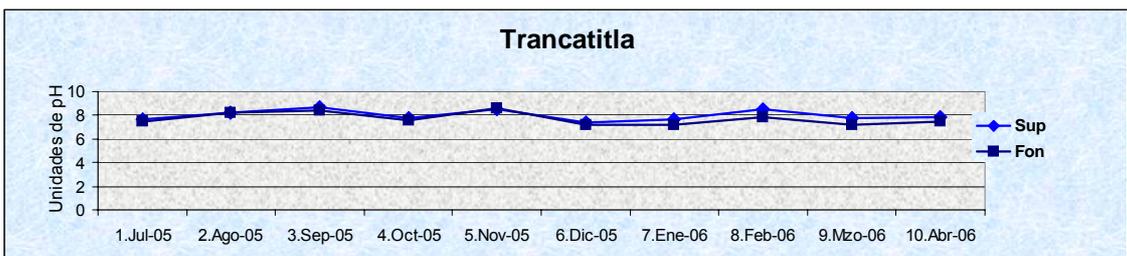
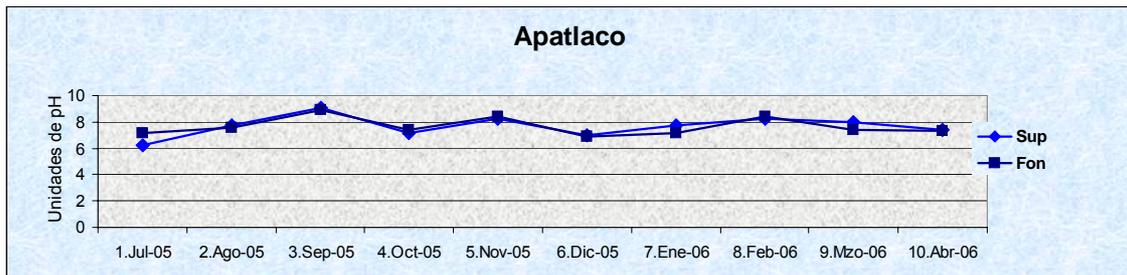
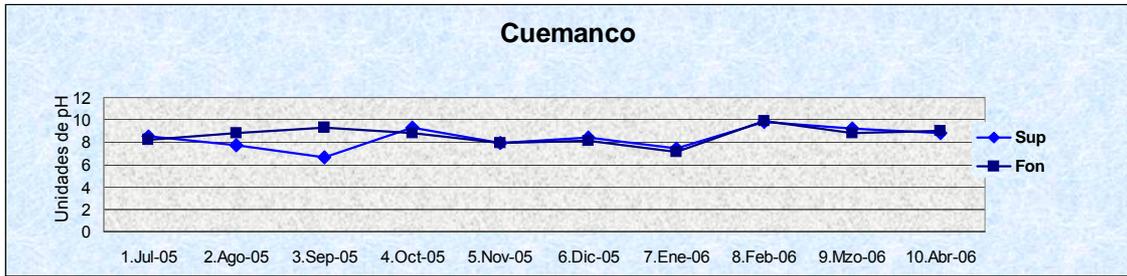
En niveles tanto en superficie como fondo (grafica 8) se muestra un comportamiento heterogéneo debido a que en la columna de agua se presenta un movimiento continuo propiciado por el tránsito de trajineras con motor, ya que la profundidad promedio de los cuatro sitios es de 1.80cm, siendo Asunción y Apatlaco los canales que reportan los valores menores debido a los procesos de respiración y degradación de la materia orgánica, propiciando que el sistema se mantenga alcalino, por lo que Garbagnati 2005 menciona que los

cuerpos de agua que en promedio presentan valores de 7.3 a 8.3 unidades mantienen una capacidad buffer del sistema mínimo, por lo tanto tienden a ser vulnerables (por lluvia ácida y efluentes domésticos), como para destruir la capacidad antes mencionada, siendo que este sistema presenta un pH alcalino. Cabe mencionar que los valores de pH rebasan los límites máximos permisibles (6.5 unidades) para agua de riego de cultivos para consumir crudos según la NOM-001-ECOL-1996.



Gráfica 8. Variación del pH del agua en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

Durante los meses de muestreo se aprecia un incremento de unidades pH en los meses de julio, septiembre y octubre (gráfica 9), siendo este periodo la época de lluvias, estas condiciones propician el lavado de los suelos cercanos al cuerpo de agua provocando un arrastre de carbonatos y bicarbonatos (Jiménez *et. al.* 1995), Es importante mencionar que guarda una estrecha relación con el dióxido de carbono, ya que este gas al ser producto de la fotosíntesis propicia que dentro del sistema se presenten valores mínimos de basicidad, situación que se presenta en el sitio de Cuemanco en relación a los demás sitios. Los valores de pH, en el sistema, tienden a un comportamiento de neutro a básico.

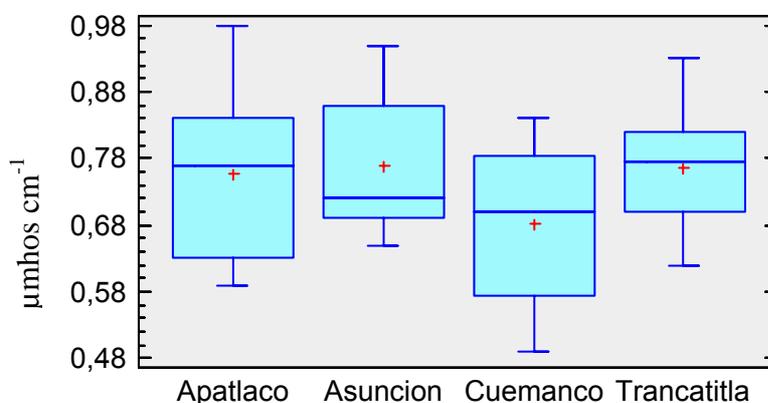


Grafica 9. Variación temporal del pH del agua en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

12.1d Conductividad Eléctrica a 25°C

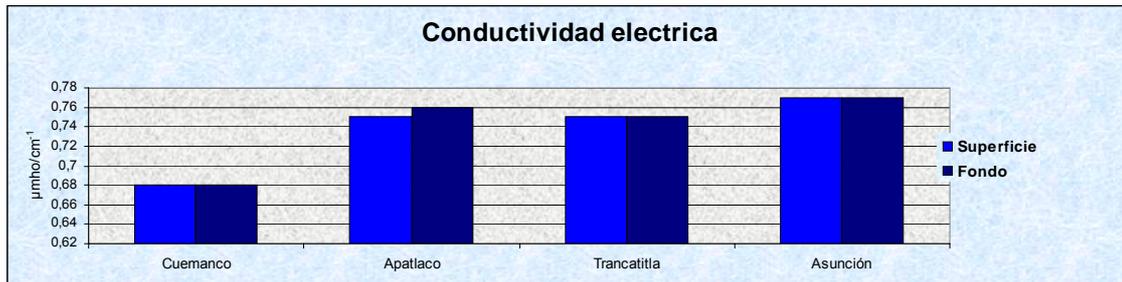
Con respecto a este parámetro, se presentaron los promedios ligeramente elevados de $0.86 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ y $0.77 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ respectivamente, indicando que en ambos canales se presenta una elevada carga iónica ya que una mayor concentración de iones incrementa la conductividad del agua, siendo este un componente mayoritario en zonas que se caracterizan por la adición de algún tipo de contaminante como lo son la salinidad, la toxicidad metálica y la sedimentación (Gray, 1997), características de estas zonas, ya que Apatlaco es urbano-agrícola y Asunción es totalmente urbana.

Las graficas 10 muestran un comportamiento heterogéneo siendo Cuemanco, quien presenta las concentraciones menores que oscilan en promedio $0.68 \mu\text{mhos cm}^{-1}$. González y Rosas, 2006 reportan la presencia de sólidos disueltos (437.28 mgL^{-1}) y como este parámetro guarda una estrecha relación con las concentraciones de sustancias disueltas, nuestro estudio coincide con dichos autores dentro de los sitios muestreados, por lo que estadísticamente presento diferencia significativa ($P \leq 0.05$).



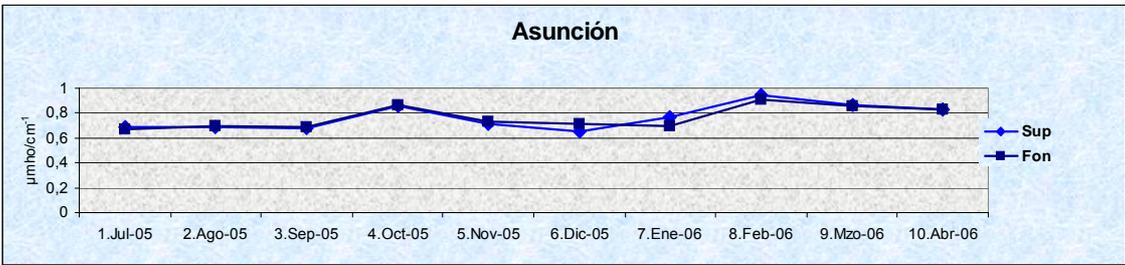
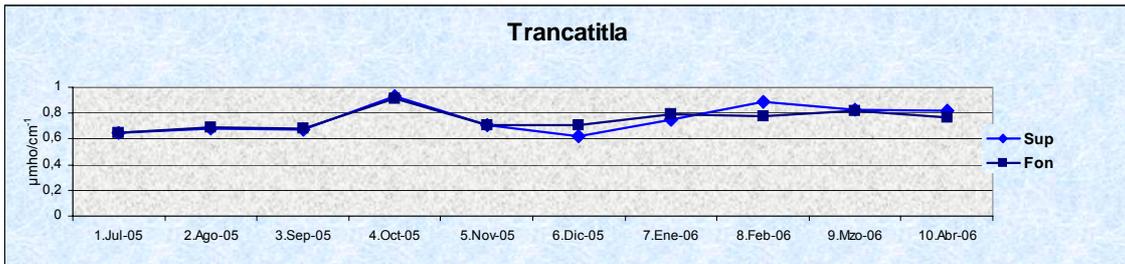
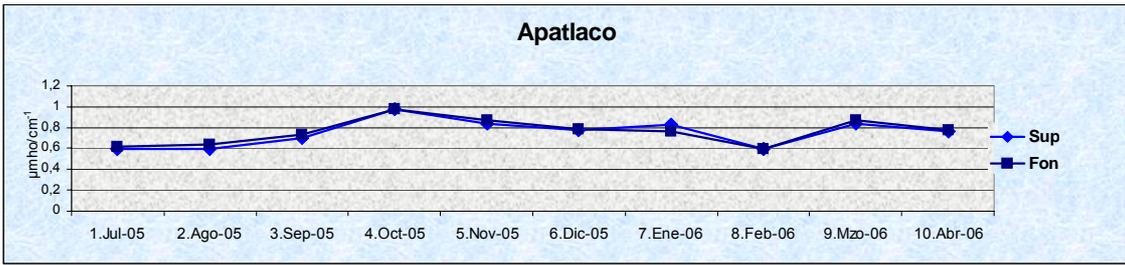
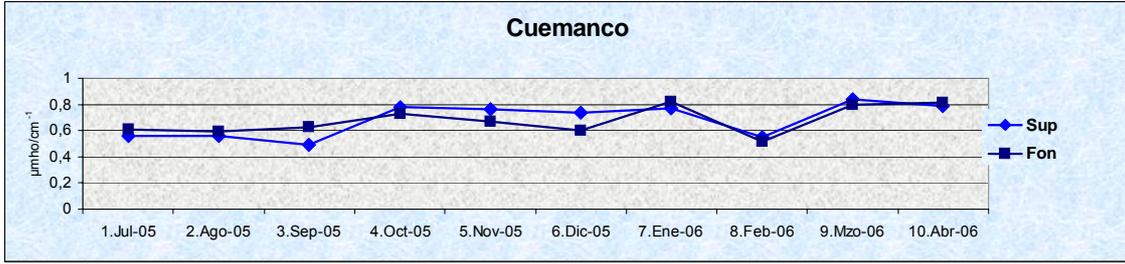
Gráfica 10. Variación promedio de la conductividad eléctrica a 25°C en los diferentes sitios de muestreo.

Cuemanco y Trancatitla se comportaron de manera homogénea, caracterizándose por ser turística y no turística respectivamente (Tabla 3), ya que en Trancatitla se da la actividad agrícola (Arcos y Cabrera, 1996). Ambos canales presentan valores de sólidos disueltos elevados que infieren en el incremento de la materia orgánica, modificando así el comportamiento de este parámetro (Gráfica 11).



Grafica 11. Variación de la conductividad eléctrica a 25°C en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

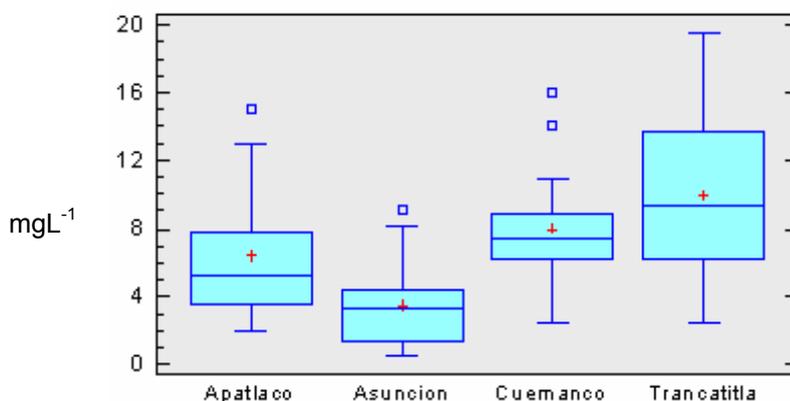
Durante el periodo de muestreo, en el mes de octubre se registran los valores elevados con promedios de $0.88 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ y el mínimo en el mes de Agosto con un promedio de $0.712 \mu\text{mhos cm}^{-1}$. A partir de la época invernal se observa una marcada tendencia al incremento de dicho parámetro, indicando que existe una elevada actividad iónica (Gomes *et. al.* 2004). El comportamiento tanto en superficie como en fondo en los cuatro sitios fue muy similar a lo largo de todo el periodo de muestreo (grafica. 12), coincidiendo con lo reportado por Ortiz y Rubalcaba (2005). Para Asunción al igual que Apatlaco presentaron valores ligeramente elevados en el mes de Octubre con promedios de $0.77 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ y $0.86 \mu\text{mhos cm}^{-1}$, siendo que Asunción presenta aportes de descargas domésticas así como de materia orgánica que proviene de establos clandestinos (ANEXO) originando que el agua se torne de color oscuro y con olores desagradables. Este canal presentó los valores mas elevados de sólidos tanto disueltos como particulados (González y Rosas, 2006) propiciando una mayor concentración de iones y por lo tanto favorece una elevada producción de materia orgánica (Fernández *et. al.* 2006).



Grafica 12. Variación temporal de la conductividad eléctrica a 25°C en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

12.1e Oxígeno Disuelto

Trancatitla y Cuemanco (Grafica 13), presentan concentraciones promedio máximas de 13.9 mgL^{-1} y 9 mgL^{-1} respectivamente, Cuemanco es considerada una zona receptora de aguas con tratamiento secundario y Trancatitla una zona agrícola, mientras que Asunción al ser una zona urbana presenta las concentraciones mas bajas; teniendo un promedio máximo de 4.26 mgL^{-1} y un mínimo de 0.75 mgL^{-1} , este tipo de condiciones que se presentan en los diferentes sitios de monitoreo principalmente en Asunción (Tabla 3), aceleran la oxidación natural del sistema por la elevada presencia de materia orgánica (Maya y Jiménez, 1999) favoreciendo la eutrofización, incrementándose así la demanda de oxígeno para los procesos de oxidación, estimulando el crecimiento de los microorganismos en grandes cantidades (Bozo *et. al.* 2007), por lo que estadísticamente presenta diferencia estadística significativa ($P \leq 0.05$).

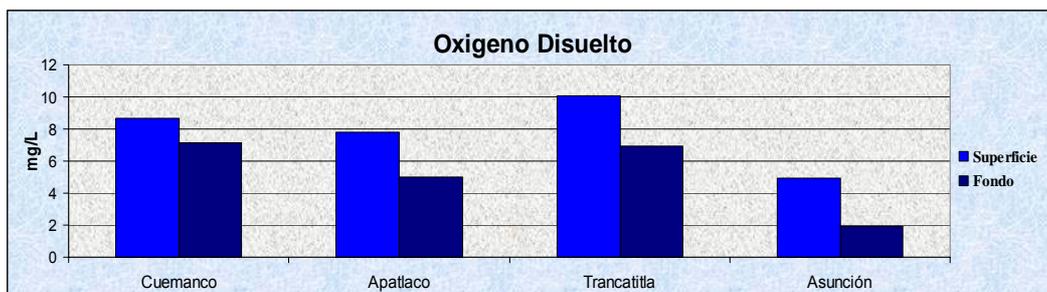


Grafica. 13. Variación promedio del oxígeno disuelto en los diferentes sitios de monitoreo.

Apatlaco al ser una canal de transición agrícola-urbano, presenta las concentraciones promedio mas elevadas en superficie (máx. de 15 mgL^{-1} y mín. de 3.8 mgL^{-1}) que en fondo (máximo de 13 mgL^{-1} y mínimo de 2 mgL^{-1}), propiciada por el material proveniente de los deslaves de las chinampas, y las descargas urbanas con elevados contenidos de materia orgánica y sales, esto ultimo implica que la solubilidad del oxígeno sea mínima (Stoker y Seager, 1981). Las concentraciones de este gas se vieron incrementadas mas en la superficie que en el fondo, propiciado por las turbulencias del medio en la

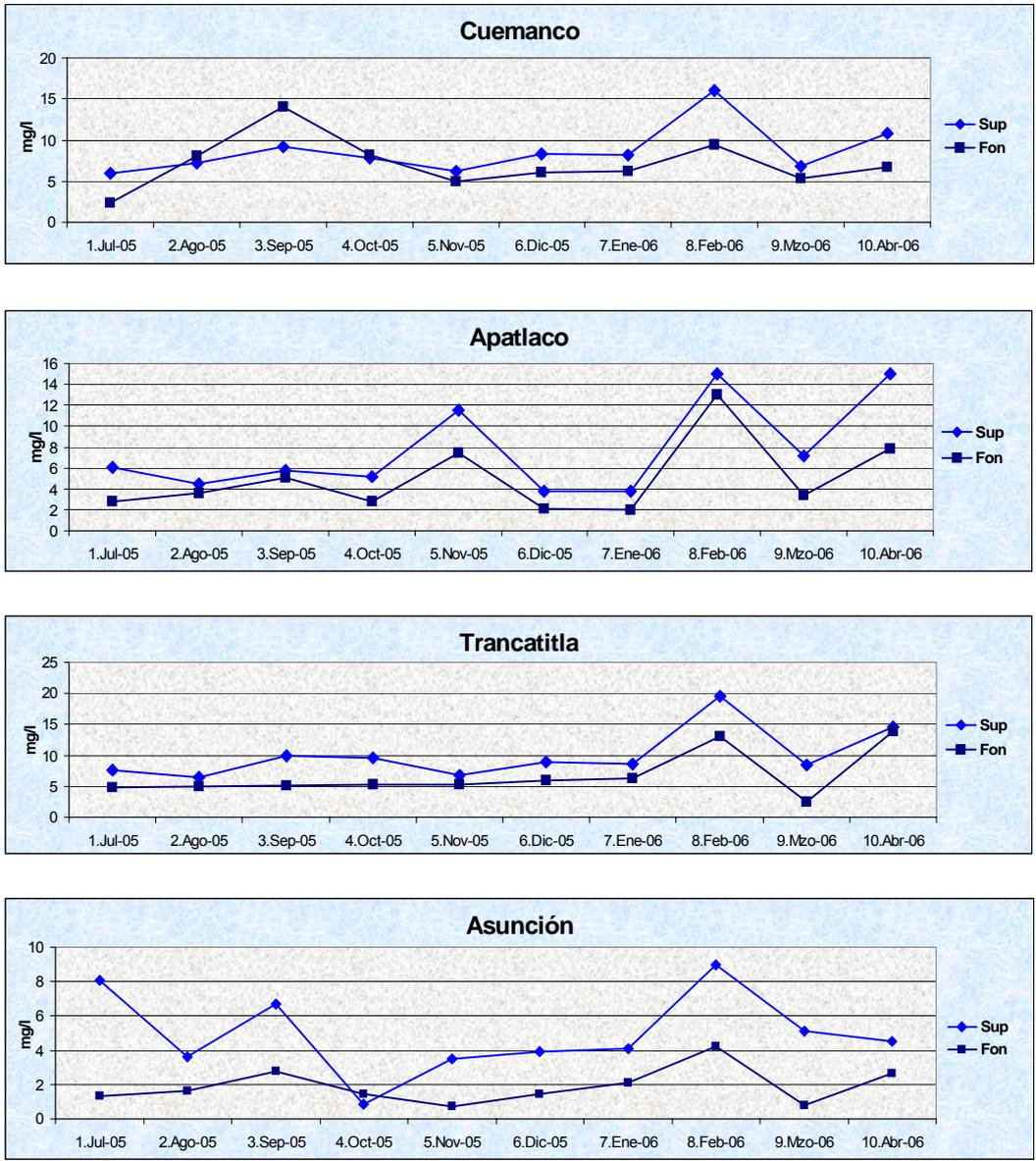
interfase aire-agua y como producto de la fotosíntesis ([Silva et. al. 2002](#)), por lo que se presenta una diferencia estadística significativa ($P < 0.05$),

En el canal de Asunción se registran las concentraciones mas bajas de este gas, reportando 2 mgL^{-1} en fondo y 4.93 mgL^{-1} en superficie (grafica 14).



Grafica 14. Variación del oxígeno disuelto en superficie y fondo en los diferentes sitios de muestreo.

Las bajas concentraciones en este canal se atribuye que en el fondo se da la descomposición de la materia orgánica ocasionando que el poco oxígeno presente se agote de manera inmediata, ([Wetzel, 1981](#)) enfatiza que la disminución del oxígeno en la columna de agua se da mas rápido en la interfase agua-sedimento, ya que es el lugar propicio donde se acrecenta la actividad microbiana, coincidiendo con lo reportado por [Ortiz y Rubalcaba 2005](#), [González y Rosas 2006](#). Durante los meses de monitoreo, este gas presento las concentraciones mas bajas en el mes de julio-05 con las concentraciones mas elevadas en superficie que en fondo, mientras que en el mes de febrero-05 se reflejan los picos mas elevados en los cuatro sitios de monitoreo, siendo nuevamente la superficie en donde se reflejan las concentraciones mas elevadas que en fondo. Esto se puede explicar debido al movimiento causado por la circulación horizontal del agua en la superficie de los canales, formándose corrientes de aire y el paso de trajineras con motor, ([Díaz et. al. 2005](#)), ya que la influencia del entorno en este lago es notoria (grafica 15).

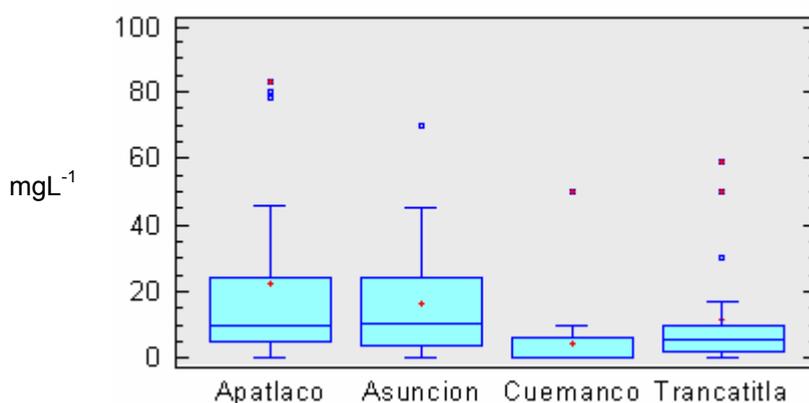


Grafica 15. Variación temporal del oxígeno disuelto en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

12.1f Dióxido de Carbono

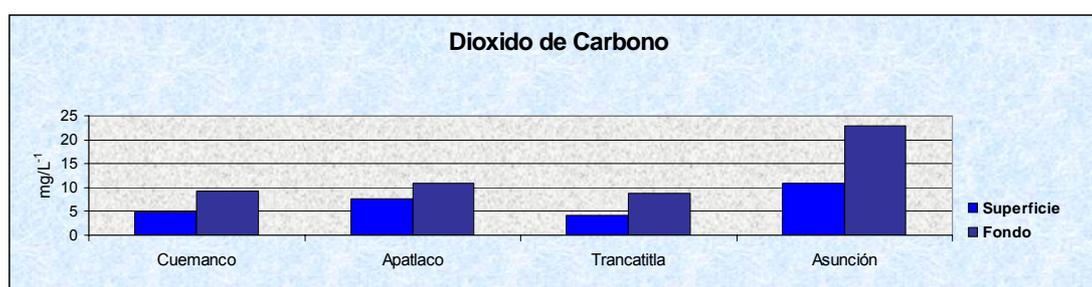
Los canales de Asunción y Apatlaco se comportaron homogéneamente, esto permite establecer que al disminuir el proceso de fotosíntesis en el fondo se incrementa el proceso de respiración (Tabla 3) favoreciendo la producción de CO₂, además de que estas zonas reciben desechos agrícolas y urbanos con la incidencia de numerosas fuentes contaminantes y una elevada presencia de materia orgánica (Velasco, 2004). La concentración del CO₂ esta determinada por procesos como la fotosíntesis y la hora del día en que se realiza el muestreo, por lo que las muestras tomadas a medio día presentan menor concentración de este gas, ya que el mismo es utilizado para la fotosíntesis.

En fondo se presentan las concentraciones mas elevadas, presentando un comportamiento similar al del O₂, por lo al ser requerido para la fotosíntesis propicia que los niveles del CO₂ disminuyan hasta el grado de agotarse y por lo tanto las concentraciones del O₂ se incrementan, tal es el caso de Cuemanco donde se aprecia una elevada taza de comunidades algales, aunado a esto se considera que la poca transparencia en los diferentes sitios se ve marcada por la poca incidencia de la luz a lo largo de la columna de agua (Weng and Chen, 2000), ya que se presenta una transparencia de 25 a 30 cm para los sitios de monitoreo. Los valores que se obtuvieron de transparencia, indican que la luz sólo alcanza a penetrar a nivel superficie, por ello el proceso de fotosíntesis se ve reflejada principalmente en la superficie, por lo que este gas presentó diferencia estadística significativa ($P \leq 0.05$), manteniendo un comportamiento homogéneo en los sitios de monitoreo sobre todo en Cuemanco y Trancatitla (grafica 16).



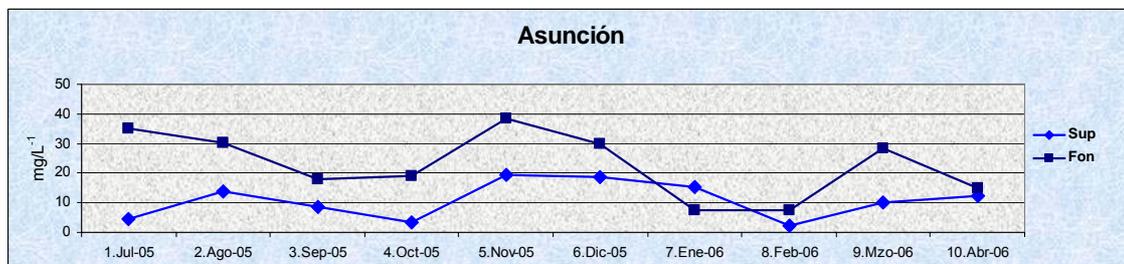
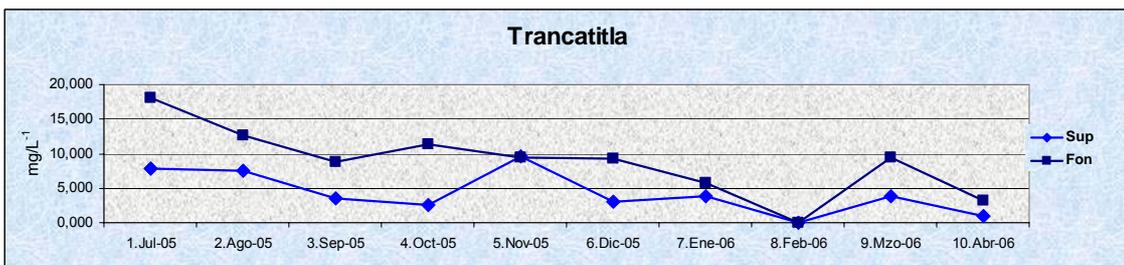
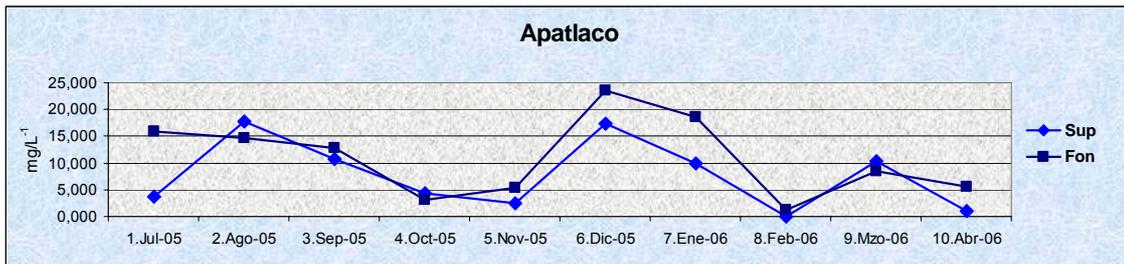
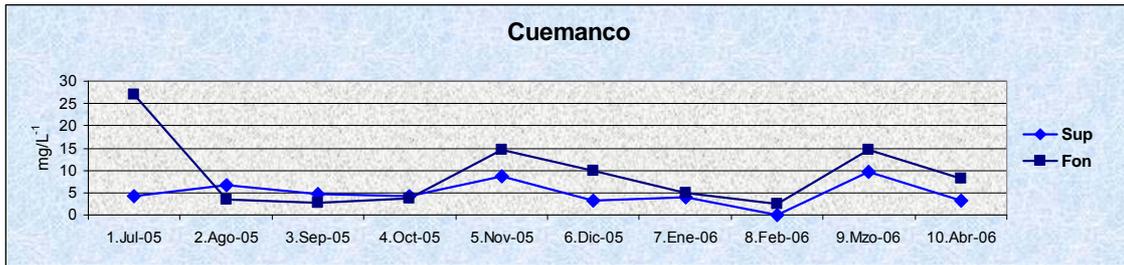
Grafica 16. Variación promedio del dióxido de carbono en los diferentes sitios de monitoreo.

Las concentraciones de CO₂ mantuvieron un comportamiento heterogéneo en los diferentes sitios durante los meses de muestreo, sin embargo las concentraciones más elevadas tanto en fondo como en superficie se presentan en el canal de Apatlaco (Noviembre-Diciembre). Sin embargo en fondo se presentaron las concentraciones elevadas, registrando promedios para superficie de 18.11 mgO₂L⁻¹ y en fondo 5.26 mgO₂L⁻¹ para el canal de Trancatitla y para Asunción se registran valores en fondo de 9.94 mgO₂L⁻¹ y en superficie de 9.34 mgO₂L⁻¹ (grafica 17).



Grafica 17. Variación del Dióxido de Carbono en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

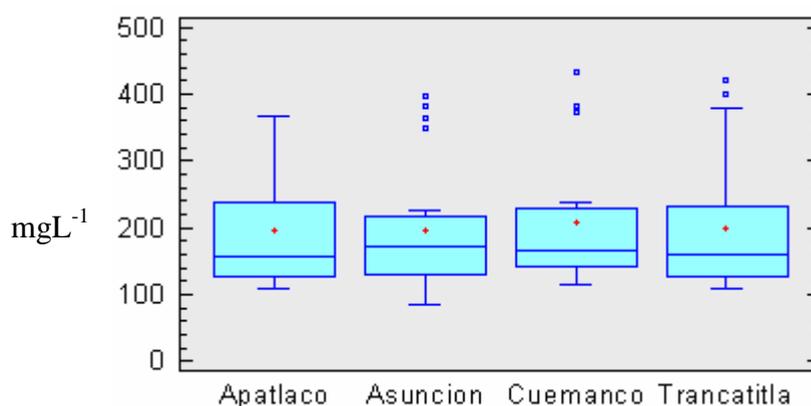
Por otra parte, los puntos de monitoreo se comportaron homogéneamente durante el periodo de monitoreo, esto hace suponer que los procesos tanto de respiración y fotosíntesis no presentan cambios significativos en relación con tiempo y espacio, por lo que suponemos que los procesos de respiración y la descomposición de la materia orgánica son mas estables que la fotosíntesis (grafica 18). (Figuerelo y Marino, 2001) enfatizan que el CO₂ condiciona la presencia de materia orgánica dentro del sistema, por lo que la generación de la materia orgánica es constante a lo largo del tiempo. Puede haber una sobresaturación de este gas a medida que se incrementan los procesos fotosintéticos y respiratorios (Contreras, 1994). La homogeneidad de las concentraciones de CO₂ se encuentran determinados por los procesos de fotosintéticos y la hora del día en que se realizan los monitoreos, por lo que la homogeneidad de este gas permite determinar que hay un equilibrio entre la descomposición que tienen lugar durante los procesos de degradación de plantas, animales y el metabolismo de las bacterias (Contreras, 1994).



Grafica 18. Variación temporal del Dióxido de Carbono en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

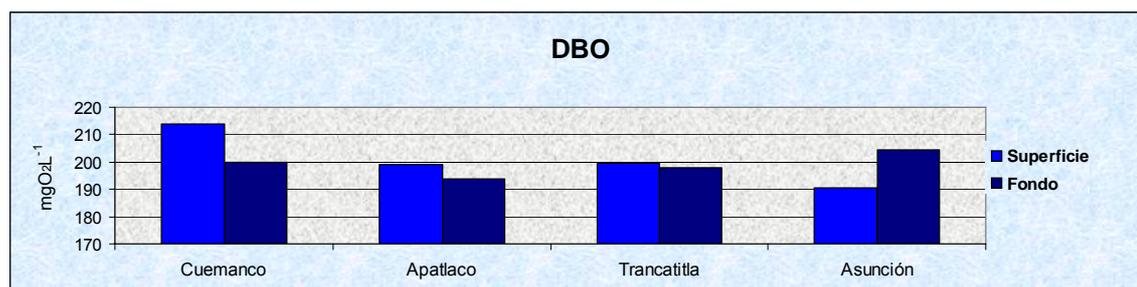
12.1g DBO

La demanda bioquímica de oxígeno estima el oxígeno gastado en la descomposición de materia orgánica de un desecho en disolución acuosa, por tanto si la DBO es elevada indica contaminación orgánica, por lo que en los cuatro sitios de monitoreo los valores rebasan el límite máximo permisible para su uso en riego agrícola ([NOM-001-ECOL-1996](#)), indicando que el sistema presenta una elevada carga de materia orgánica. El sitio de Apatlaco al ser una zona agrícola presenta concentraciones elevadas (Tabla 3), debido a que existen deslaves de los suelos chinamperos que como contenidos presentan complejos orgánicos e inorgánicos procedentes de lodos de la columna de agua y abono para fertilizar el suelo ([Ramos y Cajuste, 2001](#)), por lo que se pueden justificar esta tendencia de la DBO_5 debido a la gran cantidad de desechos que son vertidos por la gente del lugar. Por lo que este parámetro no presentó diferencia estadística significativa ($P= 0.0985$) reflejando una homogeneidad en los cuatro sitios de monitoreo (grafica. 19).



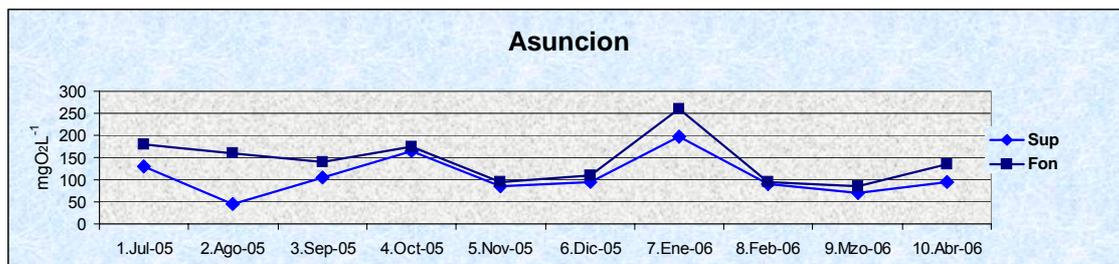
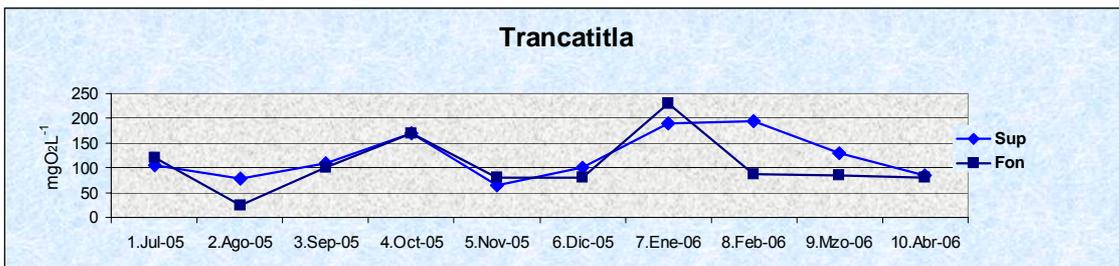
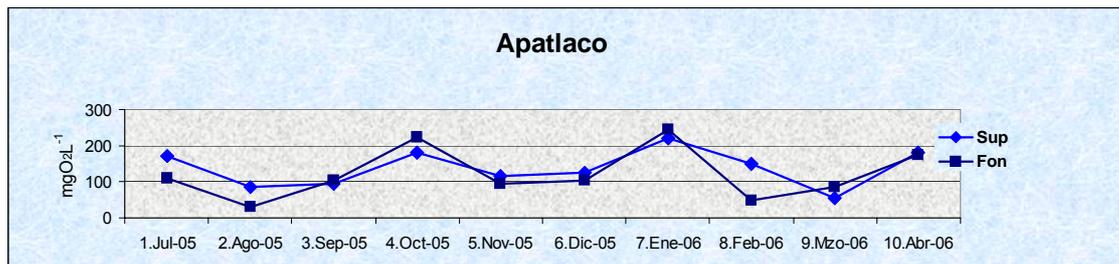
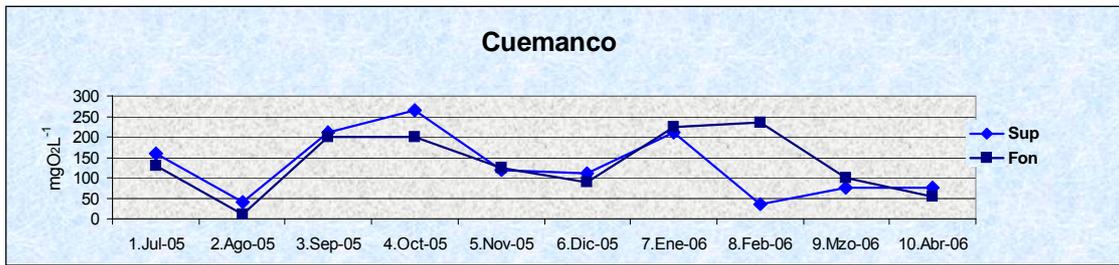
Gráfica 19. Variación promedio de la DBO en los diferentes sitios de monitoreo.

Cuemanco al ser un cuerpo receptor de aguas residuales tratadas presenta concentraciones de $219.98 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ y $199.86 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ en superficie y fondo respectivamente. Las concentraciones de este parámetro coinciden con lo reportado por [González y Rosas, \(2006\)](#), ya que el tipo de agua que se descarga en este sitio lleva consigo sustancias orgánicas e inorgánicas, situación que se torna mas compleja, por lo que se inhiben los procesos naturales del sistema, generando una problemática constante para la salud pública ([Prescott et. al. 2004](#)) (grafica 20).



Grafica 20. Variación de la DBO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

Asunción por ser una zona urbana presenta concentraciones promedio de $190.37 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ y $204.34 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ en superficie y fondo respectivamente, este sitio es utilizado como un cuerpo receptor de los desechos urbanos (desperdicios sanitarios, detergentes y basura) con un elevado contenido de sustancias orgánicas e inorgánicas, propiciando que la depuración natural del sistema sea demasiado lenta o incluso nula (Vidrio y Ávila, 2000). Durante los meses de agosto y noviembre se presentan las concentraciones mas elevadas (grafica 21) tanto en superficie como en fondo con concentraciones promedio de $432 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ y $385.3 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ respectivamente, mientras que para noviembre se presentan concentraciones mas elevadas de $348.12 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ en superficie y $332.41 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ en fondo, para que posteriormente se mantenga constante en los meses restantes, siendo que en estos meses se presenta una mayor influencia de materia orgánica biodegradable (Stanley et. al. 2002), donde el comportamiento de este parámetro es homogéneo con tendencia a incrementarse en superficie, por presencia de materia orgánica biodegradable y al crecimiento de tanto de bacterias y microorganismos durante el año, reflejando una elevada carga de nutrimentos (Leslie G. et. al.1999). Se puede establecer que los cambios característicos estacionales, no influyen considerablemente, sin embargo se aprecian predisposiciones donde los valores más elevados de la DBO_5 se encuentran en los sitios con influencias de descargas residuales tratadas y domesticas. A través del tiempo los valores de la DBO_5 se incrementan en sitios donde se presentan situaciones sanitarias críticas como consecuencia de las descargas que recibe de las aguas residuales industriales y urbanas sin tratamiento o ineficientemente tratadas, estas actividades urbanas inciden a numerosas fuentes de contaminantes.

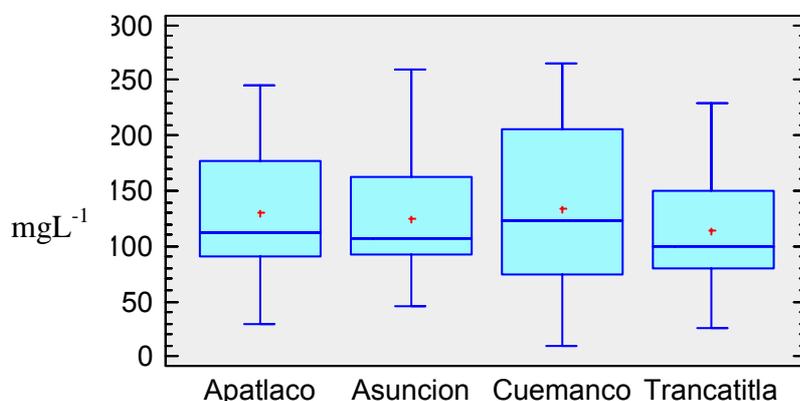


Gráfica 21. Variación temporal de la DBO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

12.1h DQO

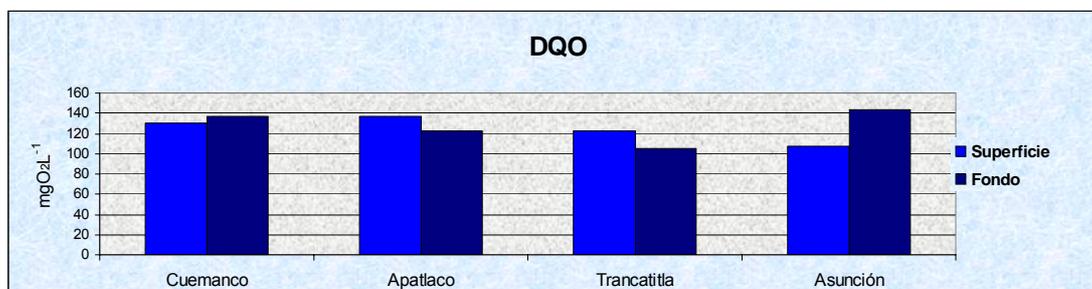
Este parámetro manifiesta la cantidad de oxígeno necesario para oxidar químicamente la materia orgánica presente en el agua; guardando una buena relación con la DBO. Cabe hacer mención que cada uno de los sitios tiende a variar según el tipo de descargas que reciben, y en general los valores del fondo son ligeramente elevados que en superficie. Por ejemplo, Cuemanco por ser un canal receptor de aguas residuales tratadas, presenta valores promedio de $130 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ en superficie y $136 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ en fondo (Tabla 3), esto se ve reflejado en el tipo de agua que se vierte, ya que esta proviene de distintas plantas de tratamiento y cuyo tratamiento es ineficiente, encontrándose altos niveles de contaminantes orgánicos e inorgánicos que son de difícil degradación por el mismo sistema (Díaz y Domínguez, 2004). De tal forma que no es poco común que aguas con un elevado contenido de material orgánico proveniente de aguas residuales sobrepasen la solubilidad del oxígeno.

En el canal de Asunción se torna más complicado el comportamiento de este parámetro, por lo que en este sitio se encontraron valores mínimos en superficie de $45 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ y el máximo en fondo de $259 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$, rebasando los límites máximos permisibles de 50 mgL^{-1} (NOM-001-ECOL-1996), se considera que en este sitio se incrementan los desechos orgánicos de la creciente población local, y asentamientos humanos que cuentan con sistemas inadecuados de alcantarillado y como respuesta a la adición de nutrientes, se percibe el crecimiento acelerado de microorganismos (Ramalho, 1991), (González y Rosas, 2006). Por lo que no se encontró diferencia estadística significativa en los diferentes sitios de monitoreo ($P = 0.7616$) (grafica 22).



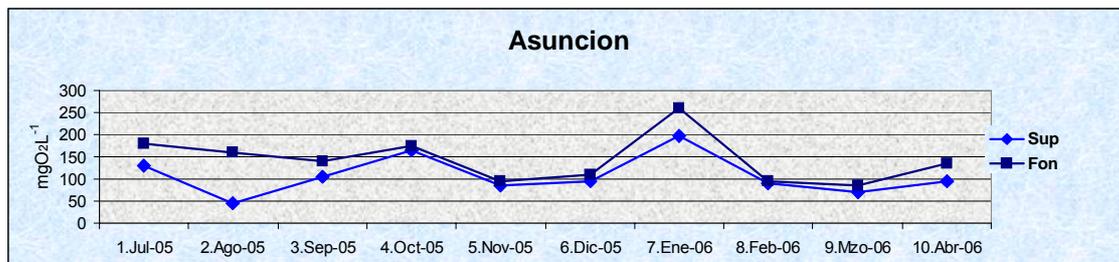
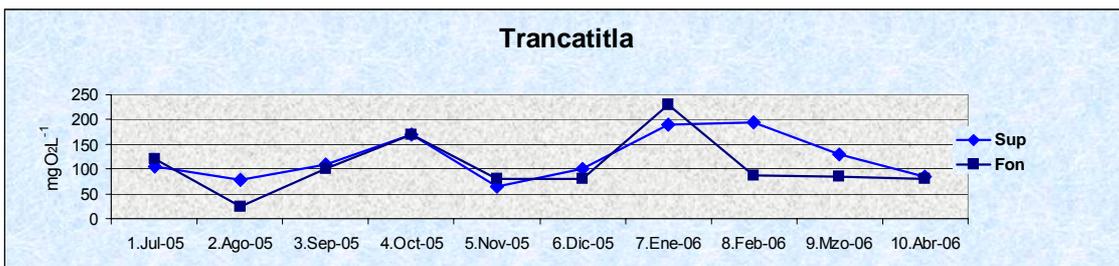
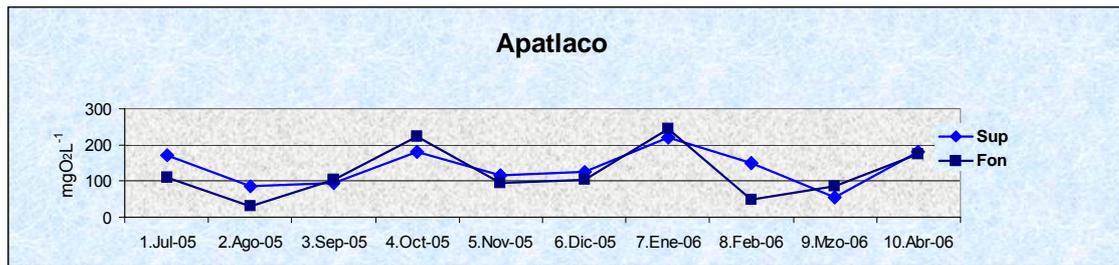
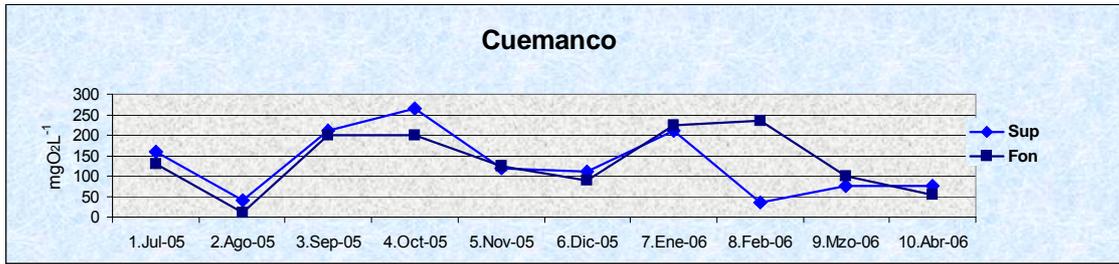
Grafica 22. Variación promedio de la DQO en los diferentes sitios de monitoreo.

Apatlaco y Trancatitla tienen un comportamiento similar (grafica 23), ya que las aportaciones hacia estos canales son generados por la actividad agrícola, principalmente por el uso de abono animal, compostas, además del uso de lodos (Jiménez *et. al.* 1995) en el sitio de Trancatitla, mientras que Apatlaco presenta aportes tanto agrícolas como urbanos, sin previo tratamiento, implicando que este sistema esta expuesto a mezclarse con aguas municipales, industriales y deslaves de suelos agrícolas (Liu y Lipták, 2000). Estos resultados nos indican que existe una elevada cantidad de compuestos difícilmente biodegradables en fondo que en superficie debido en gran medida al aporte de de material vegetal.



Grafica 23. Variación de la DQO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

Durante el periodo de muestreo se aprecia un comportamiento espacio-temporal homogéneo, donde los meses de Octubre a Enero presentan las concentraciones mas elevadas (212.32 mgO₂L⁻¹ y 235.13 mgO₂L⁻¹) respectivamente tanto en fondo como en superficie, siendo así que para los meses restantes las concentraciones tienden a disminuir en los cuatro sitios de monitoreo (grafica 24). Es importante mencionar que en los meses de otoño-invierno se aprecian los valores ligeramente elevados de DQO posiblemente por la presencia excesiva de nutrientes, esto nos indica la existencia de materia difícilmente biodegradable. González y Rosas 2006 mencionan que en Octubre a Enero se aprecia un incremento en los valores de nutrientes y DQO.



Grafica 24. Variación temporal de la DQO en superficie y fondo en los diferentes sitios de monitoreo.

12.2 Metales pesados disueltos y particulados

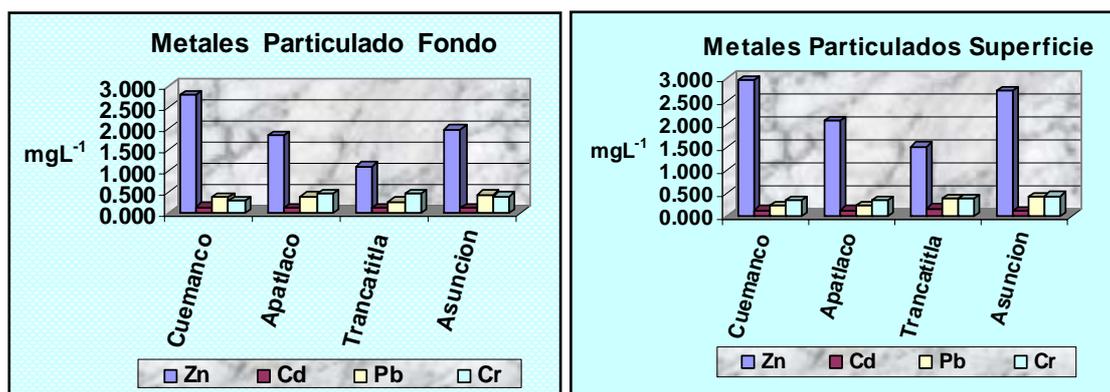
Las distintas concentraciones de metales pesados (Pb, Cd, Cr, Zn, Fe) evaluados en la columna de agua dentro del lago de Xochimilco no rebasan los límites máximos permisibles (NOM – 001 – ECOL - 1996), sin embargo cabe la posibilidad de que a corto plazo rebasen dichos límites, de hecho son tóxicos cuando por motivos naturales o por la acción antropogénica se acumulan en los suelos, las aguas o los seres vivos.

A continuación se analizan los metales pesados considerando las dos fracciones (disuelto y particulado).

La NOM – 001 - ECOL – 1996 establece una concentración de 10mgL^{-1} como máximo para aguas de uso en riegos agrícolas y la ECA establece 5 para este metal, por lo que no rebasa los límites máximos permisibles.

El **Zinc** registró las concentraciones más elevadas tanto en fracción disuelta como particulada (Grafica 25 y 26), siendo Cuemanco el sitio donde se reportan para los metales particulados concentraciones de 2.98mgL^{-1} y 2.97mgL^{-1} en superficie y fondo respectivamente, mientras que para los disueltos se registraron 0.051mgL^{-1} y 0.053mgL^{-1} en superficie y fondo respectivamente (Tabla 4 y 6).

Se puede observar que la fracción particulada presenta las concentraciones mas elevadas que la disuelta tanto en superficie como en fondo, el comportamiento de este metal se le atribuye a la asociación que existe entre los granos finos de la materia orgánica en suspensión y los óxidos de hierro y manganeso ([Landing et. al. 1995](#)), tiende a depositarse en los sedimento y la fracción de la materia orgánica formando complejos con los carbonatos (ZnCO_3) y óxidos de hierro ([García, 2002](#)), sin olvidar que este sitio es receptor de aguas residuales tratadas provenientes de la Planta de Tratamiento Cerro de la Estrella. [Rivas et. al. 2003](#) mencionan que este tipo de aguas presentan un tratamiento ineficiente, llevando con sigo metales pesados en donde las concentraciones varían considerablemente.



Grafica 25. Concentración de metales pesados particulados en superficie y fondo.

Cuernavaca y Asunción presentaron las concentraciones elevadas tanto en superficie como en fondo en la fracción particulada con concentraciones de 2.73 mgL^{-1} y 1.99 mgL^{-1} respectivamente. El Zn en forma disuelta en los diferentes sitios presento un comportamiento muy homogéneo entre Apatlaco (superficie 0.052 mgL^{-1} y fondo 0.053 mgL^{-1}), Trancatitla (superficie 0.049 mgL^{-1} y fondo 0.056 mgL^{-1}) y Asunción (superficie 0.051 mgL^{-1} y fondo 0.053 mgL^{-1}) donde el nivel de superficie refleja las concentraciones ligeramente menores que en fondo.

El comportamiento que presentan los sitios de Apatlaco y Trancatitla se debe a que en el primer sitio se presenta la actividad agrícola y el segundo sitio una actividad urbano agrícola, haciendo mención que en ambos sitios se presentan deslaves en épocas de lluvias, aportando pequeñas fracciones de diferentes componentes orgánicos e inorgánicos entre ellos el Zn, lo cual lo hace biodisponible para los organismos acuáticos siendo este un elemento esencial y por lo tanto facilita su incorporación a la trama trófica del sistema (Gómez *et al.* 2004).

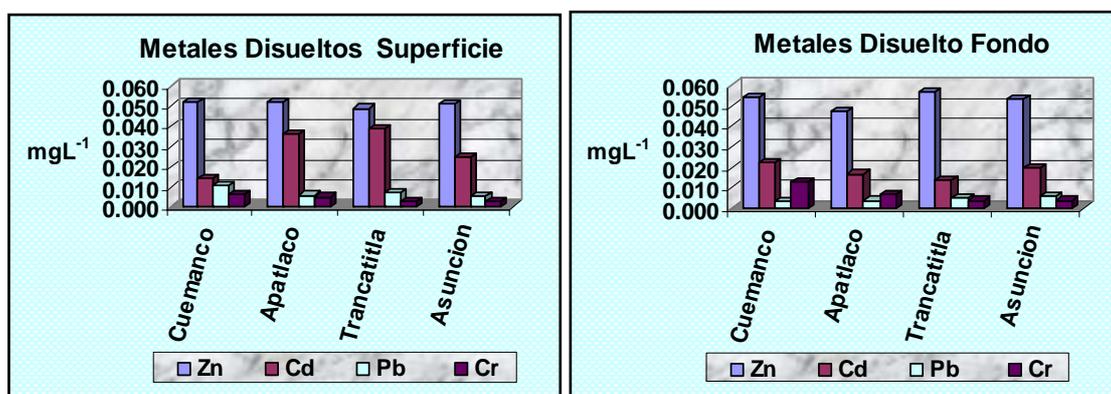
Las concentraciones de **cadmio** en la columna de agua se vieron incrementadas a nivel superficial en la fracción disuelta (grafica. 26), siendo el sitio de Apatlaco Trancatitla quienes presentaron las concentraciones ligeramente elevadas, oscilando entre 0.036 mgL^{-1} y 0.039 mgL^{-1} , mientras que en fondo las concentraciones fueron homogéneas, donde el valor mínimo de registro en Trancatitla y el máximo en Cuernavaca con valores de 0.014 mgL^{-1} y

0.022mgL⁻¹ respectivamente. Este comportamiento en forma disuelta nos indica que en el sitio de Cuemanco se presenta un aporte significativo de este metal mediante la adición de aguas residuales ineficientemente tratadas y que a su vez es adsorbido rápidamente por la materia orgánica que posteriormente precipita al sedimento (Tabla 6).

El Cd puede ser encontrado en varias formas químicas como Cd²⁺ o sus hidratos (Cd (OH)⁺), como complejos metálicos inorgánicos (Cd (HCO₃)⁺) y complejos orgánicos. Como otros metales, la dureza y el pH tienen efectos significativos para que este metal se encuentre soluble y se sabe que a un pH ácido, casi todo el Cd soluble está en forma de catión divalente (García 2002). En la fracción particulada el, comportamiento fue homogéneo tanto en los dos niveles, siendo nuevamente Cuemanco y Trancatitla quienes presentan un ligero incremento en fondo que en superficie, con concentraciones para Trancatitla de 0.176mgL⁻¹ en superficie y 0.12mgL⁻¹ en fondo, mientras que Cuemanco presento 0.139mgL⁻¹ en superficie y 0.14mgL⁻¹ en fondo.

Al igual que los otros elementos evaluados, posiblemente su presencia se deba a los diferentes procesos de floculación de los óxidos de hierro y manganeso con la materia orgánica que se encuentra en suspensión, los cambios de pH (David and Phillips 1995) y la asociación frecuente con los compuestos de Zn (Said 1992). Rebasando los límites máximos permisibles por la ECA que establece una concentración de 0.01 para este metal.

La NOM – 001 - ECOL – 1996 establece una concentración de 0.2mgL⁻¹ como máximo para aguas de uso en riegos agrícolas y la ECA que establece 0.01 para este metal, en este último si rebasa el límite máximo permisible.



Grafica 26. Concentración de metales pesados disueltos en superficie y fondo.

Con respecto al **chromo** se puede establecer que la forma particulada presenta las concentraciones ligeramente homogéneas a nivel de superficie en los cuatro sitios de monitoreo (grafica 25). Este comportamiento en general se debe a las condiciones físicas y químicas de cada sitio. (Márquez y Martínez 2000), señalan que el Cr exhibe una buena relación con la fracción fina, confirmando que este metal está asociado al carbono orgánico y a los óxidos de hierro y que es liberado al sistema debido a las condiciones de oxidación-reducción. Por lo que sitios como Asunción, Apatlaco y Trancatitla presentan una elevada presencia de partículas suspendidas y disueltas (González y Rosas 2006) que interactúan, formando complejos solubles que tienden a estar relacionados a las descargas y mecanismos antropogénicos. Por lo que este metal en forma disuelta presenta concentraciones elevadas en sitios como Cuemanco y Apatlaco, con concentraciones de 0.06mgL^{-1} y 0.013mgL^{-1} en fondo, 0.05mgL^{-1} en superficie y 0.07mgL^{-1} en fondo, respectivamente. La NOM – 001 - ECOL – 1996 establece una concentración de 0.2mgL^{-1} como máximo para aguas de uso en riego agrícola y la ECA que establece 0.05, por lo que no rebasa los límites máximos permisibles para este metal.

La homogeneidad en este comportamiento (grafica 26) para los cuatro sitios de monitoreo Tabla, se debe principalmente a que en el sistema existen procesos de dilución en época de lluvias y por los aportes generados por el impacto antropogénico (Marqués y Martínez 2000), estas características se ven reflejadas principalmente en sitios como Asunción y Trancatitla (Tabla 5 y 7).

El **plomo** presentó un comportamiento homogéneo dentro del sistema, siendo que las concentraciones más elevadas se presentaron en la fracción particulada (grafica 25 y 26), estos incrementos se ven reflejados principalmente en superficie con una concentración de 0.044mgL^{-1} para el sitio de Asunción, siendo que este sitio es receptor de las descargas domésticas que provienen de la población local y urbes adyacentes, generando una contaminación con una elevada presencia de materia orgánica que propicia la especiación y la biodisponibilidad del plomo, actuando como un ligando,

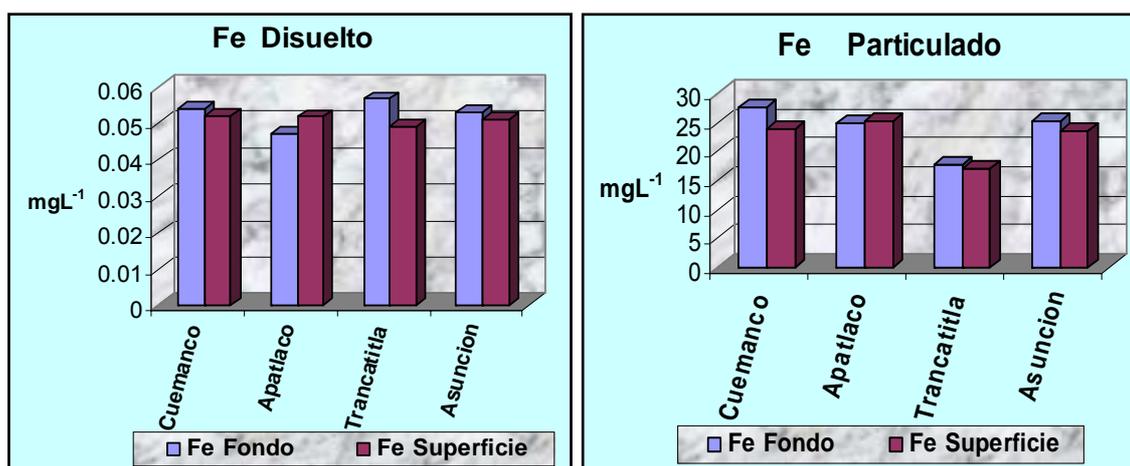
reduciendo la toxicidad por complejación del plomo en forma similar a ligandos como el EDTA (Castañe 2003). La fracción disuelta tanto en superficie como en fondo presentó un comportamiento homogéneo en los cuatro sitios de muestreo (grafica 26), siendo que este comportamiento se observa en sitios como Cuemanco y Trancatitla, debido al trancito de embarcaciones con motor a gasolina, por lo que esta características propician la generación de especies como di, tri, y tetra alquil de plomo (Said 1992)

El sitio de Cuemanco al ser un canal receptor de aguas residuales tratadas, se registra concentraciones ligeramente elevadas de plomo en la fracción particulada a nivel superficie, con concentraciones de 0.25 mgL^{-1} y 0.34 mgL^{-1} , esto se ve reflejado en virtud de las aguas residuales de tipo industrial que vierten sus residuos en las plantas de tratamiento, las cuales presentan concentraciones significativas de este metal. Silva *et.al.* 2002, puntualizan una situación similar en los estados de Puebla y Tlaxcala, donde el uso de aguas residuales tratadas, en ciertos casos aporta materia orgánica, incrementando los elementos tóxicos como el Cr, Pb, y Cd. La NOM – 001 - ECOL – 1996 establece una concentración de 0.5 mgL^{-1} como máximo para aguas de uso en riegos agrícolas, por lo que no rebasa los límites máximos permisibles pero si para la ECA que establece 0.05 para este metal.

Por otra parte el **hierro** en el lago de Xochimilco lo encontramos preferentemente en forma particulada situación favorecida por las condiciones oxicas del sistema y en el pH ligeramente básico del agua (grafica 27).

Esto se traduce en que el ion fierro lo encontremos en forma de ion ferrico en agua con contaminación orgánica, el hierro tiende a encontrarse en forma soluble. En virtud de lo importante que resulta para la nutrición de los organismos unicelulares resulta más relevante medir las concentraciones de hierro soluble que hierro total, sin embargo, en lo sistemas altamente eutróficos como el caso de xochimilco, el potencial redox disminuye a valores de entre 0.2 y 0.3 voltios aproximadamente originándose la presencia del ion ferroso. En el lago de xochimilco las concentraciones de hierro soluble en superficie, como

consecuencia de la oxigenación del sistema son bajas, siendo considerablemente mas elevada en forma particulada (Tabla 6). Por lo que si rebasa los limites máximos permisibles establecidos por la ECA que es de 0.3 para agua potable y 5 para uso agrícola.



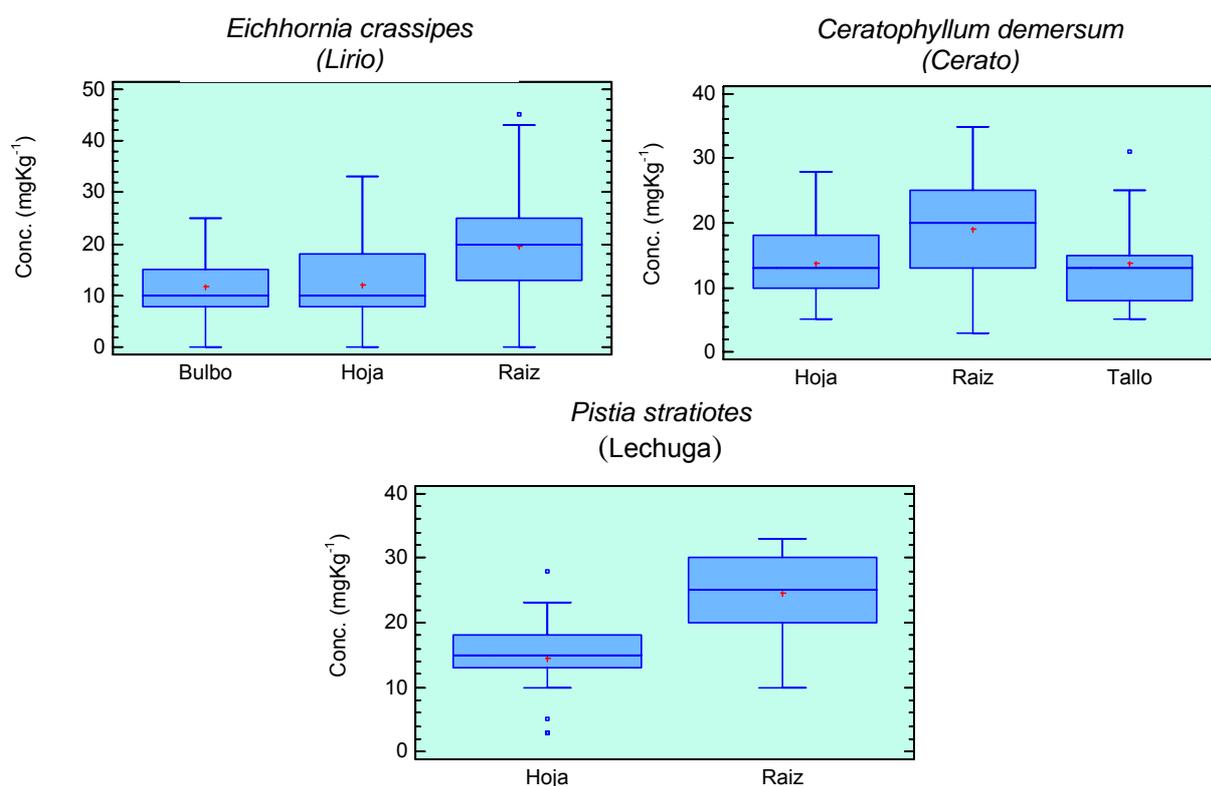
Gráfica 27. Concentración de hierro disuelto y particulado en superficie y fondo.

12.3 Metales pesados en macrofitas acuáticas

Se puede establecer que la remoción de las diferentes especies de macrofitas es variada, propiciando que para cada especie se pueda establecer un determinado intervalo de concentraciones de los diferentes metales, los cuales se manifiestan presentando signos de toxicidad, la potencialidad de variaciones en el desarrollo la planta, su nutrición y las características del sistema.

El **plomo** presentó diferencia estadística significativa en distintas estructuras y por especie, siendo que para lirio hubo una diferencia de ($P < 0.05$), ($P = 0.2611$) en cerato y ($P < 0.05$) para lechuga, siendo la estructura de la raíz quien presenta las concentraciones mas acentuadas (grafica 28) con valores promedio de 15.60 mgK^{-1} en lirio, 19.07 mgK^{-1} en cerato y 23.97 mg^{-1} en lechuga. El comportamiento de este metal en las tres especies, se diferencia muy poco con respecto a las concentraciones que se enmarcan, sin embargo el lirio encabeza las concentraciones ligeramente elevadas, seguidas por lechuga y cerato (Tabla 8). Estas diferencias se deben a que el Lirio es una de las

macrofitas que cuenta con una mayor superficie de contacto dentro del sistema en comparación con las otras dos especies. Se ha descrito que el nivel de proliferación de las tres especies, principalmente el Lirio, están en función y disponibilidad de nutrimentos dentro del sistema ([Tecnología ambiental para el desarrollo sustentable ISBN-63-9](#)).

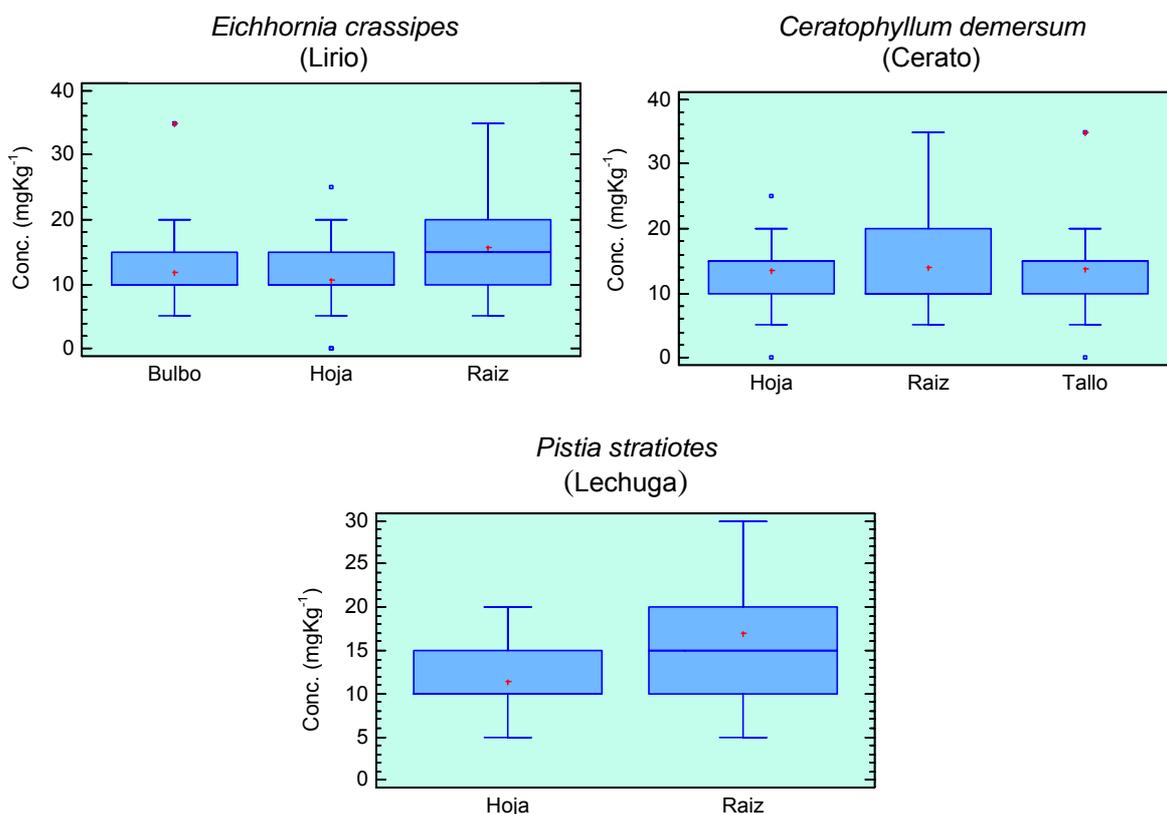


Grafica 28. Comportamiento del plomo en las diferentes especies y estructuras.

Ortiz y Rubalcaba (2005) citan que los sitios dentro del lago de Xochimilco en general son muy eutróficos, razón por la cual hay una carga elevada de nutrimentos que se encuentran formando complejos con el plomo, favoreciendo mas aun la absorción propiciada por la degradación de la materia orgánica que llevan a cabo los microorganismos que se encuentran sobre y alrededor de las raíces de las plantas, por lo que los productos degradados son absorbidos por las plantas junto con otros minerales (Núñez *et. al.* 2004) (Takeda *et. al.* 2003), sin embargo un exceso en la materia orgánica no permite la movilidad de los metales pesados dentro de la planta e incluso la movilidad es baja dentro del

sistema, esto propicia bajas concentraciones de elementos en la planta (Lewander *et. al.* 1996). Navarro *et. al.* 2007 mencionan que la absorción de este metal es pasiva, por lo que la traslocación a otras estructuras lo es más aún. Se ha observado que el sistema radicular de las tres especies de macrofitas es el área donde se encuentran los metales absorbidos y las cargas que dependen del pH, por lo que las cargas eléctricas de la raíz y cargas opuestas de partículas coloidales suspendidas se adhieren a la superficie de la raíz favoreciendo la absorción (Núñez *et. al.* 2004).

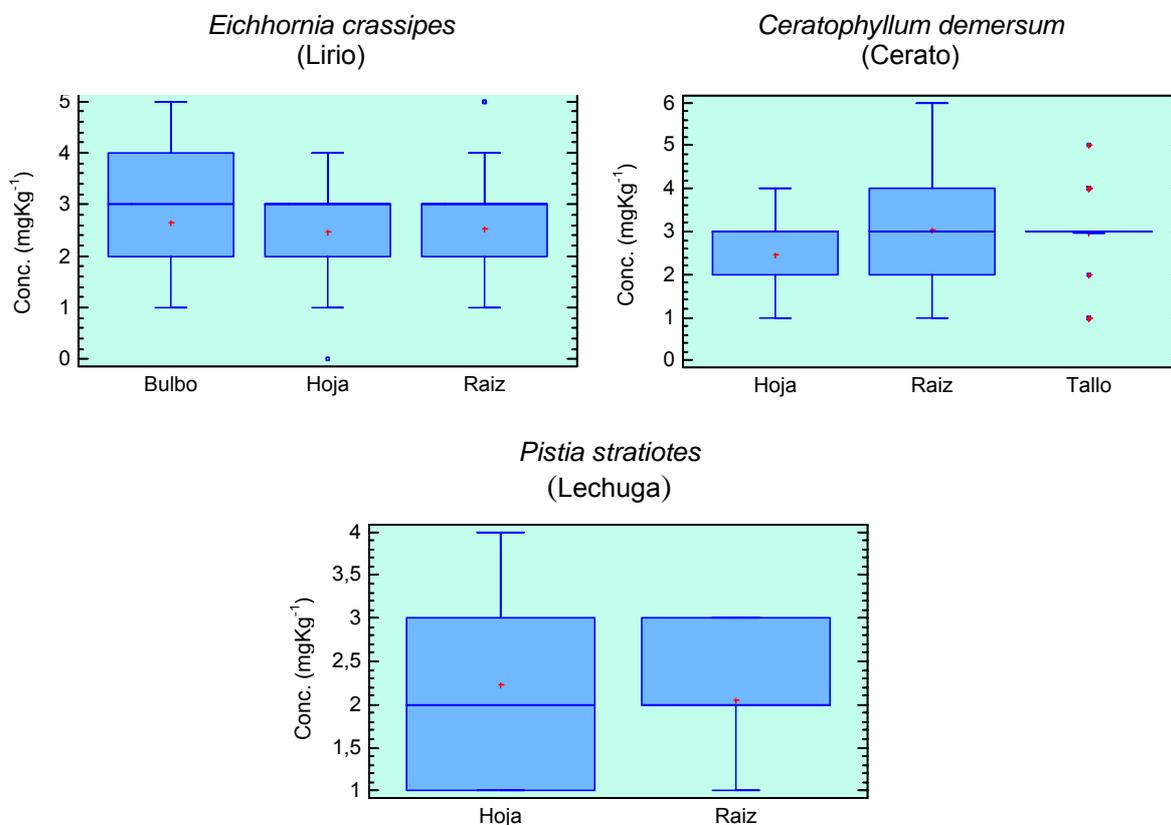
Con respecto al **chromo** se puede establecer que la absorción de este metal en raíz fue homogénea en las tres especies, sin embargo en sitios como Asunción y Cuemanco predominaron las concentraciones ligeramente elevadas debido a que en estos sitios se vierten efluentes domésticos y agrícolas (Klumpp *et. al.* 2002), agrícolas en comparación con Apatlaco y Trancatitla. Las elevadas concentraciones del cromo en las especies (Tabla 8), son propiciadas a que se encuentran en elevadas concentraciones (Vardanyan e Ignole, 2006) tanto en forma disuelta como particulada dentro de la columna de agua.



Grafica 29. Comportamiento del cromo en las diferentes especies y estructuras.

Este elemento presentó diferencia estadística significativa en las diferentes estructuras y por especie, siendo que en Lirio hubo una diferencia donde ($P \leq 0.001$), ($P = 0.9783$) en Cerato y ($P \leq 0.0075$), siendo la raíz la estructura con una mayor retención del metal (grafica 29) con valores promedio para Lirio, Cerato y Lechuga de 16.60 mgK^{-1} , 14.02 mgK^{-1} , 17.10 mgK^{-1} respectivamente. La particularidad de este metal, es que en forma hexavalente (Cr VI) es más fácil que pueda ser absorbido por la planta, el cual es reducido a Cr III dentro de ella (Lytle *et. al.* 1998), siendo este último menos tóxico para la planta, esta reducción del cromo le facilita el transporte a otras partes de la planta (Mangabeira *et. al.* 2004). Por lo tanto se considera al Cr VI como más fototóxico que el Cr III, sin embargo influye el tiempo de exposición de la planta dentro del sistema y que el Cr III es poco móvil en medios ligeramente ácidos (Soltan y Rashed 2003). La absorción de Cr VI se ve disminuida cuando se incrementa el pH y el Cr III aumenta su absorción a pH elevados, esto se ve influenciado por grupos funcionales en la pared de la célula de la biomasa (Mohanty *et. al.* 2006) que promueven ligandos en sitios con los metales pesados (Suñe *et. al.* 2007), posiblemente las concentraciones que se reportan en este trabajo sobre el plomo se deba a que el sistema presenta un pH ligeramente básico (graficas 8 y 9)

El **cadmio** presentó el siguiente comportamiento, no presentó diferencia estadística significativa en las diferentes estructuras y por especie: lirio ($P = 0.7610$), ($P = 0.1778$) en cerato y ($P = 0.5721$) en lechuga. En este caso se presentó una heterogeneidad entre las especies (grafica 30), en lirio, el bulbo presenta un ligero incremento de este metal (2.65 mgK^{-1}), en cerato la raíz se acentúa un incremento que en hoja y tallo (3.04 mgK^{-1}), mientras que para lechuga se ve ligeramente enmarcada en la hoja (2.27 mgK^{-1}) que en raíz (2.06 mgK^{-1}). La movilidad del cadmio en lechuga se da principalmente en la hoja, mientras que en el lirio el metal se desplaza hacia la hoja y bulbo (Di Toppí, 2007), siendo así que las hojas al estar en contacto directo en solución con metales pesados, tiende a absorber más rápidamente y retener elevadas concentraciones de este elemento que en la raíz (Maine *et. al.* 2007).

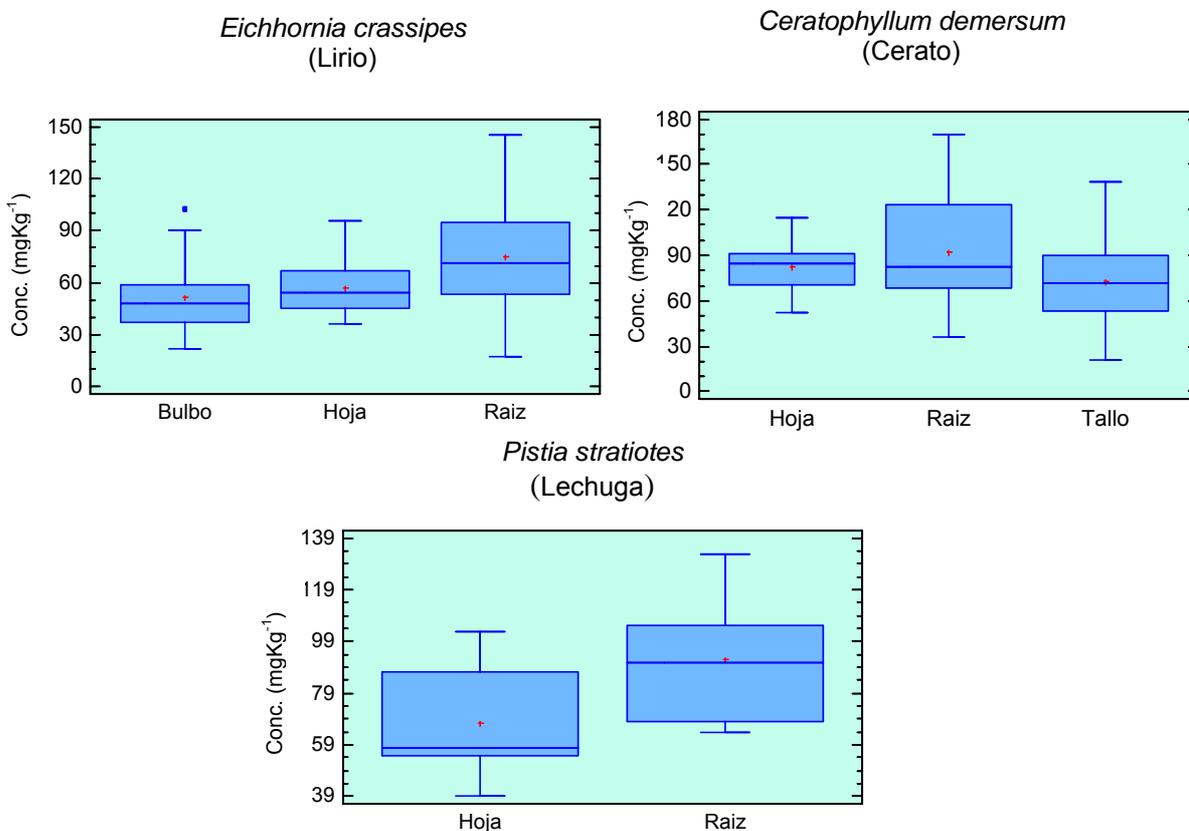


Grafica 30. Comportamiento del cadmio en las diferentes especies y estructuras.

Como se sabe, el cadmio es considerado como uno de los elementos más peligrosos, porque muchas plantas y algunos animales lo absorben eficazmente y lo concentran dentro de sus tejidos. En general, se establece que este metal desplaza al calcio y al zinc en determinadas proteínas (Navarro *et. al.* 2007). Otra de las características del cadmio es que al estar tanto en la fracción disuelta como particulada, es mas fácil que la planta lo absorba, dicha absorción se ve incrementada a valores de pH bajos de 6 unidades y a su vez es restringida por valores mayores a 7 unidades (Soltan y Rashed, 2003). En relación a las diferentes especies, estas tienen la propiedad y la capacidad de poder asimilar, concentrar, y almacenar elementos tóxicos en un corto periodo de tiempo (Pedraza, 1994), por lo que la absorción de los elementos es mediante la raíz (Tabla 8), sin embargo se ha observado que otros tejidos como las hojas, tallos o bulbos también pueden absorber elevadas concentraciones de metales cuando se encuentran expuestos directamente en

efluentes contaminados (Torres *et. al.* 2007). Considerando los diversos factores que involucran la absorción del cadmio, esta se puede presentar de manera pasiva y fácilmente transportada a las diferentes estructuras de la planta (Vardanyan e Ingole, 2006).

El **zinc** presentó diferencia estadística significativa tanto en especie como en estructuras: Lirio ($P \leq 0.05$), ($P = 0.05$) en Lechuga, mas no en cerato ($P = 0.1187$), siendo la raíz la estructura con las concentraciones mas representativas (grafica 31), con valores promedio de 75.29 mgK^{-1} en Lirio, 91.64 mgK^{-1} en Cerato y 91.84 mgK^{-1} en Lechuga, los cuales fueron ejemplares que se colectaron en sitios como Asunción y Trancatitla y el zinc es utilizado frecuentemente en productos como pesticidas y fertilizantes, se encuentra presente en las esorrentías de actividad agrícola y descargas urbanas (Sameka y Kempers, 2007). Como era de esperarse, el zinc resulto ser el metal que se encuentra en mayor concentración en las tres especies (Tabla 8).

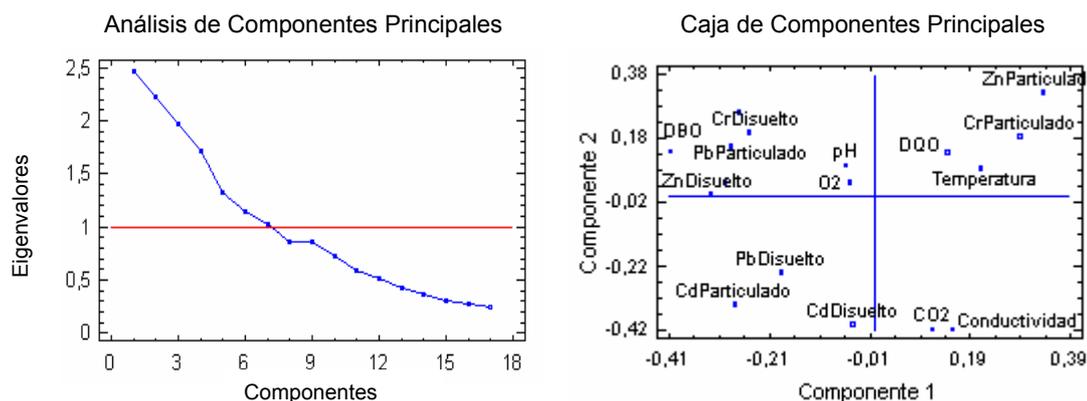


Grafica 31. Comportamiento del zinc en las diferentes especies y estructuras.

La elevada acumulación de zinc en las tres especies, se debe a su papel como micronutriente (Soltan y Rashed, 2003), involucrándose como componente enzimático, como un elemento fundamental para el metabolismo del carbono, como estabilizador de estructuras de proteínas y de antioxidantes (Parameswaran y Narashima, 2003). Sin embargo, si se comparan las concentraciones de este metal en agua (disuelto y particulado) también resultaron elevadas en relación a los elementos restantes (Pb, Cd, Cr), esto se puede atribuir a que el zinc en la fracción disuelta esta mucho mas disponible para los organismos acuáticos, por lo que su incorporación a la trama trofica es muy frecuente (Schneider *et. al* 2001).

12.4 Análisis de componentes principales para metales pesados en sus dos fracciones (disueltos y particulados), y parámetros físicos y químicos.

El análisis de componentes principales nos permitió establecer el grado de importancia sobre las posibles combinaciones de 15 variables, entre ellas se encuentran los parámetros físico-químicos y metales pesados. En este caso arrojó 7 componentes principales (grafica 32) que representan el 69.7223% de los datos de origen.



Grafica 32. Componentes principales de metales pesados y parámetros físicos y químicos.

Las variables con mayor peso dentro del sistema son la $DBO_5 > CO_2 > T^\circ > T^\circ > Cr$ disuelto; que en conjunto juegan un papel importante de acuerdo a la dinámica que se presenta en la columna de agua, el actual la DBO_5 y el CO_2 están fuertemente relacionados con el O_2 disuelto, donde las variaciones de concentración están determinadas en gran medida por la degradación de materia orgánica y aunado a esto se encuentra la producción de CO_2 , parámetro fundamental para el metabolismo fotosintético tanto del fitoplancton y macrofitas acuáticas (García *et. al.* 2003). Dentro del sistema las diferentes concentraciones del CO_2 están establecidas por los procesos respiratorios y fotosintéticos, por lo que sus concentraciones varían durante el día en forma inversa que el O_2 (Posada *et. al.* 2000). Para elementos metálicos solo el Fe particulado y el Cr disuelto tienen mayor peso, siendo así que la Temperatura y el pH son variables que determinan la solubilidad de los iones metálicos (Lima *et. al.* 2005), en este caso el pH es el responsable de que se presente la solubilidad o la precipitación de estos elementos.

12.5 Análisis de componentes principales en macrofitas acuáticas y metales pesados.

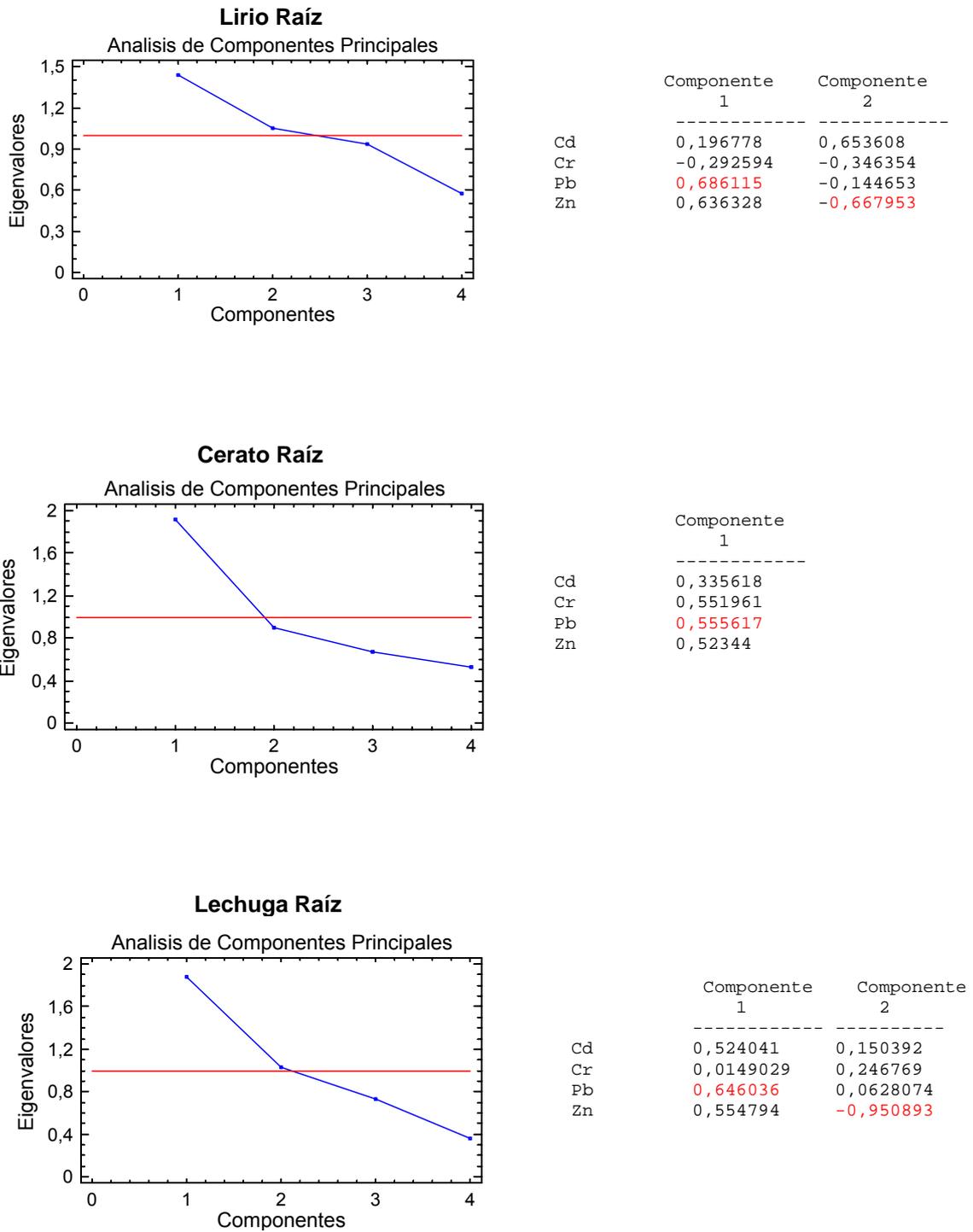
En la grafica 33 se muestra la dispersión de cuatro componentes principales en la raíz de las tres especies, formados a partir de las variables (Cd, Cr, Pb y Zn), el mayor porcentaje de varianza se encuentra representado en los dos primeros componentes principales, que a su vez tienen eigenvalores mayores o iguales a uno (cuadros 9, 10 y 11), donde los elementos con mayor peso dentro del sistema son Pb y el Zn. esto es viable si se considera que el zinc al ser un elemento esencial se encuentra en mayor concentración y el plomo junto con el cadmio tanto disuelto como particulado se acercan a los límites máximos permisibles por la [NOM – 001 - ECOL – 1996](#).

En general el plomo presenta una mayor acumulación significativamente dispersa en la raíz de las tres especies, indicando un patrón de elevadas concentraciones más que en hoja, bulbo y tallo. Sin embargo el bulbo y el tallo presentan una menor dispersión. La acumulación del plomo en las diferentes estructuras de las tres especies es lenta y por lo tanto su excreción lo es más aún, de tal manera que este metal tiende a acumularse en la raíz para que

posteriormente se aloje en otras estructuras. Algunos investigadores han observado a través del microscopio electrónico la formación de precipitados en la superficie de la raíz, originando un incremento en la concentración de este metal y cabe la posibilidad de pueda ser absorbido directamente en contacto con una solución por lo que se pueden incrementar las concentraciones en otras estructuras (Suñe *et. al.* 2006), por lo que suele aprovechar la metabolización del calcio para sustituirlo y dañar la célula de la planta (Navarro *et. al.* 2007), por otra parte se piensa que el reemplazo intracelular de cationes divalentes como el magnesio y el calcio por metales pesados isovalentes como el plomo y el cadmio provocan un desequilibrio en este tipo de organismos de forma irreversible (Torres, 2007).

Por otra parte el zinc es el elemento que presentó el mayor peso en relación a los demás metales y la mayor concentración tanto disuelto como particulado, este comportamiento se puede relacionar con el papel que juega como un micronutriente esencial para la actividad enzimática y como estabilizador de las estructuras de proteínas y antioxidantes (Siedlecka, 1995) por lo cual lo encontramos a nivel de hoja en las tres especies, mientras que para tallo y bulbo se presentaron variaciones de acuerdo a la especie y la potencialidad de absorber a partir de la raíz y distribuirse hacia otras estructuras.

Al analizar la grafica 33 de componentes principales, es posible observar el grado de importancia de zinc y plomo, esto puede deberse en gran parte por la supresión de estos metales hacia otros metales no esenciales, existiendo entre ellos una fuerte competencia en el metabolismo de las plantas (Parameswaran y Narashima, 2003). En este sentido, el zinc es más fácilmente absorbido por las plantas, así mismo es depositado en diferentes estructuras de la planta. Por lo tanto, debido a las características de las tres especies, así como las condiciones del sistema y los sitios de colecta, se obtuvieron concentraciones relativamente elevadas.



Grafica 33. Componentes principales de metales pesados en planta.

13. CONCLUSIONES

- Los canales de Xochimilco presentan un comportamiento con relación los parámetros físicos y químicos a través del tiempo relativamente homogéneo, observándose ligeras variaciones por la influencia de las condiciones climáticas en invierno.
- El fondo presentó una ligera tendencia de anoxia como consecuencia como consecuencia de la sedimentación de la materia orgánica.
- Espacialmente, Cuemanco y Asunción presentaron un comportamiento ligeramente heterogéneo como consecuencia de las variaciones de las descargas de aguas residuales que presentan.
- La concentración de los metales pesados particulados son más elevados que los disueltos, sin embargo, en ninguno de los casos rebasan los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-ECOL-001-1996.
- Cuemanco y Asunción presentan un comportamiento relativamente homogéneo de los metales disueltos y particulados por presentar las concentraciones mas elevadas.
- En relación a las macrofitas acuáticas, la estructura que presento una mayor bioacumulación de plomo, Cromo y Zinc en las tres especies evaluadas fue la raíz.
- El análisis de componentes principales establece que las variables con mayor peso dentro del sistema son la DBO, CO_2 y la temperatura.
- En cuanto a los metales pesados, los que presentan un mayor peso tanto en la columna de agua como en las macrofitas acuáticas es el zinc.

14. RECOMENDACIONES

- Si bien el lago esta contaminado, es necesario llevar a cabo un monitoreo permanente en el sistema, el cual permitirá establecer el grado de contaminación de este.

- Si bien las concentraciones de los metales pesados tanto disueltos como particulados se encontraron por debajo del límite máximo permisible se debe considerar que estos tienden a persistir en la biota, por lo que es pertinente realizar evaluaciones cada tres meses.

- Mantener un control de propagación, crecimiento y cosecha de las macrofitas acuáticas para poder ser utilizados como forraje y por ende evitar una reincorporación de contaminantes al sistema, ya que estas retienen cantidades considerables de contaminantes.

- Promover la participación de la sociedad, principalmente turística, realizando campañas sobre la importancia del agua y así evitar la perdida de este patrimonio de la humanidad, declarado por la UNESCO desde 1987.

- Implementar una red de drenaje para aquellos asentamientos irregulares que vierten sus desechos directamente a los canales sin un previo tratamiento.

- Regular los programas de mantenimiento y monitoreo mensual de las plantas de tratamiento de aguas residuales ya que aportan gran cantidad de componentes orgánicos e inorgánicos al sistema.

15. Referencias bibliográficas

Albert A. 1995. Curso básico de toxicología ambiental. 2ª Edición. Limusa. México. 311pp.

Álvarez S. G., Maldonado M., Gerth A. 2004. Caracterización de Agua Residual de Curtiduría y Estudio del Lirio Acuático en la Recuperación de Cromo. Inf. Technol. Vol. 15 (.3):75-80. ISSN 0718-0764.

Anónimo, (1997). Monografía de Xochimilco. Departamento del Distrito Federal, 18-44 p.

APHA AWWA WPCF. Standard methods for the examination of water and waste water 1996. Determinación de Metales. Determinación de componentes orgánicos. 17ª Ed. Editorial American Public Health Association. New York.

Arcos R. R. y Cabrera M. E. 1996. La importancia del mejoramiento de la calidad del agua de los canales de Xochimilco sobre la economía y ecología de la región. La situación ambiental en México. Programa Universitario de Medio Ambiente. México.

Ardizzoni S. I. 2004. Uso del *Ctenopharyngodon idella* en el control de malezas acuáticas mercado y producción nacional. Tesis Ingeniero Agrónomo. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal.

Asistencia Técnica para la actualización limnológica de embalses 2002. Estado de la calidad del río Ebro entre Zaragoza y Escatrón, en condiciones de estriaje extremo. Ministerio del Medio Ambiente. Comisaría de Agua. España.

Baird C. 2001. Química ambiental. University of Western, Ontario. Ed. Reverte, S. A España 622p.

Bautista Z. F. 1999. Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados. Edición de la Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. México.

Bojórquez C. L. 1994. Calidad del agua de los canales de Xochimilco en relación con el PREX (informe técnico), anexo I UAM Xochimilco México 397-404 pps.

Bozo L., Fernández M., López M., Reyes R., Suárez P. 2007. Biomarcadores de Contaminación Química en Comunidades Microbianas. *Interciencia* 1 (32): 17-27

Buschmann A. H. 2004. Análisis bibliográfico de avances y restricciones para una producción sostenible en los sistemas acuáticos. Terram publicaciones. Santiago, Chile 15-17pps

Campers R. S 2003. Macrophytes Colonization in a Freshwater Tidal Wetland (Lyme, CT, USA).

Cardwell J. A., Hawker D. W and Greenway M. 2002. Metal accumulation in Macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48: 653–663

Castañe P. M., Topalian M. L., Cordero R .R. Salibian A. 2003. Influencia de la Especiación de Metales Pesados en Medio Acuático como Determinante de su Toxicidad. *Toxicol* 20: 13 - 18.

Celis H. J., Junod M. J. y Sandoval E. M. 2005. Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Teoría*. 14 (1): 17-25.

Cervantes S. A., Marques D. S. M. J. y Rivera G. P. 2006. Análisis Estadístico un Enfoque Práctico con Statgraphics. Editor UNAM- FES Z, México D. F, .PP 1213.

Cervantes S. A., Marques D. S. M. J. y Rivera G. P. 2004. Estadística Práctica para Análisis de Datos SPSS Herramienta para el Análisis de Datos. Editor UNAM FES Zaragoza, México D. F.

Cervantes S. A. 1984. Manual de Técnicas Básicas para el Análisis de Ambientes Acuáticos. Material Didáctico. LIB- IV, Biología. ENEP- Zaragoza. UNAM, México. Pp. 106

Chávez L. L. 2004. Determinación de los contenidos de cadmio plomo y zinc en agua, sedimento y peces de la zona lacustre del lago de Xochimilco. Servicio Social. UAM. Xochimilco 35pp.

Cisneros I. L. P. 2005. Aspectos ambientales relacionados con la calidad del agua en Xochimilco. Tesis de licenciatura D. F. Facultad de Ciencias UNAM.

Contreras E. F. 1994 Manual de técnicas hidrobiológicas. Editorial Trillas. México.

Curtidor L. B. 1999. Determinación de metales pesados en sedimento y agua del estero “La Ventosa” Salina Cruz Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura Hidrobiología. UAM Iztapalapa. México. 86pp.

Dallas J. E. 2000. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. Ed. International Thomson. USA. 553.

David L. Phillips H. 1995. The Chemistries and Environmental Fates of Trace Metals and Organochlorines in Aquatic Ecosystems *Mar. Poll.* 31 (12). 4-12pp.

de la Lanza E. G. 1990. Algunos aspectos sobre hidrobiología y calidad del agua en la acuicultura en México. Instituto de Biología, UNAM, México 181-199 pps.

- Demanyo A. 1978. Forms of metals in water. 3^a Ed. Scientific Series. Ottawa.
- Díaz V. R., Elizabeth E. E., Quiroz H. C., García J. R., Molina I. E. 2005. Caracterización de Algunos Parámetros Físicoquímicos del agua y Sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México. 15. (2): 57-64.
- Di Toppi Sanità L., Vurro E. Rossi L., Marabottini R., Musetti R., Careri M., Maffini M., Mucchino C., Corradini C., Badiani M. 2007. Different Compensatory Mechanisms in two Metal-Accumulating Aquatic Macrophytes Exposed to Acute Cadmium Stress in Outdoor Artificial Lakes. *Chemosphere* 68, 769-780pp
- Domínguez R. A. y Díaz R. G. 2004. Evaluación de la concentración de metales pesados (Cd, Cr, Pb y Zn) tanto en la columna de agua como en tres especies de macrofitas acuáticas: lirio (*Elchhornia crassipes*), lentejilla (*Lemna gibba*) y elodea (*Egeria densa*) en el lago de Xochimilco. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza UNAM. México. 119pp.
- Domínguez V. A. 1988. Los microelementos en la agricultura. Ver. Español. Ediciones Mundi-Prensa. 43p.
- Echarri P. L. 1998. Ciencias de la Tierra y el Medio Ambiente. Libro electrónico. Tema 11. Contaminación del agua. España. En línea <http://www1.ceit.es/Asignaturas/Ecologia/Hipertexto/00General/Principal.htm>
- Errázuriz M. y Jordán M. 2002. La Tecnología ya se Aplica para Limpiar Aguas Servidas Domiciliarias: En la UC Estudian Construir Pantanos Artificiales Para Tratar los Residuos Líquidos Industriales. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Biológicas. 1 – 9 pp.
- Espriella A. y Ramírez L. 1997. Esencia molecular de la Química (los cambios invisibles y ocultos de lo cotidiano). Química 3. Editorial Autores Independientes, México. 310 pp.
- Ezcurra E. 1995. De las chinampas a la megalópolis. El medio ambiente en la cuenca de México. Fondo de Cultura Económica. México.
- Fergusson, J. E. 1990. The heavy elements: chemistry environmental impact and health effects. Ed. Pergamon Press, USA. 614 pp.
- Fernández G. E., Salgado N. A., Guzmán J. L. y Rivero C. G. 2006. Crecimiento, Abundancia y Biomasa de *Poecilia reticulata* en el Lago Urbano del Parque Tezozomoc de la cd. De México. *Ciencias Forestales y del Ambiente* 12 (2) 155-159pp.
- Figuerelo, J. y D. Marino 2001. Química física del medio ambiente. Ed. Reverté. México, 335 p.

Fritioff A. y Greger M. 2005. Uptake and Distribution de Zn, Cu, Cd, and Pd in an Aquatic Plant *Potamogeton natans*. Department of Botany, University of Stocholm, 10691 Stocholm, Sweden, Elsevier, 178: 89-102.

Garbagnatí A. E., Gonzáles S. P., Antonl. R. y Mallea A. M. 2005. Características Fisicoquímicas, Capacidad Buffer y Establecimiento de la Línea Base Ambiental del Río Grande, San Luis, Argentina.

García C. J. P. 2002. Estado Actual de la Contaminación por Metales Pesados y Pesticidas Organoclorados en el Parque Natural de Monfragüe. Memoria para Doctorado, Universidad de Extremadura, FAC. De Veterinaria. Dpto. de Medicina y Sanidad Animal. España.

García R. J., Molina A. F. I., Quiroz C. H. y Trejo A. R. 2003. Especies de fitoplancton presentes en el lago Tonatiahua, Morelos, México. *Acta Universitaria* 13 (2): 20-28.

García M. T., Domínguez R. L., y Mayorga P. S. 2000. Impacto del Riego con Aguas Contaminadas, Evaluado a Través de la Presencia de Metales Pesados en Suelos. *Terra*. Vol. 18 No 4. 277-288.

Gardea-Torresdey J. L., Peralta-Videa J. R., G. de la Rosa y Parsons J. G. 2005. Phytoremediation of Heavy Metals and Study of the Metal Coordination by X-Ray Absorption Spectroscopy. 249: 1797-1810.

Gilbert B. 1991. *Acuicultura*. Vol. 1., Omega. S. A Barcelona.

Gómez A. A., Atondo A. V., Ruiz G. A., Olivares M. C., Kamp D. 2004. Metales Pesados en el Agua Superficial del Río San Pedro Durante los Años 1997 y 1999. *Contaminación Ambiental* 20 (1): 1-8.

Gonzáles J. C. S., Rosas I. F. 2006. Evaluación del componente orgánico como factor indicativo del estado trófico del lago de Xochimilco. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. México.

Gray N. F. 1997. Environmental Impact and Remediation of Acid Mine Drainage: a Management Problem. *Environ. Geol.* 30: 62-71.

Guerra C., Vázquez G. 1986. Estudio Bioecológico de Azteca Hgo. México. Análisis Limnológico. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 171-185pp.

Gutiérrez E., Ruiz E., Huerto R., Uribe E., y Martínez M. 1997. Avances y perspectivas del control del lirio acuático en México. FAO, Reunión regional sobre control integrado de lirio acuático. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Cuernavaca, México 25 de Noviembre de 1997.

Hawley G. 1993. *Diccionario de química y productos químicos*. Ed. Omega. Barcelona. 1170pp.

Homrich S. I. A. y Rubio J. 2003 Plantas Acuáticas: Adsorventes Naturais para a Melhoria da Qualidade das Aguas 16pp.

<http://www.inegi.gob.mx/entidades/español/dfd.html>. (2006).

Jiménez S. I., Ortiz R., Arcos R., Cabrera E. 1995. Evaluación Química Preliminar de suelos Chinamperos de Xochimilco y su Posible Repercusión en la Contaminación de Hortalizas de la Zona. Memorias, II Seminario Internacional de Investigación de Investigadores de Xochimilco. 176-185pp.

Kamal M., Ghalya A. E., Mahmouda N. and Côté R. 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. Environment International 29 : 1029– 1034

Keskinkan O., Goksu M. Z. L., Basibuyuk M., and Forster C. F. 2004. Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). Bioresource Technology. 92: 497-501.

Klumpp A., Bauer K., Franz-Gerstein C., de Menezes M. 2002, Variation of Nutrient and Metal Concentration in Aquatic Macrophytes Along the river Cachoeira in Bahia (Brazil). 28: 165 -161.

Landing W., Cutre G., Dalzier G., Flejal A., Powell R., Schid D., Shiller D., Westerlund S., Resing J. 1995. Analytical Intercomparison Result From the 1990 Intergovernmental Oceanographic Commission Open – Ocean Baseline Survey for Trace Metals: Atlantic Ocean. Mar. Chem. 49 253-265pp.

Lara V. M. A. 2003. Origen Cantidad y destino de Metales Pesados en Langostinos del Río Marabasco, México. Tesis Maestría. Universidad de Colima, Facultad de Ciencias. Colima, Col., México.

Lima C. L., Olivares R. S., de la Rosa M. D y Gil. Castillo R. 2005. Niveles de plomo, zinc, cadmio y cobre en el río Almendrares, ciudad Habana, Cuba. Contaminación Ambiental. 21(13):115-124.

Lind O. T. 1985. Handbook of Common Methods in Limnology 2nd ed. Kendall/Hunt Publishing Company Iowa. 199pp.

Liu D. H. F., Lipták B. G. 2000. Groundwater and Surface Water Pollution. Lewis Boca Raton, F. L. 16-25pp.

Leslie G., Glen T. Henry C. 1999. Biological wastewater treatment 2a edition Ed Merceel Decker. USA 1076pp

Lewander M., Greger M., Kautsky L., Szarek E. (1996). Macrophytes as Indicators Bioavailable Cd, Pb and Zn Flow in the River Przemsza, Katowice Region. Pergamon.G Vol. 11: 169 - 173.

Lot A., Novelo R. A., Olvera G. M. y Ramírez G. P. 1999. Catalogo de angiospermas acuáticas de México. Hidrófitas estrictas emergentes, sumergidas y flotantes. Instituto de Biología UNAM. México. 54pp.

Lytle C. M., Lytle F. W., Yang N., Quian J. H., Hanse D., Zayed A., Terry N. 1998. Reduction of Cr (VI) to Cr (Cr III) by Wetlan Plants: Potential for in Situ Heavy Metal Detoxification. Environ Sci. Technol 32: 3087-3093pp.

Maine M. A., Suñe N., Lager S. C. 2007. Chromium Bioacumulation: Comparison of the Capasity of two Floating Aquatic Macrophytes. 38: 1494-1501pp

Mangabeira P: A. O., Labejof L.; Lamperti A., de Almedia A-A. F., Oliveira A. H., Escaig F., Severo M. I. G., da C. Silva D., Saloes M., Mielke M. S., Lucena E. R., Martins M. C., Santana K. B., Gavrilov K. L., Galle P., Levi-Setti R. 2004. Accumulation of Chromium in Root Tissues of Eichhornia crassipes (Mart.) Solms. In Cachoeira River-Brazil. Applied Surface Science. 68: 467-501.

Mangas R. E. (2000) Evaluación de los efectos de la remoción del lirio acuático (Eichhornia crassipes) en la biota y la calidad del agua en el embalse Manuel Ávila Camacho, en el estado de Puebla. Tesis Maestría. Instituto de Ciencias. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Márquez A., Señor W., Martínez G. 2000. Concentraciones y Comportamiento de Metales Pesados en una Zona Estuarina de Venezuela. Interciencia. 6 (25) 284-291.

Marques M. J. (2004). Probabilidad y Estadística para Ciencias Biológicas. 2ª Ed, Editorial Ideograma. 626pp.

Martínez C. A. (2000) Determinación de metales pesados del Canal de Cuemanco, Xochimilco por espectrofotometría de absorción atómica. Tesis de Licenciatura UAM.

Martínez C. M. A., Sala B. E. y Torres R. M. A. 2003. Recuperación de metales pesados de aguas residuales por biomasa. Tesis de Licenciatura. UAM Iztapalapa.

Maurizi S, Poillon F. 1991. Restoration of Aquatic Ecosystems, Ed National Academy press. 1-11pp.

Maya R. C., Jiménez B. C. E. 1999. Calidad Físicoquímica y Microbiológica en efluentes secundarios por el Lago Artificial "NABOR CARRILLO", México. Instituto de Ingeniería, UNAM.

Meerhoff M. y Mazzeo N. 2004. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. Revista Ecosistemas 2004/2GG. 2: 377-391.

Milton S. J. 2001. Estadística para biología y ciencias de la salud. Tercera edición. Editorial McGraw – Hill Interamericana.

Minkoff C. E y Baker J. P. 2004. Biology Today. 3a ed. Ed Garland Science. Auburn University. Alabama. 62-65pp.

Miretzky P., Saralegui A. y Fernandez C. A. 2004. Aquatic Macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals. (Buenos Aires, Argentina). Chemosphere 57: 997 – 1005.

Mohan B. S. and Hosetti B. B. 1999. Aquatic Plants for Toxicity Assessment Environmental Research. Section A. 81: 259 – 274p.

Mohanty K. Jha M., Meikap B. C., Biswas M. N. 2006. Biosorption of Cr (VI) from Aqueous Solutions by *E. Crassipes*. Chemical and Engineering Journal 117: 71-77.

Navarro A. J. P., Aguilar I. A., López M. J. R. 2007. Aspectos Bioquímicos y Genéticos de la Tolerancia y Acumulación de Metales Pesados en Plantas. Ecosistemas, Revista Científica y Técnica de ecología y Medio Ambiente Alicante, España. Alicante, España. 2: 1-17

Norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación. 1997.

Núñez L. R. A., Meas V. Y., Ortega B. R. y Olguín J. E. 2004. Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. Ciencia. Revista de la Academia Mexicana de ciencias. 55 (3): 19-27.

Olvera B. M. Y 2004. Aspectos Poblacionales de *Chirostoma jordanii* (woolman) (*Piscies atheneridae*) en el Sistema Lacustre de Xochimilco. México D.F. Tesis de licenciatura; Facultad de Ciencias, UNAM México D.F. 105p.

Ortiz R. J. B. y Ruvalcaba G. A. (2005) Evaluación del estado trófico del lago de Xochimilco. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM. México.

Parameswaran A. y Narashima M. V. P. 2003. Zn Alleviates Cadmium – Induced Oxidative Stress in *Ceratophyllum demersum*: Free Floating Freshwater Macrophytes. Plant Physiology and Biochemistry. 41: 391-397.

Pedraza G. 1994. Reciclaje del efluente de origen animal con tres especies de plantas acuáticas. Vol. 6, No. 1. Livestock Research for Rural Development.

Pérez P. G. 2002. Análisis de metales pesados en suelos del municipio de San Salvador Hidalgo. Tesis Biología. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM. México.

Pérez R. K. 2002. Análisis hidrológico de la laguna de Tlilac-Xochimilco. Servicio Social, México, UAM. Xochimilco 73 pp.

Pérez-Fons, R. 1993. Xochimilco: Rescate de un pueblo y de un paisaje. Tiempo. México. 6-13pp.

Posada G. J. A., Roldan P. G. y Ramírez J. J. 2000. Caracterización físico química y biológica de la calidad de aguas de la cuenca la quebrada, Piedras Blancas, Antioquia, Colombia Rev. Biol. Trop. 48 (1):23-38.

Ramalho R. S. 1991 .Tratamiento de Aguas Residuales. Ed. Reverte. S. A Barcelona, España. 209pp.

Ramírez, G. I. 1990. Evaluación del Contenido Mineral (Pb, Cr, Cd, Fe y Cu) del Agua, Lodo y Fauna (*Christoma Jordan*) de la Región Lacustre de Xochimilco, Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 56 p.

Ramos B. y Cajuste J. (2001). Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampas en México. Agrociencia. 35,(4): 385-395.

Rivas L. A. B., Navaréz M. V. G., Bautista M. G. R., Pérez H. A., Saucedo T. R. 2003. Tratamiento de Aguas Residuales de Uso Agrícola en un Birreactor de Lecho Fijo. Agrociencia 37: 157-166.

Rodier J. 1990. Análisis de las aguas. Ed. Omega S. A. Barcelona.

Romero R. J. 1999. Calidad del agua 2ª ed. Alfa Omega grupo editor S. A de C. V México 173pp.

Said M. 1992. Toxic Metal Chemistry in Marine Environments. Pergamon Press Gran Bretaña. 249-252pp.

Samecka-Cymerman A. y Kempers A. J. 1996. Bioaccumulation of Heavy Metals by Aquatic Macrophytes around Wroclaw, Poland. 35: 242–247.

Sandia R. L. A. 1995. El agua en los estudios de impacto ambiental, caracterización de los efectos negativos o positivos sobre su calidad y cantidad. Revista La era ecológica 78: 3-14.

Sandoval C. J. 2003. Calidad microbiológica y fisicoquímica del agua en los canales de Xochimilco México D. F. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias UNAM.

San Martín H. 2001. Ecología humana y salud. 2ª Ed. Ediciones científicas. La Prensa Médica Mexicana S. A. de C. V. 30-36pp.

Sawyer C. y McCarty. 1978. Trace inorganics: chemistry for environmental, engineering. 3ª. Edición, Mcgraw-Hill. New York. 532 pp.

Siedlecka A. 1995. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients. *Acta Soc. Bot. Pol.* 3: 265-272

Silva G. E. S., Muñoz A. O., de la Isla de Bauer M. L. e Infante S. G. 2002. Contaminación Ambiental en la región de Atlixco. *Terra* 3(20): 243-251.

Schneider I. H. A., Rubio J., Smith R. W. (2001). Biosorption of Metals on to Plant Biomass. Exchange Adsorption or Surface Precipitation? *International Journal of Mineral Processing.* 62: 11-120.

Snoeyink V. y D. Jenkins 1987. *Química del agua*. Ed. Limusa. México. 508 p.

Soltan M. E., Rashed M. N. 2003. Laboratory Study on the Survival of Water Hyacinth under Several Conditions of Heavy Metal Concentrations. *Advances in Environmental Research* 7: 321-334.

Souza, V., Bucio, O., Sánchez, I., López, I., Antuana, B., Rondán, Z., Gutiérrez, M. y Fortoul T. 1996. Mecanismos básicos de toxicidad. *Ciencia y Desarrollo.* 126:39-45.

Stanley E. H. and M. W Doyle 2002. A geomorphic perspective on nutrient retention following removal. *Bioscience* 52: 693-701.

Stoker H. S., Seager S. L. 1981. *Química ambiental, Contaminación de Aire y del Agua* Ed. Blume. Barcelona 320 pp.

Stephan O. E. 2002. El agua de la cuenca de México. Tomo 1. Patronato Parque Ecológico UAM México 281-302 pps.

Suñe N., Sánchez G., Caffaratti S., Maine M. A. 2007. Cadmium and Chromium Removal Kinetics from Solution by Two Aquatic Macrophytes. 145: 467-473.

Takeda A. M., de Souza – Franco G. M., de Melo S. M., Monkolski A. 2003. Invertebrados asociados às macrofitas Acuáticas de Planicie de Inundação do Alto Rio Parana (Brasil). En *Ecología e Manejo de Macrofitas Acuáticas.* 243-260pp.

Tecnología ambiental para el desarrollo sustentable ISBN-63-9
Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales.

Tebbutt T. H. 1990. *Fundamentos de control de calidad del agua*. Ed. Limusa. México. 239 pp.

Torres G., Navarro E. A., Languasco J., Campos K., Cuizano A. N. 2007. Estudio Preliminar de la Fitoremediación de Cobre divalente Mediante *Pistia stratioides* (Lechuga de Agua). *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 3 (1): 13-20.

Uribe G. E. 2005. Lirio acuático en el Lago de Chapala Jalisco. Tesis Maestría. Facultad de Ciencias UNAM.

Vardanyan L. G. e Ignole B. S. 2007. Studies on heavy Metal Accumulation in Aquatic Macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) Lake Systems. *Environmental International* 32: 208-218.

Velasco G. A. 2004. Clorofitas Fitoplanctónicas de la Región Lacustre de Xochimilco y su relación con Algunos Factores Ambientales. México. Servicio Social. UAM Xochimilcom México. 79pp.

Verkleij J. A., Lolkema P. C., De Neeling A. L. And Harmens H. 1991. Heavy metal resistance in higher plants: biochemical and genetic aspects. Eds. *Ecological Responses to Environmental Stresses*. Kluwer Academic Publishers. 311: 45-58.

Vidrio C. M., Ávila G. J. 2000. La Ciudad de México en el fin del Segundo Milenio D. D. F (COLMEX).

Wetzel R. 1981. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona España. 279pp.

Weng H., Chen X. 2000. Impact of Polluted Canal Water on Adjacent Soil and Groundwater Systems. *Environmental Geology* 39 (8) 945-950pp.

Zapata C. A. y Galván V. A. 2004. Manual básico de absorción atómica para el manejo del equipo SPECTRAA 200 marca Varian. Laboratorio de servicios de la carrera de biología (Absorción Atómica). Fes-Zaragoza. UNAM. 52pp.

Consultadas:

Arrivallaga C. A. y Arredondo J. L. 1978. Revisión sobre el potencial de las macrofitas acuáticas en la acuicultura. *Universidad y Ciencia*.

Baez, P. y Belmont, R. Modificación de la calidad de las aguas del lago de Xochimilco, por el uso de aguas negras en su recarga. México. I Congreso Iberoamericano del Medio Ambiente. 1975. 67-73 pp.

Benoit, D. 1976. Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (*soluchius fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gardnieri*). *Water* 10, 3:476-500.

Bernabé Gilbert. 1991. *Acuicultura I*. Ed. Omega. Barcelona. 488-493 pp.

Boyd C. E. 1970. Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters.

Broks R. R. 1998. *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. Ed. Cab International, USA. 380pp.

Calderón, B. J. 1982. Evaluación de la calidad del agua y control de la contaminación. Ed. Trillas, México. 34-38 pp.

Capitulo VI: el agua octava región del bio-bio. CONAMA. 79-90 pp.

Cervantes C. y Moreno S. R. 1999 Contaminación ambiental por metales pesados. Impacto en los seres vivos. Ed. AGT Editor S. A. Duffus H. J. (1983). Toxicología ambiental. Ed. Omega S. A. Barcelona.

Daubenmire, R. F. 1982. Ecología vegetal, tratado de autoecología de plantas. 3ª Ed. Ed. Limusa, México. 496 pp.

Margalef R. 1983. Limnología. Ed. Omega S. A. Barcelona. 1010 pp.

van Nes H. E., Scheffer M., Coops H. E. 2002. Aquatic Macrophytes: restore, eradicate or is there a compromise? 387-403 pp.

Programa microregional para la zona de canales de Xochimilco. 1983. Anales de la Dirección General de Ordenamiento Ecológico e impacto Ambiental. México. 18: 137-164.

Ramirez S. S. 1985. Cinética de crecimiento del Lirio acuático en función de la concentración de nutrientes tóxicos. Tesis de licenciatura de biología. UAM.

Sutcliffe F. J. y Baker A. D. (1983). Cuadernos de Biología. Las plantas y las sales minerales. Ed. Omega. Barcelona.

Unión regional sobre control integrado del Lirio acuático. (1997). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Cuernavaca, México.

. Vásquez B. C. I. Tratamiento de los residuos líquidos del área de tinturados en flores de exportación con *Eichhornia crassipes* (buchón de agua). Revista lasallista de investigación. 2 (1): 12-17.

16. ANEXOS

Metales pesados en agua. Método Espectrofotometría de Absorción de flama (APHA, 1989).

Se filtran 100 ml de cada muestra, el filtrado contendrá los metales disueltos y los particulados quedaran en la membrana.

Con los **metales disueltos** se realizo una quelación con pirrolidin ditiocarbamato de amonio. Para ello: Se tomaron 100ml del filtrado y aparte 100 ml de agua desionizada para realizar el blanco. Posteriormente se traspaso la muestra a un embudo de extracción, adicionándole 2ml de solución de PDCA y 20 ml de MIBC, posteriormente se agito para homogeneizar la muestra y permitir la separación de las dos fases (fase orgánica y la fase acuosa).La separación tardo alrededor de 2 a 3 hrs. La fase orgánica se separo y se aforo a 100ml con MIBC, finalmente se almaceno para su lectura.

Por otra parte para los **metales particulados**, se realizo una a digestión del papel filtro. Se coloco la membrana en un vaso de precipitados de 50ml, se le adicionaron 5ml de HNO_3 concentrado, se llevo a digestión adicionando HNO_3 concentrado hasta completar la digestión, hasta que la muestra quedo transparente, se deajo enfriar la muestra, se aforo a 50ml con agua desionizada y se almaceno en envases de polietileno para su posterior lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica de flama.

Metales pesados en macrofitas acuáticas. Método Espectrofotometría de Absorción de flama (APHA, 1989).

Se separaron y se secaron a temperatura ambiente las estructuras de las tres macrofitas acuáticas : lirio (hoja, bulbo y raíz), lechuga (hoja y raíz), cerato (hoja, tallo y raíz); las estructuras se molieron finamente en un molino; se tomo 1 gramo cada una de las muestras y se realizo la digestión con una solución diácida 2:3 de HNO_3 y HClO_4 ; la muestra ya transparente se deajo enfriar, se aforo a 50 ml con agua desionizada y se almaceno en envases de polietileno para analizar en el espectrofotómetro de absorción atómica de flama.

Determinación del bióxido de carbono (CO₂). Método volumétrico (APHA 1992). Se tomaron 100 ml de la muestra de agua y se colocaron en un matraz erlenmeyer. Se adicionaron de 5 a 10 gotas de la solución indicadora de fenolftaleína. Si la muestra se torna rosa o rojiza, el CO₂ está ausente y la lectura se reporta como 0.0 mg CO₂/l. Si la muestra se vuelve incolora, se tituló rápidamente con una solución valorada de NaOH 0.0227, agitando suavemente, hasta que persista 30 seg un color rosa.

Finalmente se realiza el cálculo:

$$\text{mg CO}_2 / \text{l} = \frac{A * N * 44.00}{\text{ml. de muestra}}$$

Donde:

A: ml. del titulante

N: normalidad de NaOH

DBO. Método de la DBO₅ (APHA, 1992).

En dos series de 10 de botellas DBO (volumen igual a 300 ml), se vertieron 1 y 5ml respectivamente de cada una de las muestras de agua completando el volumen de la botella con agua de dilución, incluyendo un blanco. Se determinó la cantidad de oxígeno disuelto (OD) inicial, con la ayuda del blanco y del oxímetro. Las botellas se incubaron durante 5 días en un lugar fresco y oscuro. Después de los 5 días se determinó la cantidad de oxígeno final.

Se realiza el cálculo para determinar DBO:

$$\text{DBO} = \frac{\text{ODT} - \text{ODF}}{\text{ml de}}$$

muestra

Donde:

ODT= OD final del testigo, mg/l

ODF= OD final de la muestra diluida, mg/l

DQO. Método de reflujo cerrado (APHA, 1992):

a) Tratamiento de las muestras: se colocaron 2.5 ml de la muestra en un tubo de ensaye y se adicionaron 1.5 ml de la solución de digestión y 3.5 ml de reactivo ácido sulfúrico, cerrando bien los tapones e invirtiendo varias veces cada uno de los tubos para homogeneizar. Los tubos se sometieron a reflujo en un digestor de bloque precalentado a 150 °C durante dos horas; posteriormente se colocaron los tubos en una rejilla dejando enfriar las muestras. Este procedimiento se siguió para las muestras, el blanco y los patrones.

b) Determinación de la reducción de dicromato: Se invirtieron las muestras enfriadas, el blanco y los patrones varias veces y dejando que los sólidos se depositen antes de medir la absorbancia. Se eliminaron los sólidos que se adhieren a la pared del tubo mediante golpes suaves. Se leyeron las muestras en un espectrofotómetro, a una longitud de onda de 600 nm.

c) Preparación de la curva de calibrado: se prepararon al menos cinco patrones de la solución de Ftalato hidrógeno de potasio con DQO equivalentes que oscilen entre 20 y 900 µg de O₂/l; se utilizaron los mismos volúmenes de reactivos, los mismos tubos y el mismo procedimiento de digestión que para las muestras.

d) Cálculo:

$$\text{DQO en mg O}_2/\text{l} = \frac{\text{mg O}_2 \text{ en el volumen final} \times 1000}{\text{ml de muestra}}$$

16.6 SITIOS DE MONITOREO EN EL LAGO DE XOCHIMILCO.



16.6.a APATLACO (Zona agrícola).



16.6b CUEMANCO (Vertido de aguas tratadas de la planta Cerro de la Estrella).



16.6.c Asunción (Zona urbana).



16.6d TRANCATITLA (Zona de transición urbano-agrícola).

FOCOS DE CONTAMINACIÓN



16.7.a Actividad ganadera.



16.7.b Tiraderos de basura en las chinampas y canales.



16.7.c Aportes de contaminación.



16.7.d Vertidos indirectos por la actividad agrícola.

14. RECOMENDACIONES

- Si bien el lago esta contaminado, es necesario llevar a cabo un monitoreo permanente en el sistema, el cual permitirá establecer el grado de contaminación de este.
- Si bien las concentraciones de los metales pesados tanto disueltos como particulados se encontraron por debajo del límite máximo permisible se debe considerar que estos tienden a persistir en la biota, por lo que es pertinente realizar evaluaciones cada tres meses.
- Mantener un control de propagación, crecimiento y cosecha de las macrofitas acuáticas para poder ser utilizados como forraje y por ende evitar una reincorporación de contaminantes al sistema, ya que estas retienen cantidades considerables de contaminantes.
- Promover la participación de la sociedad, principalmente turística, realizando campañas sobre la importancia del agua y así evitar la perdida de este patrimonio de la humanidad, declarado por la UNESCO desde 1987.
- Implementar una red de drenaje para aquellos asentamientos irregulares que vierten sus desechos directamente a los canales sin un previo tratamiento.
- Regular los programas de mantenimiento y monitoreo mensual de las plantas de tratamiento de aguas residuales ya que aportan gran cantidad de componentes orgánicos e inorgánicos al sistema.