



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
"ZARAGOZA"**

**Evaluación de la calidad física, química y especiación
de metales pesados, en lodos residuales de un
humedal construido en el Valle del Mezquital, Hidalgo.**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I Ó L O G A
P R E S E N T A
GUTIÉRREZ AYALA LUZ VERÓNICA

DIRECTORA DE TESIS: BIOL. MARICELA ARTEAGA MEJÍA



ABRIL 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.

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

"ZARAGOZA"

**Evaluación de la calidad física, química y
especiación de metales pesados, en lodos
residuales de un humedal construido en el Valle del
Mezquital, Hidalgo.**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGA
PRESENTA.**

GUTIÉRREZ AYALA LUZ VERÓNICA

DIRECTORA DE TESIS:

BIOL. MARICELA ARTEAGA MEJÍA

MÉXICO, D.F

ABRIL 2008

A mis Padres:

Les agradezco haberme dado la Vida, por formarme como persona con lo mejor de cada uno de ustedes, por su cariño, por transmitirme su fuerza, por saber entenderme y dejarme experimentar mis propios triunfos y fracasos y por apoyarme en el camino hacia mis sueños y sobre todo, porque siempre han puesto su fe en mí.

A mi padre:

Porque siempre sabes el momento exacto en que necesito escuchar esas palabras que me alientan a seguir adelante. Por tus chiqueos y porque simplemente no podría tener un padre mejor que tú.

A mi madre:

Por ser tan importante e indispensable en mi vida. Por quererme y llenarme de cariño y atenciones, es bueno saber que cuento contigo para todo, porque siempre estas dispuesta a escucharme, por ser mi mejor amiga y confidente, Por eso hoy quiero darte las gracias y decirte que eres lo más bello que tengo.

A mis hermanos:

Por ser mis cómplices y amigos, por formar parte de mi vida. Porque con el simple hecho de creer en mi, he sentido su gran apoyo, sin ellos mi vida no sería tan feliz.

A mi abuelita Abigail:

Por estar al pendiente de mis pasos, por consentirme, por ser tan buena; por eso y más siempre serás mi Mamita.

A todos mis familiares:

Por el simple hecho de ser parte de mi vida y porque para bien o para mal han influido en mis decisiones por las cuales he alcanzado esta meta tan importante en mi vida.

A mis amigas:

Marítza y Belem, por su compañía y convivencia, porque sin su valiosa amistad la universidad no hubiera sido la mejor etapa de mi vida.

A mi amiga Edith:

Por ser mi mejor amiga, mi confidente y un gran apoyo. Porque tu amistad es muy valiosa para mí y espero que sea para siempre. Por preocuparse por mí, y simplemente por ser la mejor.

A Julio:

Por ser una persona muy importante en mi vida, por tu amor y apoyo, por creer en mí y por tu confianza. Por eso y mucho más "TE AMO".

A mis profesores y sinodales:

Por ser parte de mi formación, por sus observaciones a mi trabajo y por ayudarme a conseguir el objetivo esperado.

A mi directora de Tesis Maricela Arteaga Mejía:

Por motivarme a mirar más alto, por compartir conmigo toda su experiencia, por su amistad, por ser parte de mi maduración personal y profesional, Gracias.

A la UNAM:

Por ser la mejor Universidad, por abrirme sus puertas paer impulsarme a volar y por darme la oportunidad de desarrollar mi pasión por la biología.

Pero sobre todo gracias a DIOS porque sin el yo no habría logrado esta meta.

*Por mi raza hablara el espíritu
Orgullosamente UNAM*



ÍNDICE

1. RESUMEN	1
2. INTRODUCCIÓN	3
3. MARCO TEÓRICO	6
3.1 Tratamiento de aguas residuales	6
3.2 Humedales	7
3.2.1 Humedales construidos	9
3.2.2 Humedal de flujo subsuperficial (FSS)	10
3.2.3 Componentes del humedal construido	11
3.2.4 Procesos físicos, químicos y biológicos en los humedales construidos	
3.2.4.1 Eficiencia de Remoción	13
3.2.4.2 Ventajas	15
3.2.4.3 Desventajas	15
3.3 Lodos residuales y biosólidos	16
3.3.1 Características del biosólido que afectan su aplicación al suelo	18
3.3.2 Compostaje	20
3.4 Metales pesados	21
3.4.1 Clasificación de metales pesados	22
3.4.2 Propiedades de algunos metales pesados	22
3.4.3 propiedades de algunos nutrimentos	27
3.4.4 Contaminación por metales pesados	28
3.4.4.1 Principales fuentes de emisión	29
3.4.5 Riesgos provocados por los metales pesados	30
3.4.6 Especiación de metales pesados en el suelo	31
3.4.7 Dinámica de los metales pesados en el suelo	32



3.4.8 Factores del suelo que afectan su acumulación y disponibilidad	34
3.4.9 Extracción secuencial	37
3.4.9.1 Fracciones	37
3.4.10 Marco jurídico	38
4. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	41
4.1 Clima	41
4.2 Orografía	41
4.3 Hidrología	42
4.4 Geología	43
4.5 Suelo	43
4.6 Vegetación	44
5. PROBLEMÁTICA	45
6. JUSTIFICACIÓN	46
7. HIPÓTESIS	47
8. OBJETIVO GENERAL	47
8.1 Objetivos particulares	47
9. DISEÑO Y DESARROLLO EXPERIMENTAL	48
9.1 Fase de campo	48
9.2 Fase de laboratorio	49
10. RESULTADOS	53
11. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	58



11.1 Caracterización de los lodos y biosólidos	58
11.1.1 Textura	58
11.1.2 pH	59
11.1.3 Materia orgánica	60
11.1.4 Relación Carbono/Nitrógeno	61
11.2 Nutrientos	62
11.2.1 Potasio	62
11.2.2 Calcio	62
11.2.3 Magnesio	63
11.3 Metales esenciales	64
11.3.1 Níquel	64
11.3.2 Cobre	64
11.3.3 Zinc	65
11.3.4 Cromo	65
11.3.5 Hierro	66
11.4 Metales pesados no esenciales	68
11.4.1 Plomo	68
11.4.2 Cadmio	68
11.5 Extracción secuencial	70
11.5.1 Cadmio	70
11.5.2 Plomo	71
11.5.3 Níquel	72
11.5.4 Zinc	73
12. CONCLUSIÓN	75
13. RECOMENDACIONES	77
14. BIBLIOGRAFÍA	78



CUADROS

Cuadro 1.	Métodos utilizados para la caracterización física y química de lodos y biosólidos	49
Cuadro 2.	Condiciones de trabajo en el espectrofotómetro (Rothery, 1980)	50
Cuadro 3.	Características físicas y químicas de lodos y biosólidos	53
Cuadro 4.	Concentración total de metales pesados	54
Cuadro 5.	Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en lodo residual (1)	55
Cuadro 6.	Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en lodo residual (2)	55
Cuadro 7.	Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en biosólidos (1)	56
Cuadro 8.	Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en biosólidos (2)	56
Cuadro 9.	Concentración total de nutrimentos en lodos y biosólidos	57

FIGURAS

Figura 1.	Plantas acuáticas comunes (Lara, 1999)	8
Figura 2.	Humedal construido de Flujo Libre Superficial (FLS) (Lara, 1999)	9
Figura 3.	Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial (FSS) (Lara, 1999)	10
Figura 4.	Procesos de depuración de los humedales (García <i>et al</i> , 1997)	14
Figura 5.	Variación en la concentración natural de metales en suelos (Kalbitz and Wennrich, 1998)	29
Figura 6.	Dinámica de los metales pesados en el suelo (Lovley, 2000)	33
Figura 7.	Ubicación geográfica de la zona de estudio	44
Figura 8.	Imagen del humedal construido	48
Figura 9.	Diagrama de flujo de la fase experimental	51
Figura 10.	Método de extracción secuencial (Siebe, 1993)	52



Figura 11.	Distribución de partículas en lodos y biosólidos	58
Figura 12.	Concentración total de nutrimentos en lodos y biosólidos.	63
Figura 13.	Concentración total de metales esenciales	66
Figura 14.	Concentración total de metales pesados no esenciales	69
Figura 15.	Distribución de Cadmio en las distintas fracciones en lodos y biosólidos	70
Figura 16.	Distribución de Plomo en las distintas fracciones en lodos y biosólidos	72
Figura 17.	Distribución de Níquel en las distintas fracciones en lodos y biosólidos	73
Figura 18.	Distribución de Zinc en las distintas fracciones en lodos y biosólidos	75



1. RESUMEN

El humedal construido es un Sistema de Flujo Subsuperficial (FSS), recibe aguas residuales de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Se ubica en Julián Villagrán, Ixmiquilpan, Hidalgo. Durante el tratamiento se generan lodos residuales que al ser estabilizados reciben el nombre de biosólidos, se recolectaron por el método del cuarteo (NOM-AA-015-1985), se analizó materia orgánica, pH, textura, densidad aparente, densidad real, espacio poroso, contenido total de metales y extracción química secuencial de dichos metales.

Los resultados indican que la biodisponibilidad y movilidad potencial de los metales pesados disminuye conforme aumenta el grado de estabilización. Las concentraciones de metales pesados totales no rebasan los límites máximos permisibles de la norma NOM-004-SEMARNAT-2002.

Los elementos a los que se les realizó extracción secuencial fueron el Cd, Pb, Ni y Zn. El resultado obtenido para cada una de las fracciones correspondientes a la extracción secuencial propuesta queda reflejado en las Tablas 3, 4, 5 y 6, observándose un nivel extremadamente bajo o nulo en la fracción intercambiable de los metales estudiados, lo que implica una estabilidad apreciable de las diferentes especies químicas metálicas, poco propensas, por tanto, a moverse fácilmente del lodo. Los cuatro metales están presentes en la fracción carbonatada y, en consecuencia, serán sensibles a la acción de los ácidos débiles.

La fracción reducible está asociada a los metales ligados a óxidos de hierro y manganeso y, salvo el Pb los demás elementos analizados están presentes, siendo la máxima para el Zn.



Luz Verónica Gutiérrez Ayala

En la fracción orgánica encontramos cantidades nulas de Pb respetables de Níquel y en menor medida Cd y Zn.

Finalmente, en la fracción residual aparecen cantidades considerables de los cuatro metales, sobre todo Pb y en menor medida Zn, Cd y Ni.

Los resultados permiten concluir que, debido al contenido de materia orgánica, textura y pH, los biosólidos son adecuados para mejorar las condiciones del suelo. Sin embargo, la presencia de metales no esenciales (Pb y Cd) restringe su uso y se recomienda como sustrato para plantas ornamentales. Un aporte de lodos de forma continua durante largos periodos de tiempo, puede favorecer la acumulación de metales.

Abstract: The constructed wetland of sub-superficial flow receives residual waters from the Metropolitan Zone of Mexico City. It is located in Julian Villagran, Ixmiquilpan Hidalgo. During the treatment residual muds are generated, that at being stabilized receive the name of biosolids, those were collected by the method of the cuarteo (NOM-AA-015-1985), pH was analyzed, the same that texture, apparent density, real density, porous space, total metal content and sequential chemical extraction. The results indicate that the biodisponibility and potential mobility of heavy metals diminish as increases the degree of stabilization. The total concentrations of heavy metals do not exceed the permissible maximum limits of norm NOM-004-SEMARNAT-2002. Nevertheless the nonessential metal presence was detected as Lead and Cadmium, when developing the procedure of chemical especiación, we found that this metals was in the more stable fractions. According to the content of organic matter, texture and pH, the biosolids can be arranged and used for substrate of ornamentals plants.



2. INTRODUCCIÓN

La política económica de México ha traído como consecuencia un importante desarrollo industrial. Estas circunstancias han intensificado el aprovechamiento de los recursos naturales con el fin de obtener diversas materias primas, en muchos casos con serias consecuencias en la calidad del ambiente, por la falta de control de los residuos que se generan en los diversos procesos industriales y de servicios. Actualmente se tiene como una meta urgente e inmediata, la protección del medio ambiente, a través de la reducción del consumo energético, la preservación de las fuentes de materias primas, el tratamiento de las descargas de aguas residuales, entre otros (Conesa y Vitora, 2000).

Durante el proceso de tratamiento biológico de aguas residuales se generan lodos residuales que están considerados como residuos peligrosos de acuerdo a la NOM-052-SEMARNAT-1993, el daño que generen dependerá de la toxicidad, volumen de generación, persistencia en el ambiente de los compuestos químicos contenidos, así como de las características físicas y biológicas. Una alternativa para el tratamiento de aguas residuales, son los humedales construidos que generan baja cantidad de lodos que en su mayoría están mineralizados (Davis y Masten, 2004).

Los biosólidos son una fuente importante de materia orgánica y nutrimentos se utilizan benéficamente para el crecimiento de las plantas y aportan apreciables cantidades de nitrógeno y fósforo además de potasio, éste último en menor concentración. La aplicación frecuente puede mejorar la capacidad de retención de agua, infiltración y aireación (Ostergaard, 1997). Para poder proponer el uso de lodos residuales como biosólidos en la mejora de las condiciones del suelo, se debe considerar tipos de contaminantes y el tipo



suelo como medio receptor. Una de las limitaciones de la aplicación de lodos residuales en suelos agrícolas es la presencia de metales pesados.

Los metales pesados son ejemplos típicos de residuos peligrosos que tienen una elevada persistencia ambiental y pueden llegar a ser tóxicos para los organismos, dependerá de la concentración y formas químicas, y se puede traducir en una biomagnificación en los niveles tróficos. El suelo es uno de los agentes de producción más importantes de las actividades humanas, así como un receptor de la mayor parte de residuos o sustancias tóxicas. El conjunto de las propiedades físicas, químicas y biológicas lo hacen un sistema clave en el control de los ciclos biogeoquímicos, es capaz de realizar funciones de filtración, descomposición, neutralización o inactivación, almacenamiento, movilidad y regulación de la concentración en disolución de un gran número de sustancias (Acevedo, 2002).

El [suelo](#) se divide en tres fases: **Sólida**, consta de los minerales del suelo, es de carácter inorgánico y también puede tener materia orgánica sólida proveniente de la descomposición de los organismos; **Líquida**, es agua con iones inorgánicos y materia orgánica soluble disuelta, esta fase se conoce como la solución del suelo, cuya composición es importante para la planta ya que es a partir de esta fase de donde obtiene los nutrientes; y **Gaseosa**, tiene O_2 , CO_2 , N_2 ..., pero desde el punto de vista nutritivo lo más importante es el O_2 para la respiración, para la formación de ATP. Si no hay buen suministro de O_2 no se da la absorción activa de iones (Buckman y Brandy, 1991).

Los suelos arenosos son inertes desde el punto de vista químico, carecen de propiedades coloidales y de reservas de nutrientes. En cuanto a las propiedades físicas presentan mala estructuración, buena aireación, muy alta permeabilidad y nula retención de agua.



Los suelos arcillosos son muy activos desde el punto de vista químico, adsorben iones y moléculas, floculan (la fracción arcilla permanece inmóvil) y dispersan (migran), muy ricos en nutrientes, retienen agua en cantidad abundante, bien estructurados, pero son impermeables y asfixiantes. Los suelos limosos tienen nula estructuración, sin propiedades coloidales, son impermeables y con mala aireación (Buckman y Brandy, 1991).

Una vez que los metales se encuentran en el suelo, resulta necesario obtener información acerca del origen, forma química, disponibilidad biológica, movilización y transporte. Diversos estudios se han encaminado en conocer la cantidad total de metales traza. Sin embargo, esto no es suficiente para valorar el impacto ambiental, se requiere conocer las formas químicas que afectan, su disponibilidad y concentración real en cada fracción para poder evaluar la toxicidad real (Ramos *et al.*, 1994).

Los metales pesados en la fase sólida del suelo se presentan en diversas formas químicas, como son: intercambiables, retenidos por la materia orgánica, ocluidas en los óxidos de hierro y manganeso, con los carbonatos y sustituyendo al Si y Al en la estructura interna de minerales (Vázquez *et al.*, 2001).

La cantidad de metales pesados, respecto al resto de los componentes del suelo, es muy pequeña; además. La compleja composición del suelo dificulta el aislamiento de estas especies, por lo que en la práctica se han desarrollado métodos analíticos alternativos que permiten determinar las concentraciones presentes en las diversas fracciones que componen la fase sólida y acuosa que difieren en fuerza y por lo tanto en disponibilidad para las plantas, susceptibilidad para la lixiviación y extractabilidad; por lo tanto, nos permiten predecir su biodisponibilidad (Vilar *et al.*, 2003).



3. MARCO TEÓRICO

3.1 Tratamiento de aguas residuales

El agua desde los inicios de la civilización ha sido fundamental no sólo para la subsistencia sino también para el desarrollo de distintas actividades, principalmente económicas. Es imprescindible para el desarrollo de la agricultura, siendo utilizada para sistemas de riego, diversas culturas han convertido zonas áridas y semiáridas en zonas de riego reutilizando aguas residuales, como sucede actualmente en el Valle del Mezquital (Perry, 1999).

El agua al igual que el suelo, es un elemento de enlace entre los factores bióticos y abióticos. Durante muchos años se ha utilizado como vehículo para eliminar toda clase de desechos y no se tenía suficiente conocimiento sobre el impacto que estos contaminantes podrían tener.

Las aguas residuales, son aquellas que presentan composición variada, provienen de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarios, domésticos, y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas. La composición de las aguas residuales varía en cantidad y calidad según sea su origen y elementos contaminantes. La Environmental Protection Agency (EPA, 2000) ha identificado aproximadamente 129 contaminantes de alto riesgo tanto orgánico como inorgánico. En ellas podemos encontrar una serie de elementos como cloruros, sulfatos, Si, Ca, Mg, Na, K, Al, sólidos, nitrógeno, fósforo, amonio, carbón orgánico, fenoles, compuestos organoclorados; metales pesados como: Cd, Co, Cr, Pb, Hg, Se, Zn, cianuros, pesticidas, hidrocarburos policíclicos aromáticos, DQO y DBO; organismos patógenos como: protozoarios, virus, coliformes y huevos de helminto, entre otros (Seoanez, 1995).



En México existen 82 distritos de riego de los cuales el 70% operan bajo el sistema de riego con aguas residuales (CNA, 2005). En la mayoría de los casos el uso de las aguas residuales no ocurre después del tratamiento sino directamente de los cursos de aguas que no han sido sometidas a ningún tratamiento de depuración convencional (Siebe, 1994).

Apenas 35% del total de aguas residuales generadas recibe algún tipo de tratamiento y 65% está pasando a formar parte de los cuerpos naturales, con los problemas que todo esto acarrea.

Existen distintas formas de tratar aguas residuales. Los tratamientos físicos o químicos suelen ser rápidos y la calidad que puede alcanzarse es buena, la desventaja de estos métodos radica principalmente en el costo y por lo tanto, no pueden aplicarse en zonas de bajo desarrollo económico, a menos que sean financiados por instituciones gubernamentales. Asimismo, durante el proceso se generan lodos residuales a los que es difícil asignar un destino adecuado (Cajuste, *et al.*, 1992).

La observación de la mejora en la calidad del agua en humedales naturales llevó al desarrollo de humedales construidos como una alternativa para tratar las aguas residuales sin perturbar el entorno natural y con menos requerimientos energéticos (EPA, 2000).

3.2 Humedales

Los humedales son áreas que se encuentran saturadas por aguas superficiales o subterráneas. Suelen tener aguas poco profundas con plantas emergentes como espadañas, carrizos y juncos (Figura 1.) (Lara, 1999).

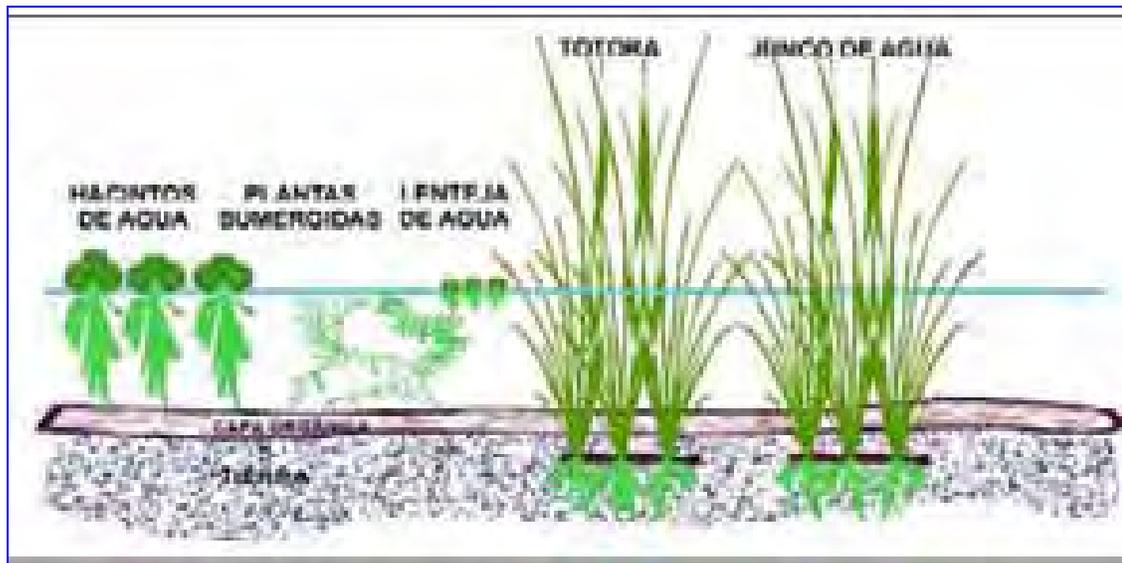


Figura 1. Plantas acuáticas comunes (Lara, 1999).

Los humedales naturales figuran entre los ecosistemas más productivos del planeta, por esta razón se les define como los “riñones de la tierra” por su gran capacidad de filtrar y adsorber algunos contaminantes. Una de las características más importantes, son los servicios ambientales que brindan.

Las interacciones de los componentes físicos, químicos y biológicos de un humedal, como sustrato, agua, plantas y animales hace posible que desempeñe muchas funciones microclimáticas y macroclimáticas vitales, como almacenamiento de agua, protección contra tormentas y mitigación de inundaciones, estabilización del litoral y control de la erosión, recarga de acuíferos, descarga en acuíferos, purificación de las aguas mediante retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes, y estabilización de las condiciones climáticas locales; la evapotranspiración que propician mantiene los niveles locales de humedad, precipitación fluvial y temperatura (Chicón, 2004).

Numerosos estudios confirman la posibilidad de usar estos procesos en la depuración de aguas residuales.



Actualmente los humedales artificiales son utilizados como sistemas depuradores, en diversos países como: Dinamarca, Alemania, Reino Unido, Francia, Austria, Suiza, Bélgica, Luxemburgo, Holanda, Suecia y México. En Estados Unidos se desarrollaron investigaciones sobre el uso de humedales, aplicando métodos ligeramente diferentes a los europeos, los de Flujo Libre Superficial (FLS) y Flujo Subsuperficial (FSS) (Alarcón et al., 1997).

3.2.1 Humedales construidos

Estos sistemas combinan procesos físicos, químicos y biológicos para el diseño de un complejo tratamiento en el que intervienen tres factores básicos: las plantas, el sustrato y los microorganismos (Lara, 1999). Básicamente consisten en la reproducción controlada, de las condiciones existentes en los sistemas de humedales naturales.

El tratamiento involucra una mezcla de procesos bacterianos aeróbicos-anaeróbicos que ocurren en el entorno de las raíces de las plantas, a la vez que aportan oxígeno consumen los elementos generados en el metabolismo bacteriano y lo transforman en follaje (Chicón, 2004).

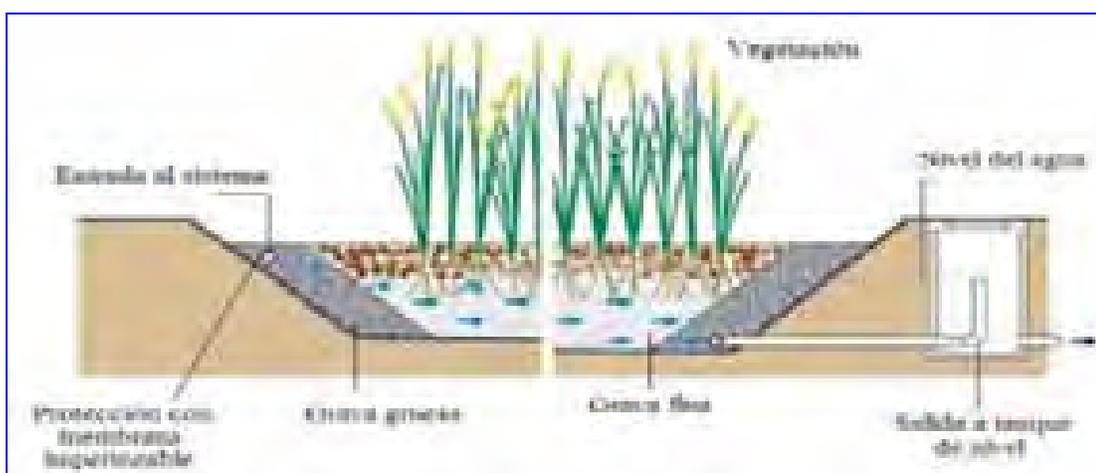


Figura 2. Humedal construido de flujo libre superficial (FLS) (Lara, 1999).



Se han propuesto diversos tipos de humedales construidos a lo largo de su desarrollo tecnológico. Las variables de diferenciación pueden hacer referencia al sistema de flujo del agua residual, sustrato o lecho utilizado, vegetación y sucesión de unidades de tratamiento (Esteiner *et al.*, 1993).

El desarrollo tecnológico de los humedales construidos, es diferente en el modo de operación, aun basándose en los mismos principios biológicos. Hay dos tipos muy comunes; se trata de los denominados humedales de Flujo Libre Superficial (FLS) y los humedales de Flujo Subsuperficial (FSS). Abordaremos este último que es el que nos ocupa en la presente investigación.

3.2.2 Humedal de Flujo Subsuperficial (FSS)

Se diseña con el objeto de proporcionar tratamiento secundario o avanzado y consisten en canales o zanjas rellenos de material granular, generalmente grava por donde fluye el agua residual cuyo nivel se mantiene por debajo de la superficie. El lecho de grava tendrá mayores tasas de reacción y por lo tanto puede tener un área menor de contacto (Davis y Masten, 2004).

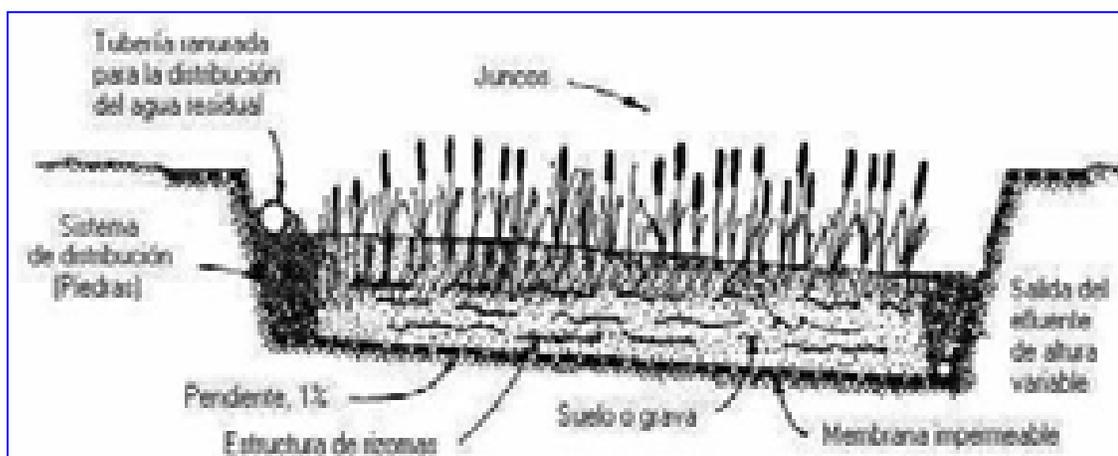


Figura 3. Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial (Lara, 1999).



Este tipo de humedales es efectivo para el tratamiento de aguas residuales domésticas que reciben un pretratamiento (sedimentación) debido a que las altas concentraciones de sólidos suspendidos pueden tapar los poros del sustrato. El sustrato es colocado por debajo del nivel natural del terreno y el agua residual atraviesa hasta aproximadamente la mitad de su profundidad.

Los factores de diseño fundamentales son la pendiente del lecho, la porosidad del sustrato y el promedio diario de entrada del afluente, factores considerados importantes para mantener el gradiente hidráulico adecuado (Esteiner *et al.*, 1993).

El agua se incorpora en forma continua y el tratamiento se produce durante su circulación a través de las raíces de la vegetación y del sustrato.

3.2.3 Componentes de un humedal construido

Agua: Es el factor más importante, reúne todas las funciones, es a menudo primordial en el éxito o fracaso del humedal. Pequeños cambios en la hidrología pueden tener efectos importantes en la efectividad del tratamiento (Lara, 1999).

Substratos y sedimentos: Las características físicas y químicas del suelo y otros sustratos se alteran cuando se inundan, pueden almacenar muchos contaminantes y es donde tiene lugar diferentes transformaciones químicas y biológicas. La acumulación de restos de vegetación en el sustrato aumenta la cantidad de materia orgánica, que da lugar a la fijación de microorganismos y es fuente de carbono para algunas de las más importantes reacciones biológicas en el humedal (Pérez-Olmedilla *et al.*, 2000).



Vegetación: Su presencia en el sistema permite la penetración y transporte de oxígeno de manera más profunda. Estabiliza el sustrato, proporciona superficies para la fijación de microorganismos y formación de películas bacterianas; da lugar a velocidades de agua bajas; toma el carbono, nutrientes y elementos traza y los incorpora a sus tejidos; transfiere gases entre la atmósfera y los sedimentos y controla el crecimiento de algas al limitar la penetración de luz solar (Lara, 1999).

Microorganismos: Son los que regulan principalmente las funciones del humedal. Incluyen bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono orgánico y está involucrada en el reciclaje de muchos nutrimentos. Transforman un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas e insolubles. Algunas transformaciones son aeróbicas, mientras otras son anaeróbicas.

Muchas especies son capaces de funcionar bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas en respuesta a los cambios medioambientales (Gadd, 2000).

3.2.4 Procesos físicos, químicos y biológicos en los humedales construidos

A continuación se describen los principales procesos físicos, químicos y biológicos que favorecen la depuración de aguas residuales como funciones básicas en los humedales construidos (García *et al.*, 1997):

- ❖ Fijan físicamente los metales pesados y otros contaminantes en la superficie del sedimento, la materia orgánica y las plantas.
- ❖ Utilizan y transforman los elementos por medio de los microorganismos,
- ❖ Sedimentan, filtran y degradan sólidos en suspensión del agua al atravesar lentamente amplias superficies.



- ❖ Asimilación vegetal e inmovilización microbiana de compuestos inorgánicos.
- ❖ Mineralización de materia orgánica.
- ❖ Amonificación, nitrificación y desnitrificación (ciclo del nitrógeno).
- ❖ Eliminación de patógenos a través de sedimentación y muerte gradual.
- ❖ La utilización de nutrientes disueltos en el agua por los productores primarios.

3.2.4.1 Eficiencia de remoción

- ❖ La remoción de nitrógeno en humedales puede alcanzar valores por encima del 80%. En los humedales construidos, el potencial de remoción del nitrógeno puede tomar varios años en desarrollarse; por lo menos se requieren dos o tres etapas de crecimiento de las plantas, sistemas de raíces y capa de residuos para alcanzar el potencial de remoción adecuado (Lara, 1999).
- ❖ La remoción de fósforo no es muy eficaz debido a las limitadas oportunidades de contacto entre el agua residual y las arcillas del terreno (aprox. 20%).
- ❖ La remoción de metales pesados en humedales de flujo subsuperficial es del 97% con un tiempo de retención de 5,5 días. Esta se atribuye a los fenómenos de precipitación y adsorción.
- ❖ El nivel de coliformes totales puede reducirse hasta en 98% con un tiempo de residencia hidráulica de 5,5 días en un humedal de flujo subsuperficial.
- ❖ La remoción de materia orgánica sedimentable es muy rápida debido a la deposición y filtración en los sistemas de flujo subsuperficial, donde cerca del 50% de la DBO es removida rápidamente en los primeros metros del humedal. Esta materia orgánica sedimentable es descompuesta aeróbica o anaeróbicamente, dependiendo del oxígeno disponible. El resto de la



DBO continúa siendo removida más lentamente al entrar en contacto con los microorganismos del sistema (Lara, 1999).

- ❖ Los aportes de agua al llegar al humedal disminuyen su velocidad lo que ayuda a que las sustancias en suspensión sedimenten. Se parte de la premisa de que el humedal hace de filtro de numerosos contaminantes, es decir la cantidad de las sustancias que entran es mayor que la que sale (Johnston, 1991).

El humedal puede considerarse como un reactor biológico tipo "proceso biopelícula sumergida", con aireación natural, en el que las plantas emergentes toman oxígeno de su parte aérea para introducirlo al sistema (Kalbitz and Wennrich, 1998).

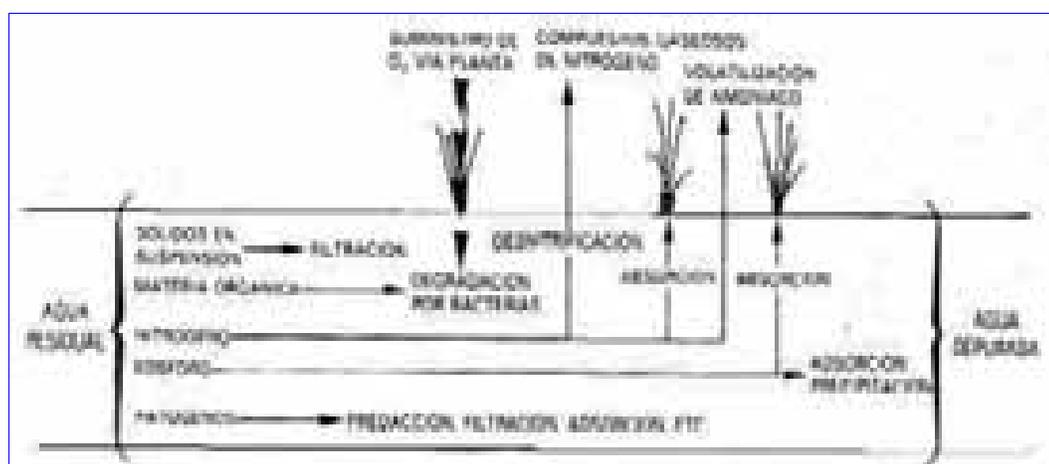


Figura 4. Procesos de depuración de los humedales (García et al, 1997).

Se crea un mosaico de zonas aerobias y anaerobias próximas entre si, que favorecen los procesos de descomposición de la materia orgánica, nitrificación, desnitrificación, precipitación de fosfatos y muerte de patógenos (García et al., 1997).



3.2.4.2 Ventajas:

- ❖ Bajos costos de construcción, operación y mantenimiento, así como energía y explotación.
- ❖ La operación y mantenimiento no requiere un trabajo permanente. Aunque precisan un adecuado seguimiento.
- ❖ Son sistemas flexibles y poco susceptibles a cambios en caudales y carga del efluente.
- ❖ Son una aproximación sensible con el medio ambiente, integrándose al paisaje y no generan olores (Lara, 1999).

3.2.4.3 Desventajas:

- ❖ Criterios de diseño y funcionamiento poco conocidos.
- ❖ Desconocimiento de algunos procesos biológicos e hidrológicos que intervienen.
- ❖ Necesidad de dos o tres estaciones de crecimiento de las plantas para llegar al máximo rendimiento.
- ❖ El rendimiento del sistema puede ser menos constante que el de un proceso convencional.
- ❖ El rendimiento del sistema puede ser estacional en respuesta a los cambios en las condiciones ambientales, incluyendo lluvias y sequías (García *et al.*, 1997).

En los humedales construidos durante el proceso de tratamiento de la depuración, las aguas se ven desprovistas de los sólidos en suspensión; por lo que la mayoría de los contaminantes quedan contenidos en los lodos generados a los que es difícil asignar un destino adecuado. Los lodos no son, sin embargo, un subproducto sin valor. Al contrario, si son adecuadamente tratados y siguiendo la tan conocida y actual política en materia de residuos, y reuniendo los estándares de calidad se consideran biosólidos que pueden ser utilizados para mejorar la fertilidad del suelo (NOM-004-SEMARNAT-2002).



3.3 Lodos residuales y biosólidos

Los lodos residuales son resultado de la depuración de aguas residuales que por su alto contenido de materia orgánica, presencia de innumerable cantidad y variedad de microorganismos patógenos y a su contenido en metales pesados tienen un efecto contaminante muy importante (Pissani, 1990).

Tienen múltiples utilidades. Entre ellas se destacan su aplicación a los suelos como una de las formas de su disposición final. Esta actividad se ha venido realizando con éxito durante décadas (Bautista *et al.*, 2005).

El interés de su aplicación al suelo ha aumentado en los últimos años como consecuencia de la menor disponibilidad y viabilidad de otras opciones de gestión, tales como la disposición a vertederos controlados, la incineración y la evacuación al mar (Chicón, 2004).

Se ha considerado que los lodos por sus características propias o por las adquiridas después de un proceso de estabilización pueden ser susceptibles de aprovechamiento siempre y cuando cumplan con los límites máximos permisibles de contaminantes o, en su caso, se dispongan en forma definitiva como residuos no peligrosos; para atenuar sus efectos contaminantes para el medio ambiente y la población en general (NOM-004-SEMARNAT-2002).

La estabilización es el resultado de los procesos mediante los cuales se reducen o eliminan las características indeseables de los lodos para una determinada aplicación. Actualmente existen varios métodos de estabilización y se usan unos u otros según las condiciones técnicas y económicas que se tiene a disposición, estos son: la digestión aerobia o anaerobia, el tratamiento con Ca(OH)_2 o con CaO , el compostaje, el



secado y la incineración. El compostaje, es el único que implica un reciclaje al usar el lodo como abono o mejorador de suelo, ya que todos los otros métodos tienen como resultado la disposición final (Quinchía y Carmona, 2004).

Una vez estabilizados los lodos residuales, reciben el nombre de biosólidos. Quizás la opción más interesante y adecuada, sea el aprovechamiento de estos últimos como mejoradores de suelos, ya que, además de proporcionar nutrientes, facilitan el transporte de los mismos, incrementan la retención de agua y mejoran las condiciones del suelo para los cultivos. Diferentes cultivos y condiciones del suelo, requieren distintas cantidades de nutrientes, por lo tanto estos deben ser aplicados de forma controlada en proporción a las necesidades de las plantas (Pissani *et al.*, 2005).

Sin embargo, un aporte al suelo, de forma continua durante largos períodos de tiempo, favorece la acumulación de metales pesados, por lo que podría alcanzar niveles de contaminación suficientemente elevados (McBride *et al.*, 1997).

Los biosólidos aplicados al suelo mejoran la estructura incorporando materia orgánica, aumentando la capacidad de los suelos para absorber y mantener la humedad y pueden ayudar a establecer una buena vegetación como control de la erosión.

Su aplicación al suelo cuesta de 50 a 75% menos que llevar el mismo material a un tiradero municipal. Pero, cabe señalar que la presencia de metales pesados restringe, grandemente su uso para suelos de cultivo o forraje (Aguilar *et al.*, 1994).



Se puede aplicar en:

- ❖ Terrenos de uso agrícola.
- ❖ Terrenos de uso forestal.
- ❖ Terrenos marginales.
- ❖ Terrenos especialmente preparados para la disposición final.

En los tres primeros casos, los biosólidos se utilizan como un recurso valioso para la mejora del terreno. También sirven como un sustituto parcial de fertilizantes químicos.

Los pasos que hay que seguir para su aplicación al suelo son:

- ❖ Caracterización de cantidad y calidad.
- ❖ Evaluación y elección del lugar.
- ❖ Revisión de las normas locales, estatales y federales aplicables.
- ❖ Determinar los parámetros de diseño del proceso (cargas, superficie de terreno necesario, métodos y calendario de aplicación).

No obstante, la presencia de metales pesados y de organismos patógenos en el biosólido hacen de éste un material que presenta riesgos al ser aplicado en zonas de cultivos agrícolas para consumo humano y animal, dada su posible acumulación tanto en los suelos como en las aguas subterráneas y en las especies vegetales (Quinchía y Carmona; 2004)

3.3.1 Características del biosólido que afectan su aplicación al suelo

Contenido de patógenos. Los patógenos (bacterias, virus, protozoos y huevos helminto) se concentran en el lodo y pueden propagar enfermedades.



Para cumplir los límites prescritos, el contenido de patógenos se debe reducir considerablemente antes de la aplicación al suelo mediante procesos de tratamiento secundario (McBride *et al.*, 1997).

Nutrientes. Los principales nutrientes de las plantas (nitrógeno, fósforo y potasio), no se eliminan sustancialmente durante el tratamiento del lodo, pero son consumidos por las plantas una vez aplicados al suelo. El nitrógeno y el fósforo suelen ser los de mayor interés en la aplicación al suelo, debido al riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Por lo tanto, el consumo por parte de la vegetación es un parámetro clave del diseño a la hora de determinar las tasas de aplicación (Lové, 1998).

Materia orgánica. La materia orgánica presente en el lodo no estabilizado puede originar problemas de olores y atraer vectores (moscas, mosquitos y roedores) a los lugares de aplicación. Sin embargo, ocurre un tratamiento adicional una vez aplicados al suelo y los compuestos orgánicos se degradan lentamente.

Metales pesados. Los lodos del agua residual contienen metales y compuestos orgánicos que quedan atrapados en el suelo y crean posibles riesgos tóxicos para las plantas, animales y el hombre.

Los lodos admiten varios tratamientos; el más acorde con las exigencias medioambientales de reciclaje y valorización de residuos es el compostaje, y posterior empleo como abono o mejorador de suelos degradados.

El empleo como fertilizante orgánico exige el cumplimiento de una serie de propiedades que garanticen su calidad, entre ellos: concentración de metales pesados y otros contaminantes, textura y la relación carbono-nitrógeno, que es una de las más importantes, ya que tanto el carbono como el nitrógeno son dos elementos esenciales para la nutrición de cualquier especie vegetal (Cervantes y Moreno, 1999).



3.3.2 Compostaje

El compostaje es un proceso en el que los lodos sufren una degradación biológica, basado en procesos de mineralización, transformación y estabilización en condiciones aeróbicas o anaerobias, bajo condiciones adecuadas de humedad y temperatura. De este proceso se obtiene composta como producto. Los lodos después del compostaje quedan como un material tipo humus, higiénico y libre de características desagradables.

La composta se considera un mejorador de suelos de acuerdo a la Norma Técnica Estatal Ambiental PROY-NTEA-006-SMA-RS-2005 que establece los requisitos para la producción de los mejoradores de suelos elaborados a partir de residuos orgánicos (Crawford *et al.*, 1993).

Una cuarta parte de los sólidos volátiles que contienen los lodos se convierten en dióxido de carbono y agua. Al producirse la descomposición de la materia orgánica contenida en los lodos la composta se calienta hasta alcanzar temperaturas situadas en el intervalo de pasteurización lo cual permite la destrucción de organismos patógenos (Quinchía y Carmona, 2004).

La composta puede realizarse en condiciones aerobias o anaerobias:

En condiciones aerobias, las bacterias aprovechan la energía contenida en la materia orgánica, realizan una oxidación biológica controlada lo más rápidamente posible.

Para obtener un funcionamiento óptimo se deben tener ciertas características; como la relación carbono-nitrógeno de 30:1, necesidad de oxígeno, humedad del 60%, tamaño de partícula de entre 0,3-5 cm. y una temperatura de entre 60 y 70 °C.



Las moléculas compuestas, complejas e inestables pasan a ser simples para luego volver a moléculas complejas pero ahora siendo materia orgánica estable. Se obtiene un producto que se parece a la tierra vegetal o humus que sobre el suelo se va biodegradando lentamente liberando los nutrientes que contiene (López *et al.*, 2000).

En el proceso de tratamiento con digestión anaerobia, las bacterias también aprovechan la energía de la materia orgánica pero en ausencia de oxígeno y acaban produciendo biogás. También se requiere de buenas condiciones como la relación de carbono-nitrógeno de 30:1, humedad mayor del 75%, ir añadiendo energía al sistema y dos temperaturas, la mesofílica y la termofílica.

3.4 Metales pesados

Los metales pesados son elementos, en cualquier forma química, con peso y masa atómica elevada y con una densidad superior a 5gcm^{-3} . Algunos son tóxicos a bajas concentraciones para los seres vivos, incluido el hombre. No son química ni biológicamente degradables lo que provoca su persistencia en el ambiente. Una vez emitidos al ambiente, pueden permanecer en él por cientos de años (Duffus, 2002).

No todos los metales son peligrosos; algunos, pese a su toxicidad, se presentan de forma muy escasa o insoluble, por lo que el número de estos elementos dañinos para la salud sólo engloba a unos pocos. De entre ellos, destacan el plomo y el mercurio, seguidos por el cadmio, el berilio, el bario, el cobre, el manganeso, el níquel, el estaño, el vanadio, el cromo y el zinc (McBride *et al.*, 1997).

Elevadas concentraciones de metales pueden desestabilizar los procesos metabólicos de los tejidos de las plantas y de los organismos, la base química de este efecto es la afinidad química que tienen por los grupos sulfhídrico de las proteínas; unidos a las proteínas de una membrana



celular pueden alterar la distribución de los iones, cambiar los potenciales eléctricos y de este modo el movimiento de fluidos a través de la membrana. En el suelo afectan la partición de iones entre la fase sólida y la solución y con esto el flujo conectivo de nutrimentos. Algunos metales pueden influir en la actividad microbiana del suelo y reducir la productividad del mismo (López *et al.*, 2000).

3.4.1 Clasificación de metales pesados

- ❖ **Oligoelementos o micronutrientes**, son requeridos en pequeñas cantidades por plantas y animales para que completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están: B, Cr, Cu, Mo, Mn, Fe, Mg, Se y Zn.
- ❖ **Metales pesados sin función biológica conocida**, su presencia en determinadas cantidades en los seres vivos, lleva aparejadas disfunciones en el metabolismo de los organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Son, principalmente: Cd, Hg, Pb, Co, Ni, Sb, Bi (Baird, 2001).

3.4.2 Propiedades de algunos metales pesados

Fierro (Fe)

El Fe es un elemento esencial, sus estados de oxidación son Fe^{2+} y Fe^{3+} . En estado ferroso es bastante soluble en agua. Podría estar en estado coloidal y en forma de complejos orgánicos o minerales.

El Fierro (III) precipita fácilmente en el suelo como óxidos e hidróxidos, o se encuentran en formas quelatadas en lugares donde la materia orgánica es alta. Su disponibilidad aumenta con la materia orgánica (Navarro *et al.*, 2007).



En suelos aeróbicos generalmente se encuentra como compuestos de Fe (III) insolubles, por lo cual debe de ser solubilizado antes de su absorción, el proceso implica acidificación del medio inmediato a la raíz y reducción a Fe (II) (Kretzschmar and Sticher, 1997).

Actúa como catalizador (con el manganeso) en la formación de la clorofila, como portador de oxígeno, fijación del nitrógeno y en numerosos sistemas enzimáticos, especialmente respiratorios (Acuña, 2003).

Su disponibilidad aumenta con la materia orgánica. Debido a que el Hierro no se trasloca dentro de la planta los síntomas aparecen en las hojas jóvenes, produce clorosis intervenal con una marcada distinción entre las venas verdes y las entrevenas amarillas. El crecimiento de las plantas se retarda si la deficiencia es severa (Navarro *et al.*, 2007).

Cobre (Cu)

En el ambiente del suelo, aproximadamente 99% del cobre soluble esta formando quelatos orgánicos. Las formas inorgánicas más solubles incluyen hidroxocompuestos o carbonatos, algunos de los cuales dependen del pH para su solubilidad, se encuentra también como Cu^{2+} adsorbido y en solución, como ión formando complejos (Alloway, 1993).

La deficiencia de cobre es generalmente función del pH, presencia de materia orgánica y textura del suelo. A pH mayor de 7.5 se reduce fuertemente su movilidad por absorción sobre coloides minerales. Los suelos altamente orgánicos ligan al cobre haciéndolo indisponible a la planta y los suelos arenosos y calcáreos excesivamente lavados son pobres proveedores. La presencia de hierro, manganeso y aluminio afectan su disponibilidad (Navarro *et al.*, 2007).

El cobre se encuentra asociado a suelos que contienen una importante cantidad de materia orgánica, óxidos de Fe y Mg, arcillas y otros



minerales. Tiene gran afinidad por coloides orgánicos. De esta forma, es frecuente que la materia orgánica del suelo, sea el factor más importante para determinar la biodisponibilidad del Cu. El rango de pH, de mayor disponibilidad de Cobre en el suelo varía entre 4.5 y 7 (Farago, 1994).

Níquel (Ni)

El Ni es un elemento traza importante para el metabolismo de las plantas. Los minerales de Ni más importantes son: la pirrotina o piritita magnética, la garnierita, la nicolita o niquelina, el níquel arsenical, y el níquel antimónico (Farago, 1994).

El comportamiento de los compuestos de níquel en el suelo depende no sólo de las propiedades de cada compuesto sino también del tipo de suelo, razón por la cual es imposible generalizar. Con la disminución del pH, se incrementa la desorción y aumenta el contenido de níquel en la solución de suelo. Se acumula en el medio ambiente a través de lodos y de "compost". El níquel liberado en desagües industriales termina en el suelo o en el sedimento, en donde se adhiere fuertemente a partículas que contienen hierro o manganeso. No parece acumularse en peces o en otros animales usados como alimentos (Alloway, 1993).

En los horizontes superficiales del suelo, el níquel aparece ligado a formas orgánicas, parte de las cuales pueden encontrarse en formas fácilmente solubles.

Zinc (Zn)

El zinc prevalece en forma de hidróxido, carbonato, fosfato, sulfuro y molibdato. Sus cloruros, nitratos y sulfatos son altamente solubles en agua, y en solución acuosa tienen diferentes formas de asociación. En los minerales se encuentra como sulfuro, carbonato, óxido y silicato (Lasat *et al.*, 2000).



Se presenta en el suelo principalmente en la fracción de arcilla en una proporción considerable, por ello es frecuente que los suelos arcillosos presenten altos contenidos, puede formar parte de la estructura de las arcillas, sustituyendo isomórficamente al Mg^{2+} , Fe^{2+} y Al^{2+} en minerales de silicato debido a su tamaño similar. Es más soluble en la solución del suelo y más móvil en suelos ácidos (Alloway, 1990).

La fracción orgánica también es sede de una parte apreciable de Zn, e incluso puede inmovilizar una gran proporción. Es esencial para promover ciertas reacciones metabólicas y activar algunos sistemas enzimáticos. Cumple funciones en la síntesis de la clorofila y en la formación de hidratos de carbono y es esencial en la producción de materiales genéticos. Las plantas lo absorben en forma de catión (Navarro *et al.*, 2007).

Cromo (Cr)

Es un elemento natural que se encuentra en rocas, animales, plantas, suelo, y en polvo y gases volcánicos. Se considera un elemento traza, muchas veces se encuentra asociado con importantes cantidades de Ni, Mg y Fe; sus estados de oxidación son Cr^{3+} y Cr^{6+} (Acuña, 2003).

Los compuestos de cromo, puede adherirse firmemente al suelo y solamente una pequeña cantidad puede disolverse en el agua y así pasar a suelo más profundo y al agua subterránea (Ross, 1994).

Su reducción es más rápida en suelos ácidos que en alcalinos. El cromo (III) es mucho más móvil y fácilmente forma compuestos con óxidos de Fe, Al y Mg, su solubilidad decrece por arriba de pH 4 y a pH 5.5 precipita completamente. Se reduce su movilidad cuando se presenta como óxidos e hidróxidos insolubles (Frago, 1994).



Cadmio (Cd)

Se considera un elemento traza. Frecuentemente se presenta en pequeñas cantidades asociado a minerales como ZnS. Minerales propios son la blenda de cadmio (CdS), la otavita (CdCO₃) y la monteponita (CdO). (Albert, 1995).

El Cd no ejerce ninguna función biológica esencial y es altamente tóxico para plantas y animales. Los efectos tóxicos se determinan más por su forma que por su concentración, es fácilmente adsorbido en el suelo en forma de ión libre Cd²⁺. El cadmio se adhiere fuertemente al suelo, una parte se disuelve en el agua. No se degrada, pero puede cambiar de forma (Alloway, 1990). Es un metal muy móvil en el suelo, por lo tanto, esta más disponible para las plantas que muchos otros metales incluyendo Pb y Cu (Lebeau *et al.*, 2002)

Cuando existen valores altos de pH suele precipitarse como fosfatos y carbonatos, sobre todo este último porque tiene una gran afinidad por la calcita. En un intervalo de pH de 4 a 7.7 aumenta la disponibilidad del Cd en un factor de 3 por cada unidad. Compite con metales como: Ca, Co, Cr, Ni, y Pb que a su vez pueden inhibir su adsorción (Farago, 1994).

Plomo (Pb)

Se encuentra de forma natural en el ambiente. Forma una gran variedad de minerales, entre los que se encuentran principalmente: galena (PbS), anglesita (Pb SO₄), cerusita (Pb CO₃) y crocoita (PbCrO₄). (Albert, 1995).

La biodisponibilidad del plomo en los suelos depende de la composición de estos, de su acidez, de las especies químicas presentes en ellos y de otros factores. El Pb no es un elemento esencial, pero las plantas pueden incorporarlo a su organismo fácilmente (Alloway, 1990).



Puede acumularse fácilmente en el suelo y sedimentos, posee baja solubilidad y es resistente a la degradación microbiana, es un elemento químico particularmente peligroso, puede ingresar fácilmente a la cadena alimenticia. Se acumula en los cuerpos de los organismos acuáticos y organismos del suelo.

3.4.3 Propiedades de algunos nutrimentos

Calcio (Ca)

Indispensable para el crecimiento de las raíces, combinado con quitina presta rigidez a las células. Es un componente cementante de las paredes celulares, participa en la permeabilidad de la membrana y es un activador enzimático. Es un elemento conductor de señales entre factores ambientales y respuesta de la planta en términos de crecimiento y desarrollo. Contribuye a neutralizar la acidez excesiva que puede originarse en el interior de la célula (Meléndez, 2003).

El antagonismo Ca/K es bien reconocido y se da básicamente por una competencia en la neutralización de la acidez celular, ya que el calcio por su papel de regulador de la permeabilidad de la pared celular controla la toxicidad que el exceso de potasio pueda producir. El exceso de Ca disminuye la utilización de micronutrimentos como el Fe, Mn y Zn. Finalmente representa a nivel de la raíz, una función de protección frente a la acidez, elementos tóxicos, salinidad y el efecto de desbalance iónico en el suelo. A diferencia de otros nutrimentos, una deficiencia de Ca se manifiesta preferentemente en los tejidos más jóvenes (Bertsch, 1995).

Magnesio (Mg)

Su función principal está relacionada con su capacidad de interactuar con fuertes ligandos nucleofílicos a través de enlaces iónicos y también de servir de puente para formar complejos de diferente estabilidad.



Luz Verónica Gutiérrez Ayala

Presenta un radio iónico inferior al calcio y al potasio y como consecuencia, una mayor energía de hidratación, lo que condiciona la estructura de sus complejos. Se comporta como un enérgico aceptor de electrones de nitrógeno y oxígeno, con los que forma complejos estables de coordinación octaédrica (Bertsch, 1995).

Es el catión preferente en la neutralización del fosfato, formando sales altamente solubles. En situación de aporte normal tiende a acumularse con la edad de los tejidos (Meléndez, 2003).

Potasio (K)

Juega un papel muy importante en la neutralización de los radicales ácidos que se producen continuamente en el metabolismo. Es esencial en la economía del agua en la planta, lo que se debe a su fácil hidratación y a su contribución, dada su alta abundancia y solubilidad, al mantenimiento de la presión osmótica celular y de los vasos conductores, favoreciendo la absorción de agua por la raíz (Bertsch, 1995).

El potasio no solo es un elemento móvil, sino que aumenta la movilidad en la planta de diversos compuestos, especialmente los ácidos carboxílicos, además es un estimulante de la división celular (Meléndez, 2003).

3.4.4 Contaminación por metales pesados

Las cantidades medias de metales en el suelo se muestran en la siguiente gráfica, pero se debe tomar en cuenta que la concentración varía considerablemente con la profundidad (como ocurre generalmente con todas sus propiedades).

A excepción de pH ácidos, los metales son poco móviles en suelos y tienden a acumularse en la parte superficial, en el horizonte biológicamente más activo, lo que hace que estén fácilmente accesibles para los vegetales (Cervantes y Moreno, 1999).

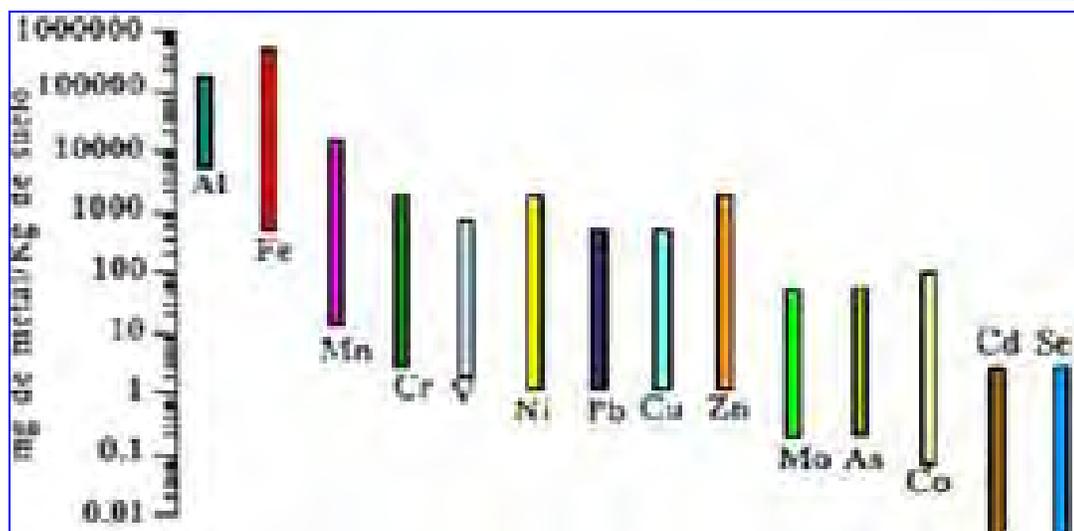


Figura 5. Variación en la concentración natural de metales en suelos (Kalbitz and Wennrich, 1998).

3.4.4.1 Principales fuentes de emisión

Las actividades industriales generan una contaminación a gran escala con metales pesados en el medio ambiente. En el caso particular de los suelos, suelen afectar la fertilidad y el uso posterior de los mismos.

La contaminación del suelo con metales pesados debida a fuentes antropogénicas se debe fundamentalmente a:

- Ciertas prácticas agrícolas, como el uso abusivo de fertilizantes y pesticidas inorgánicos, así como el uso de aguas residuales y abonos orgánicos.
- Las explotaciones mineras y de procesamiento que incorporan al suelo elementos tóxicos procedentes de las minas.
- El transporte, como lo demuestran los suelos contaminados en la orilla de las carreteras.
- Los procesos industriales, debido, por una parte, a las emisiones que pueden depositarse en suelos y vegetación, y por otra a los residuos industriales.



La toxicidad, movilidad y biodisponibilidad de un metal en el suelo, depende estrechamente de su forma química, estado de oxidación y su afinidad por otros elementos. Su destino está directamente relacionado con las condiciones ambientales así como con el grado de saturación de agua, potencial redox, pH, C.I.C, cantidad de materia orgánica, forma química del metal, tipos de plantas y animales presentes en el sistema, etc. (Farago, 1994).

El contenido de metales pesados en suelos, debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo. Pero la actividad humana incrementa su cantidad considerablemente, siendo esta, sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas (Harrison, 2003).

3.4.5 Riesgos provocados por los metales pesados

Un metal es considerado como tóxico si resulta perjudicial para el crecimiento o metabolismo de las células al exceder cierta concentración aunado a su persistencia ambiental y capacidad de bioacumulación.

Una vez en el ambiente pueden ser ingeridos y retenidos en altas concentraciones por los organismos vivos, ocasionando serios trastornos, incluso la muerte (Jiménez, 2002).

La vulnerabilidad de los ecosistemas a los efectos nocivos de los residuos peligrosos varía de acuerdo a sus características. Por esta razón, es importante tomar en cuenta si las áreas en que se depositan los residuos, corresponden a zonas áridas, templadas, tropicales, secas o húmedas, ya que cada una de ellas se afectará de distinta manera (Talavera, 2003).

Más importante que el contenido total de metales pesados, resulta la identificación de las formas químicas (especiación), lo que permite la elección del tratamiento más adecuado, evitando su movilización.



3.4.6 Especiación de metales pesados en el suelo.

La disponibilidad de los metales para las plantas, depende tanto de la naturaleza del elemento como de su Especiación. Los metales en el suelo se pueden encontrar en sus distintas fracciones (Tack and Verloo, 1995).

De todas las fracciones del suelo, la más móvil es la intercambiable, siendo la más disponible para las plantas. Un metal puede pasar de esta especie a una menos móvil, pero el proceso esta altamente controlado por condiciones particulares de pH (Martínez y Rivero, 2005).

En general tanto los procesos de retención y movilidad de metales en el suelo como la biodisponibilidad son altamente dependientes del pH, potencial redox, salinidad y cantidad y tipo de materia orgánica. Así la complejidad de las reacciones y transformaciones de los metales es la razón por la cual es tan difícil predecir su comportamiento, además la persistencia de los contaminantes en el suelo, es mucho mayor que en otros compartimentos de la biosfera (Ross, 1994).

En la actualidad generalmente se hace una evaluación de las concentraciones totales de los metales pesados, pero tales determinaciones no indican en que proporción están disponibles para las plantas, que dependiendo de su esencialidad, no esencialidad y concentración pudiesen causar un problema de toxicidad y/o magnificación (Tack and Verloo, 1995).

La extracción secuencial usualmente conduce a determinar como los contaminantes metálicos son retenidos en las diferentes fracciones del suelo. En general las fracciones del suelo a las que los metales pesados están ligados son cinco: intercambiables, en forma de carbonatos, ligados a materia orgánica, ligados a óxidos e hidróxidos de Fe y Mg y unidos a los minerales del suelo (Fracción residual).



Los porcentajes varían considerablemente de acuerdo a la categoría taxonómica del suelo y, algunas fracciones pueden no presentarse (Bautista, 1994).

El impacto ambiental de los metales en suelos y sedimentos es estrictamente dependiente de la capacidad de formar complejos con los componentes del medio ambiente y su respuesta a las condiciones físicas, químicas y biológicas de su entorno, lo que determina la especiación y por lo tanto, la concentración del metal libre y activo.

La especiación de metales pesados es importante para entender los roles que desempeñan sus distintas especies en el ambiente. Conocer las especies químicas que forman los metales en el suelo permite estudiar la biodisponibilidad y lixiviación potencial (Martínez y Rivero, 2005).

La concentración en la fase asimilable o móvil es una medida directa de la peligrosidad real o presente, mientras que la concentración total es válida para evaluar la peligrosidad potencial o futura y solo representa de una manera indirecta y aproximada la toxicidad actual de un suelo.

3.4.7 Dinámica de los metales pesados en el suelo

Los metales incorporados al suelo pueden seguir diferentes vías:

- Quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución o bien, fijados por procesos de adsorción, complejación o precipitación.
- Ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas.
- Pasar a la atmósfera por volatilización.
- Movilizarse a las aguas superficiales ó subterráneas.

Los metales pesados pueden abandonar el suelo por medio de su incorporación en los niveles tróficos mediante la absorción por las plantas



ó mediante el lavado hacia las aguas subterráneas en las que tiene mucho que ver su solubilidad.

Otra forma de abandonar el suelo es la volatilización, medio por el cual vuelven al aire, del que en muchos casos proceden (Figura 6).

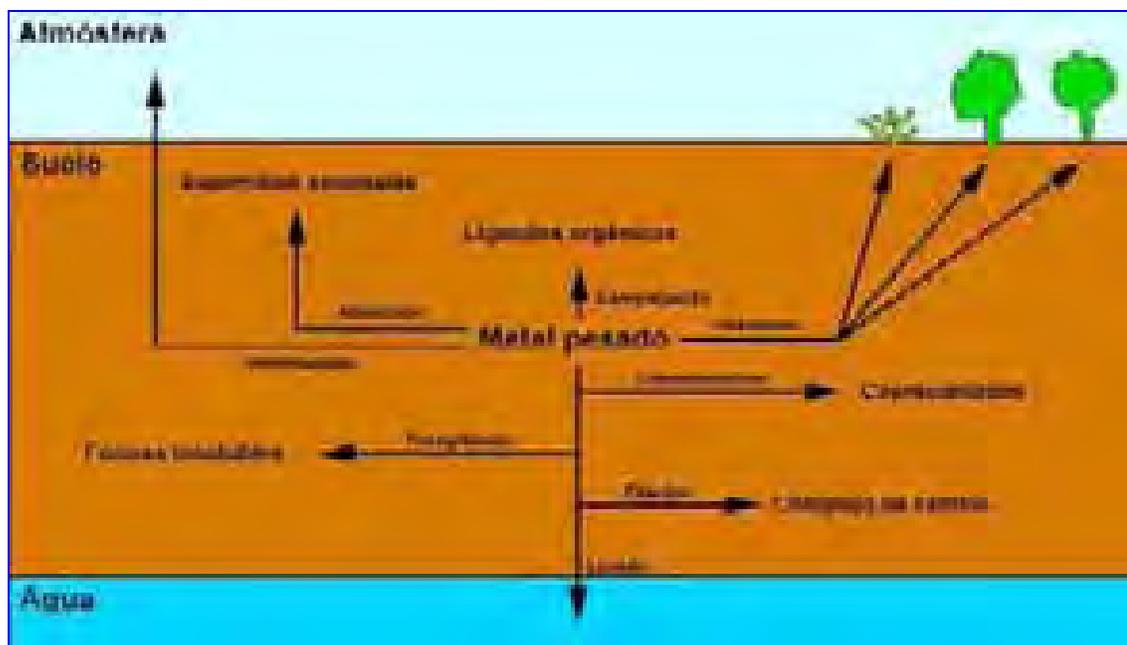


Figura 6. Dinámica de los metales pesados en el suelo (Lovley, 2000)

La principal forma de retención en el suelo es su fijación en el complejo de cambio, ya que la mayor parte de los metales tienen un carácter catiónico; esta vía es de doble dirección y está regulada por la concentración relativa en la solución, el tamaño del ión, la hidratación del mismo y la carga, en todo ello se sigue el mismo mecanismo que el conocido para las bases de cambio.

Una forma de inmovilización más activa es la precipitación del metal en forma de hidróxido o de sal poco soluble, esto puede dar lugar a la formación de minerales secundarios de menor solubilidad que las formas libres previas.



3.4.8 Factores del suelo que afectan su acumulación y disponibilidad

El impacto ambiental de los contaminantes metálicos en suelos y sedimentos va a depender del metal tóxico. La sensibilidad de los suelos, va a ser muy distinta dependiendo de una serie de características edáficas. El destino de los metales pesados depende de las condiciones ambientales así como del grado de saturación de agua, potencial redox, pH, CIC, cantidad de materia orgánica, forma química del metal, tipos de plantas y animales presentes en el sistema, etc. (Farago, 1994).

pH: El pH actúa facilitando el almacenamiento o provocando la detención, de modo que es uno de los factores más importantes y esenciales del suelo. Cuando el pH baja (suelo ácido) se incrementa la solubilidad de los metales pesados. En condiciones alcalinas los metales tienden a precipitarse y no están disponibles para las plantas.

El decrecimiento del pH puede ligarse directamente a la serie de fenómenos físico-químicos que se derivan de la oxidación de especies sulfuradas (particularmente la pirita FeS_2). La consecuencia directa es la formación del denominado drenaje ácido.

Si el pH es bajo prevalece una superficie cargada positivamente, lo que genera la solubilización de metales causando la movilidad y disponibilidad de los mismos, con lo que se incrementa la toxicidad para las plantas (Ramos *et al.*, 1994).

Textura: La arcilla tiende a adsorber metales pesados en sus posiciones de cambio. Por el contrario los suelos arenosos carecen de capacidad de fijación de los metales, por lo que estos se mueven rápidamente al subsuelo y pueden contaminar las aguas subterráneas (Bauer y Gardner, 1980).



Materia orgánica: Consiste principalmente en compuestos húmicos con alta capacidad de intercambio de cationes debido a la presencia de grupos funcionales como amino, carboxilo, fenol carbonilo, entre otros, que actúan como centros para que se formen enlaces de hidrógeno con los metales.

La materia orgánica humificada esta a menudo asociada con los coloides del suelo, en general su presencia hace posible la absorción de sustancias tóxicas, donde el grado de absorción depende del pH del medio, contenido de humedad, contenido de iones minerales, temperatura y otros factores que influyen en el estado físico y químico de los coloides o de las sustancias tóxicas (Li y Shuman, 1996).

La importancia de formas solubles orgánicamente complejas del metal, radica en que son predominantemente aprovechables por las plantas. Los tipos de moléculas orgánicas involucradas en la formación de complejos solubles probablemente incluyen ácido oxálico, cítrico, málico, tartárico, y muchos otros ácidos orgánicos, alifáticos y aromáticos, que son comunes en la solución del suelo. La importancia relativa de estos diferentes ácidos orgánicos depende de la complejación del metal y del pH. La fracción de metales pesados complejados por compuestos orgánicos es mucho más alta a pH bajo.

La movilidad de este tipo de contaminantes, esta también influenciada por el complejo órgano-metálico que se forma con la materia orgánica y que conduce a un decremento de la movilidad de los metales (McBride *et al.*, 1997).

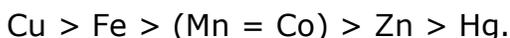
La materia orgánica puede adsorber tan fuertemente a algunos metales, como es el Cu, que pueden quedar en posición no disponible para las plantas. La materia orgánica reacciona con los metales formando complejos de cambio y quelatos, propiciando así su retención.



La complejación por la materia orgánica del suelo es uno de los procesos que gobiernan la solubilidad y la biodisponibilidad de los metales pesados.

Reacciona con los metales formando complejos de cambio y quelatos. La complejación es uno de los procesos que gobiernan su degradación e incrementa la concentración en la solución del suelo y su toxicidad se potencia en gran medida. La estabilidad de muchos de estos complejos frente a la degradación por los microorganismos es una causa importante de su persistencia en el suelo aumentando la toxicidad.

La estabilidad de los complejos tiende a la siguiente secuencia:



La materia orgánica también puede adsorber tan fuertemente a algunos metales, que pueden quedar en posición no disponible para las plantas. A medida que la materia orgánica se degrada, las formas moleculares resultan ser más sencillas, con lo que el proceso de retención de metales disminuye; favoreciendo la solubilidad, adsorción y lixiviación de los mismos y permitiendo su movilización (Chicón, 2004).

Capacidad de Intercambio Cationico: Es función del contenido de arcilla y materia orgánica, fundamentalmente. En general cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales.

Condiciones redóx: El potencial de oxido-reducción es responsable de que el metal se encuentre en estado oxidado o reducido. Las condiciones reductoras favorecen la solubilización de los metales presentes en los suelos. Un incremento del potencial redóx genera la inestabilidad de los compuestos reducidos (por ejemplo, sulfuros), poniendo el metal en solución (McBride, 1994).



Salinidad: El aumento en salinidad puede incrementar la movilización de metales pesados por dos mecanismos. Primero, los cationes asociados con las sales (Na, K) pueden reemplazar a metales pesados en lugares de adsorción. Segundo, los aniones cloruros pueden formar complejos solubles estables con algunos metales (Albert, 1995).

3.4.9 Extracción Secuencial

Hace poco más de una década que se ha desarrollado una línea de investigación tendiente a estudiar las diversas formas o especies químicas que pueden adoptar los metales bajo condiciones específicas. Actualmente, se ha visto que es necesario entrar en el detalle de la cuantificación de las formas químicas de los metales pesados, debido a que las cantidades totales no son un criterio confiable para identificar procesos contaminantes. No basta conocer el contenido total del elemento contaminante, ya que el resultado no expresa en que proporción y bajo que condiciones este elemento puede solubilizarse y causar problemas (Martínez y Rivero, 2005).

La extracción secuencial es la técnica más utilizada, para determinar el grado de asociación de los metales pesados con las diferentes fracciones del suelo, puede ayudar a entender el movimiento de metales pesados en el suelo y en forma particular las formas químicas más disponibles para las plantas.

3.4.9.1 Fracciones

La naturaleza de las sustancias a las cuales están asociados los metales pesados determina su movilidad y biodisponibilidad (Ramos, *et al.*, 1994). En general las fracciones de metales ligados a los componentes del suelo son cinco (Tack y Verloo, 1995):



Luz Verónica Gutiérrez Ayala

Intercambiables. Se refiere a la fracción soluble de metales sumada a la fracción adsorbida por las cargas superficiales de los coloides edáficos.

En forma de carbonatos. Se han encontrado cantidades importantes de metales pesados en forma de carbonatos. Esta fracción es susceptible a cambios de pH.

Ligados a óxidos de hierro y manganeso. Los óxidos de hierro y manganeso se encuentran finamente diseminados en el suelo en forma de nódulos, concreciones, partículas cementables o simplemente como revestimientos de otras partículas y agregados. Los metales pesados pueden quedar adsorbidos en estos óxidos.

Incorporados a materia orgánica. Los metales pesados pueden encontrarse, y en algunos casos bioacumularse en las múltiples formas de la materia orgánica.

Residuales. En esta fracción están considerados los metales pesados que se encuentran formando parte de la estructura de los minerales primarios y secundarios. La biodisponibilidad de estos metales es muy difícil de llevarse a cabo.

3.4.10 Marco jurídico

En materia jurídica ambiental, respecto del tratamiento de aguas residuales, lodos residuales, biólidos y su disposición se cuenta con varios instrumentos entre ellos, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988. La cual establece en el Artículo. 3º, Fracción XXXII que los residuos peligrosos son "aquellos residuos, que por sus características corrosivas, tóxicas, venenosas, reactivas, explosivas, inflamables, o biológico infecciosas", representan un peligro para el



equilibrio ecológico o del medio ambiente, además establece que la regulación y control de los residuos peligrosos es de competencia federal.

Son siete las Normas Oficiales Mexicanas que aplican a la regulación de los criterios de peligrosidad de los residuos y la operación de los confinamientos controlados, publicadas el 22 de octubre de 1993 en el Diario Oficial de la Federación.

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-052-ECOL-1993 un Residuo Peligroso es cualquier residuo sólido que presenta una o más de las siguientes características: corrosivo, tóxico, venenoso, reactivo, explosivo, inflamable y biológico infeccioso. Dicha norma incluye un listado de sustancias y de materiales que se consideran peligrosos.

A este problema también aplica la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, protección ambiental- lodos y biosólidos- especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Actualmente, se cuenta con regulaciones legales e institucionales que aseguran el desarrollo sustentable de la agricultura en el Valle del Mezquital. La Ley de Aguas Nacionales en vigor desde 1993, tiene una sección dedicada específicamente a la prevención y control de la contaminación del agua. Adicionalmente, las Normas Oficiales Mexicanas NOM-CCA-032-ECOL-1993 y NOM-CCA-033-ECOL-1993 establecen los requerimientos para el uso de aguas residuales para el riego agrícola (Diario Oficial de la Federación 1993). La Comisión Nacional del Agua (CNA), fue oficialmente creada en 1989 como una entidad del gobierno federal responsable de promover la construcción de infraestructura



Luz Verónica Gutiérrez Ayala

hidroagrícola, así como de su operación, para asegurar que se cumplan las leyes y normas relacionadas con el uso eficiente del agua y su control de calidad. El Gobierno Federal, específicamente la CNA, ha estado a cargo de los distritos de riego desde 1949. Cada distrito está bajo la administración de un ingeniero en jefe designado por la CNA, por lo que al estar bajo el control de una sola autoridad existen muchas facilidades para la gestión del plan de riego. También hay una mesa de gestión, compuesta por representantes de los gobiernos estatal y central, asociaciones de usuarios del agua y bancos de crédito local.



4. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

En el Estado de Hidalgo se encuentra el Valle del Mezquital que comprende una superficie de 822,000 ha y representa el 39.4% de la superficie del Estado, a una altitud entre 1,700 y 2,100 msnm. González-Quintero (1968) considera como Valle del Mezquital a la región situada en la parte central del Estado, localizado entre las coordenadas 20° 11' y 20° 40' Latitud Norte y 98° 50' y 99° 20' de Longitud Oeste González-Quintero, 1968. La zona de estudio se localiza en Julián Villagrán, Municipio de Ixmiquilpan Hidalgo (C.E.E. Hgo., 2000).

4.1 Clima

Está determinado principalmente por el patrón general de circulación atmosférica, acentuado por la orografía, que actúa como frente de lluvias, provocando que los vientos alisios del noreste descarguen la mayor cantidad de agua en las montañas y pasen casi secos a la zona de estudio.

De acuerdo con la escala de Köppen modificada por García (1973), el clima es templado seco, con lluvias en verano (BS), con una temperatura media anual de 18.3 °C.

Por lo que se refiere a la precipitación, el Valle del Mezquital es una de las áreas más secas, los valores anuales oscilan entre los 350 y los 450 mm repartidos en dos periodos máximos de lluvia, uno en junio y otro en septiembre. Los vientos dominantes provienen del noreste resultando ser los más fuertes, a diferencia de los que proceden del suroeste, que son apacibles y benignos para la flora y la fauna (INEGI, 2000).

4.2 Orografía

El Valle del Mezquital está rodeado por las siguientes elevaciones: al norte la sierra de Juárez; al este, la serranía que va desde el cerro del Fraile hasta el cerro del águila y la sierra de Actopan; al sur por la serranía del



Mexe y al oeste, la sierra de Xinthé. Forma parte de la provincia fisiográfica denominada meseta Neovolcánica en su porción cercana a la vertiente occidental de la sierra Madre Oriental (C.E.E. Hgo., 2000).

4.3 Hidrología

La zona de estudio, constituye una de las partes elevadas de la cuenca del río Moctezuma, se encuentra drenada por el río Tula que es la corriente más importante de la región, este río tiene una corriente permanente por las aguas que provienen de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México a través del tajo de Nochistongo y el túnel perforado cerca de Tequixquiac que respectivamente desembocan en los ríos del Salto y Tequixquiac, que son tributarios del río Tula. Existen además corrientes intermitentes de menor importancia en toda la región, que tienen relativamente poca influencia sobre la vegetación (INEGI, 1992).

El río Tula atraviesa el Valle del Mezquital con una trayectoria de sur a norte en la parte oriental y recibe en su margen derecho los escurrimientos de la sierra Xinthé. A la altura de Ixmiquilpan se le une el río Tepec en su margen izquierdo; continúa su curso recogiendo los arroyos de la sierra de Juárez para salir finalmente por el cañón de Abra, el cual corta la sierra de San Juanico y da paso a la planicie de Tasquillo (C.E.E. Hgo., 2000).

El sureste y el centro de esta área se encuentran drenados por el río Actopan, que nace en la sierra de Pachuca. Tiene una trayectoria sureste-noroeste; recibe los escurrimientos de la serranía de San Miguel de la Cal y finalmente va a alimentar a la presa Debodé. Actualmente no existe ninguna laguna natural, hasta hace poco tiempo había una al norte de Ixmiquilpan, conocida como laguna de la media luna.



4.4 Geología

En el jurásico inferior el Valle del Mezquital era parte de un mar somero que comenzó a retroceder hacia el final del periodo, depositándose en él capas clásticas y calizas. Para la primera mitad del cretácico superior, el estado de Hidalgo ya había emergido como resultado de plegamientos de las capas marinas depositadas posteriormente en el mioceno, la extrusión de lavas andesíticas y basálticas conformaron la sierra de Pachuca, la sierra de Actopan, la sierra de Juárez y las serranías de Xinthé y Mexe. En el plioceno continua la extrusión de lavas, las cuales terminan de conformar las diez formaciones geológicas existentes en el área de estudio (C.E.E. Hgo., 2000).

En la región predominan rocas ígneas extrusivas, volcano-sedimentarias y sedimentarias del terciario superior de composición y textura variada (INEGI. 2000).

4.5 Suelo

Las diferentes condiciones climáticas junto con la topografía, el relieve y la composición geológica han propiciado la formación de suelos someros, de origen residual y mixto con grado de desarrollo variable (C.E.E. Hgo., 2000).

De acuerdo a la cartografía de suelos elaborada por (INEGI 2000), se presentan en la zona de estudio nueve unidades de suelo: vertisoles, feozem, rendzinas, fluvisoles, luvisoles, regosoles, litosoles, castañozems y cambisoles.

Los fluvisoles no representan un área cartografiable significativa a escala 1:250 000 por lo que no se señalan en la carta edafológica. Se han realizado levantamientos edafológicos dentro del Valle del Mezquital, reportando unidades como: leptosoles líticos, rendzinicos y mólicos,



feozem calcárico y háplicos, fluvisoles, regosoles y luvisoles (INEGI, 1992).

4.6 Vegetación

Se presentan áreas fisonómicamente diferentes, según las asociaciones vegetales independientemente del dominio de las especies, entre las que es posible destacar: matorrales crasicuales, subinermes y espinosos.

En las Sierras de Hidalgo existe abeto, pino, encino, oyamel y enebro; también hay copal, caoba, palo de rosa, ébano, framboyán, mezquite, cafetal, nopal, agave, lechuguilla y damiana. Así mismo, podemos admirar rosales, begonias, azaleas, camelias y otras flores silvestres. Además la vegetación está formada por huizaches, pirules, ahuehuetes, nogales, biznagas, nopales, cardones, garambullos y otras plantas de clima seco (INEGI. 2000). Hay sitios donde abunda la maleza y en otros las hierbas comestibles, como las malvas, los quelites y las verdolagas (C.E.E. Hgo., 2000).

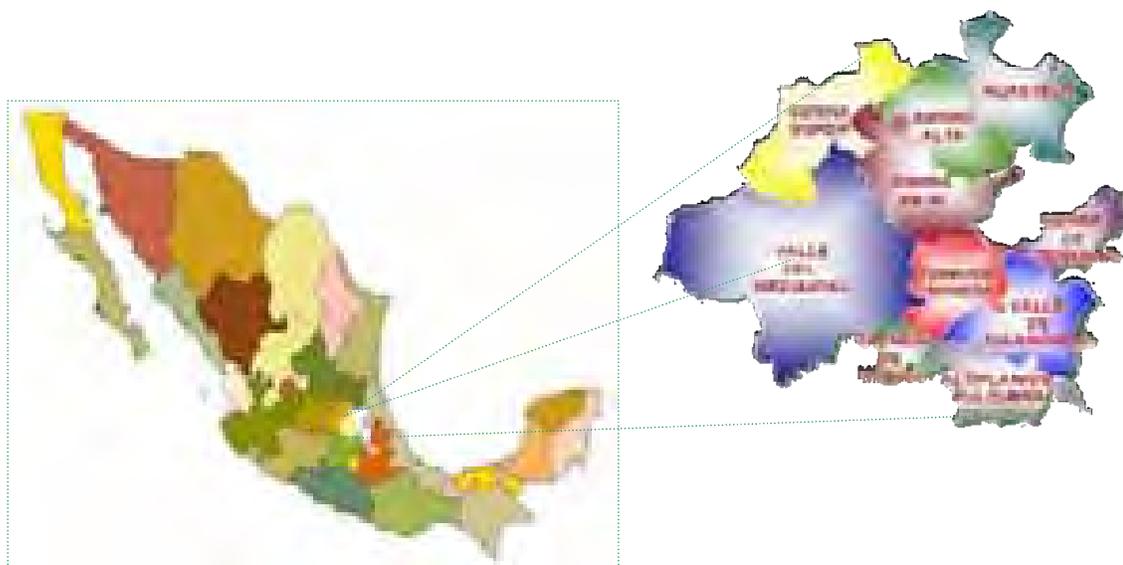


Figura 7: Ubicación geográfica de la zona de estudio.



5. PROBLEMÁTICA

En el Valle del Mezquital, Hgo, desde hace más de 100 años se ha utilizado agua residual que proviene de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México con fines agrícolas (Siebe, 1994). El agua pasa previamente por un cuerpo de almacenamiento, la presa Endhó, lo que permite una sedimentación de materiales gruesos y materia orgánica principalmente, en ella están incorporados diversos compuestos tóxicos, entre los que están los metales pesados. Sin embargo, durante su trayecto se asientan diferentes comunidades que al no contar con los servicios básicos de drenaje y alcantarillado descargan sus aguas residuales directamente al río Tula.

Los humedales construidos son una alternativa para el tratamiento de las aguas residuales, en ellos se generan lodos residuales en los que se concentran los contaminantes. Los lodos residuales que se generan no tienen un sitio adecuado para su disposición final, por esta razón es necesario buscar alternativas para su uso, lo que hace necesario conocer sus características para someterlos a procesos de estabilización si se pretende utilizarlos como mejoradores de suelos o como sustrato para plantas ornamentales.



6. JUSTIFICACIÓN

Los humedales construidos son una alternativa importante para el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, durante el proceso se generan lodos residuales que están cargados de contaminantes (metales pesados, plaguicidas, fósforo, grasas y aceites, etc) y de nutrimentos que pueden ser benéficos para las plantas, por esta razón, su uso no esta exento de riesgos. El aporte excesivo de lodos residuales estabilizados previamente (biosólidos) puede acumular contaminantes en el suelo y magnificarse a los cultivos, lo cual puede afectar a largo plazo la calidad del suelo, el agua y las plantas.

Por las propiedades nutritivas de los lodos residuales es necesario hacer una evaluación de su calidad, inmediatamente después del tratamiento y posterior a su estabilización. Particularmente la concentración de metales, y su especiación, si se pretende usarlos para mejorar suelos agrícolas. En este contexto se centra la importancia de este estudio, porque al determinar la concentración y especiación de los metales se puede establecer de manera confiable el aporte real y aplicar el método de tratamiento más adecuado para obtener biosólidos susceptibles de ser utilizados para mejorar los suelos o como sustrato de plantas ornamentales minimizando los riesgos de contaminación.



7. HIPÓTESIS

Conocer la calidad física y química del lodo residual y los biosólidos y la forma química de los metales asociados a sus fracciones y considerando sus características permitirá tomar la decisión de que sean utilizados como biosólidos para mejorar la estructura de suelo, como sustrato para plantas ornamentales, jardineras o bien no ser utilizables.

8. OBJETIVO GENERAL

Determinar la calidad física y química de los lodos y biosólidos y la especiación química de los metales pesados presentes, generados en un humedal construido de tipo FSS, para proponer su uso como mejoradores de suelo o sustrato de plantas ornamentales, siempre y cuando sean ambientalmente seguros.

8.1 Objetivos particulares

- ❖ Determinar los parámetros físicos (densidad real, densidad aparente y textura) y químicos (pH, Materia Orgánica y relación C-N) de los lodos residuales y biosólidos.
- ❖ Determinar en los lodos residuales y biosólidos el contenido total de metales pesados (Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Fe y Zn).
- ❖ Determinar en lodos residuales y biosólidos la concentración de metales (Cd, Pb, Zn y Ni) en cada una de las siguientes fracciones: intercambiable, carbonatada, unida a óxidos de Fe y Mn, ligada a materia orgánica y fracción residual.
- ❖ Determinar en los lodos residuales y biosólidos el contenido total de nutrimentos (K, Ca y Mg).
- ❖ De acuerdo a los resultados obtenidos determinar si los biosólidos son ambientalmente seguros.



9. DISEÑO Y DESARROLLO EXPERIMENTAL

9.1 Fase de campo

Los lodos generados en el humedal, se disponen en una parcela aledaña. Para el muestreo se utilizó el método del cuarteo, de acuerdo a la norma NON-AA-015-1985. Las muestras se colectaron en bolsas de polietileno etiquetadas y se trasladaron al Laboratorio de Proyectos Ambientales de la FES Zaragoza.

En el caso de los lodos residuales, la muestra se tomó completamente fresca (recién extraídos del humedal). La muestra de biosólidos se tomó dos meses después, tiempo en el cual ya se consideraron lodos estabilizados.



Figura 8. Imagen del humedal construido



9.2 Fase de laboratorio

Cuadro 1. Métodos utilizados para la caracterización física y química de lodos y biosólidos:

<i>REFERENCIA</i>	<i>PARÁMETRO</i>
NOM-AA-052-1985	Preparación de muestras en el laboratorio para su análisis.
NOM-AA-025-1984	pH
NOM-AA-021-1985	Materia orgánica
NOM-AA-024-1984	Nitrógeno total
NOM-AA-067-1985	Relación carbono-nitrógeno
Método de Bouyocus (Cepeda, 1991)	Textura
Método de la probeta (Bauer y Gardner, 1980).	Densidad aparente
Método del picnómetro (Bauer y Gardner, 1980).	Densidad real
NOM-021-REC NAT-2000 (Siebe, 1993)	Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis Extracción química secuencial

A partir de la muestra de campo obtenida por el método del cuarteo, se hicieron 10 repeticiones para la determinación de metales totales y extracción química secuencial.

Primero se realizó una digestión de los lodos y biosólidos con una mezcla de ácidos en relación 3:1:1 de ácido nítrico, perclórico y sulfúrico concentrados, respectivamente.



Una vez completa la digestión se aforo cada muestra hasta 50 mL con agua destilada y se leyeron en el Espectrofotómetro de Absorción Atómica marca Varian, modelo AA-1475 bajo las siguientes condiciones:

Cuadro 2. Condiciones de trabajo en el espectrofotómetro (Rothery, 1980).

	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Ni</i>
Longitud de onda (λ) (nm)	228.8	357.9	324.8	217.0	213.9	232.0
Corriente de la lámpara	5	10	5	6	5	10
SLIT (nm)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Estequiometría de la flama	A-Ac	A-Ac	A-Ac	A-Ac	A-Ac	A-Ac

SLIT: ancho de la banda espectral; A-Ac: Aire-Acetileno

Para la calibración del espectrofotómetro se utilizó agua destilada y un blanco de reactivos y posteriormente se utilizaron curvas patrón preparadas a partir de una solución estándar de 1000 mgL⁻¹ de cada metal para calcular el rango de concentración.

El contenido de las especies químicas unidas a las diferentes fracciones del suelo, se determinó por espectrofotometría de absorción atómica, a partir de los extractos obtenidos en la extracción secuencial: Las fracciones determinadas son intercambiable, unida a carbonatos, unida a óxidos de Fe y Mn, ligada a materia orgánica y residual (Cave *et al.*, 2001). La extracción secuencial se realizó de la siguiente manera:

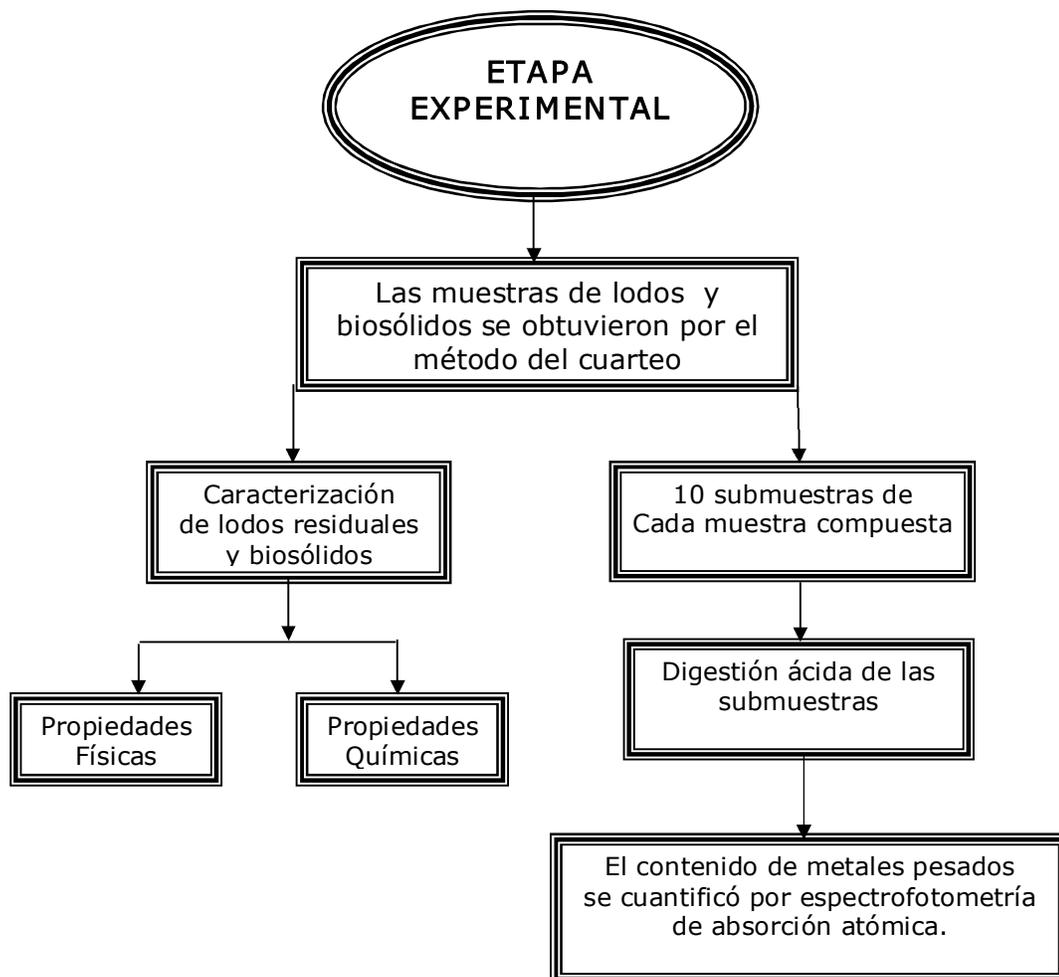


Figura 9. Diagrama de flujo de la fase experimental

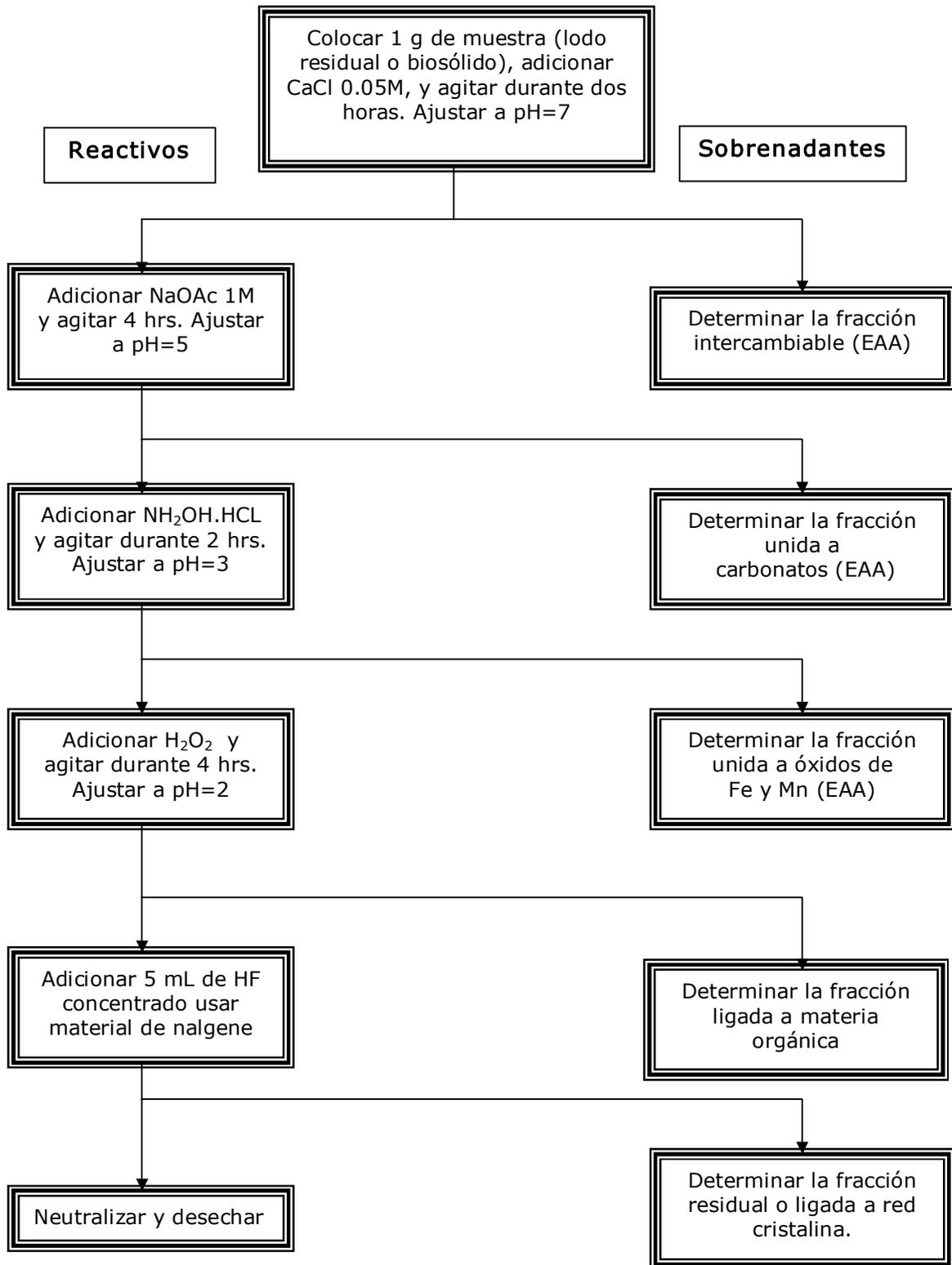


Figura 10. Método de extracción secuencial (Siebe, 1993)

Nota: Para utilizar el ácido fluorhídrico la esfera de impactos del instrumento de Absorción Atómica no debe de ser de vidrio.





10. RESULTADOS

Cuadro 3. Características físicas y químicas de lodos y biosólidos.

	Lodo residual (1)	Biosólido (1)	Lodo residual (2)	Biosólido (2)
*D. R (acc-1)	2.4	2.35	2.23	2.42
*D.A (acc-1)	0.88	0.85	0.86	0.92
*E.P (%)	63.3	63.8	61.43	61.98
Arcilla (%)	23.8	25.27	22.82	24.63
Limo (%)	9.64	9.7	11.8	10.24
Arena (%)	66.56	65.03	65.37	65.13
Clase textural	Franco-arcillo-arenosa	Franco-arcillo-arenosa	Franco-arcillo-arenosa	Franco-arcillo-arenosa
pH-Real	7.55	7.32	7.67	7.22
pH-Potencial	7.06	6.98	7.16	6.81
*Relación C/N	9	11	10	12
*M. O (%)	9.32	10.92	9.59	12.03

Nota: todos los parámetros se trabajaron por triplicado.

*D.R. Densidad Real, D.A. Densidad Aparente, E.P. Espacio Poroso, Relación C/N. Relación Carbono/Nitrógeno, M.O. Materia Orgánica.

(1): Se refiere a las primeras muestras de lodo fresco

(2): se refiere a las muestras que se tomaron de lodo estabilizado o biosólidos



Cuadro 4. Concentración total de metales pesados.

Elemento	Lodo residual (1)	Biosólidos (1)	Lodo residual (2)	Biosólidos (2)
	<i>(mg kg⁻¹)</i>			
Cd	15.16	10.5	14.6	5.66
Pb	153.3	66.6	130.1	65.9
Cr	123.3	106.6	146.5	95.4
Ni	138.2	73.9	103.3	50.8
Cu	15.1	14.3	14.8	4.6
Zn	98.4	73.3	80.2	68.5
Fe	4192	3801	4189	3679

Nota: se trabajaron 10 repeticiones para cada elemento.

(1): Se refiere a las primeras muestras de lodo fresco

(2): se refiere a las muestras que se tomaron de lodo estabilizado o biosólidos



Cuadro 5. Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en lodo residual (1).

<i>Fracción</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Zn</i>
	<i>(mg kg⁻¹)</i>			
Fracción Intercambiable	ND	ND	ND	0.38
Fracción unida a Carbonatos	4.29	45.6	16.6	19.23
Fracción unida a óxidos de Fe y Mn	1.47	ND	26.6	18.3
Fracción ligada a Materia Orgánica	ND	ND	1.6	12.95
Fracción Residual	6.82	89.9	72.4	14.3

Nota: se trabajaron 10 repeticiones para cada elemento

Cuadro 6. Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en lodo residual (2).

<i>Fracción</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Zn</i>
	<i>(mg kg⁻¹)</i>			
Fracción Intercambiable	ND	ND	ND	0.15
Fracción unida a Carbonatos	3.47	35.2	13.33	11.8
Fracción unida a óxidos de Fe y Mn	0.58	ND	26.6	18.69
Fracción ligada a Materia Orgánica	ND	ND	ND	7.31
Fracción Residual	5.57	67.6	54.81	24.76

Nota: se trabajaron 10 repeticiones para cada elemento.



Cuadro 7. Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en biosólidos (1).

<i>Fracción</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Zn</i>
	<i>(mg kg⁻¹)</i>			
Fracción Intercambiable	ND	ND	ND	0.76
Fracción unida a Carbonatos	2.21	26.6	10	21.15
Fracción unida a óxidos de Fe y Mn	1.47	ND	16.6	15.38
Fracción ligada a Materia Orgánica	0.15	ND	3.33	13.74
Fracción Residual	5.02	33.2	29.8	29.2

Nota: se trabajaron 10 repeticiones para cada elemento.

Cuadro 8. Distribución de metales pesados en las distintas fracciones en biosólidos (2).

<i>Fracción</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Zn</i>
	<i>(mg kg⁻¹)</i>			
Fracción Intercambiable	ND	ND	ND	0.62
Fracción unida a Carbonatos	1.47	18.33	3.33	19.6
Fracción unida a óxidos de Fe y Mn	0.75	ND	16.6	14.61
Fracción ligada a Materia Orgánica	ND	ND	1.6	9.82
Fracción Residual	2.32	38.4	21.3	31.7

Nota: se trabajaron 10 repeticiones para cada elemento.



11. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

11.1 Caracterización de los lodos y biosólidos

11.1.1 Textura

Los lodos residuales y biosólidos se consideran como sustratos por lo que al hablar de estructura del suelo lo haremos de manera reservada.

En lodos residuales se encontró que el contenido de arenas fue de 65.37-66.56%; el de limo de 9.64-11.8%; y el de arcillas estuvo entre 22.82-23.8%.

En biosólidos el contenido de arenas fue de 65.03-65.13%; el de limos de 9.7-10.24%; y el de arcillas de 24.63-25.27%.

Con base en lo anterior se determinó la clase textural franco-arcillo-arenosa (CRA) tanto para lodos como para biosólidos. La textura franca es la que esta mejor balanceada debido a que no domina fracción alguna, con arcilla entre 10 y 25%, limo entre 28-40% y arena entre 30-65% (Acevedo, 2002).

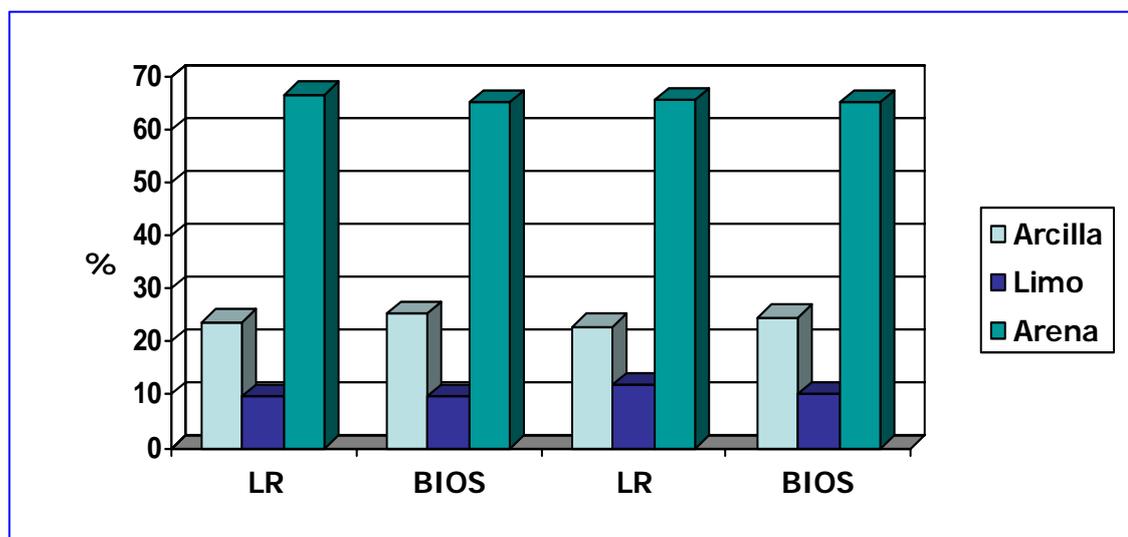


Figura 11. Distribución de partículas en lodos y biosólidos



El contenido de arena encontrado fue relativamente alto a comparación del limo y por consecuencia la arcilla tiene un área superficial mucho mayor lo que le confiere una buena liberación de nutrimentos solubles para el crecimiento vegetal y una buena capacidad de retención de agua contra la fuerza de gravedad.

Los resultados obtenidos muestran que ambas muestras no están limitados con respecto a la textura, debido a que, por un lado contienen un adecuado contenido de arcilla por lo que, si se aplican al suelo de zonas semiáridas en el Valle del Mezquital pueden favorecer la formación y estabilidad de la estructura, la retención de humedad, el poder buffer y la capacidad de retención de nutrimentos para las plantas. Por otro lado los altos contenidos de arena obtenidos, garantizan un adecuado drenaje e intercambio gaseoso y una baja retención de metales. La textura determinada favorece el crecimiento radicular y los procesos biológicos en el suelo (Aguilera, 1989).

11.1.2 pH

Los valores obtenidos de pH real para los lodos residuales se encontraron entre 7.55 y 7.67, y entre 7.22 y 7.32 para biosólidos. Estos últimos tienen un pH ligeramente más bajo que el de los lodos residuales lo que podría indicar que durante la estabilización hubo un ligero cambio de pH debido a los procesos de mineralización de la materia orgánica.

Con respecto al pH potencial los valores para lodos residuales fueron de 7.06-7.16 y para los biosólidos de 6.81-6.98. Todo el H^+ de la superficie de los coloides es sustituido por el K^+ , el H^+ pasa a la solución registrándose una ligera acidificación.

El pH puede ser afectado por los vegetales y otros organismos. Por ejemplo, el intercambio catiónico realizado por las raíces de las plantas



reduce el valor del pH del suelo, la descomposición del humus y la respiración celular de los organismos edáficos.

De acuerdo a (Bohn, *et al.*, 1993), los resultados de pH se encuentran alrededor de la neutralidad lo que permite que el lodo y los biosólidos no estén limitados en su capacidad de transporte y disponibilidad de la mayor parte de los nutrimentos para las plantas (Aguilera, 1989).

El pH es el factor más importante que determina la disponibilidad de los metales, porque afecta los mecanismos de adsorción y especiación. Actúa facilitando el almacenamiento ó disponibilidad, de modo que es uno de los factores esenciales para inferir las condiciones químicas del suelo. De acuerdo a los intervalos de pH obtenidos, se podrán llevar a cabo adecuadamente los procesos de transformación de la materia orgánica, la agregación y la actividad biológica que usualmente se restringe a una escala bastante estrecha, entre 6 y 8.

11.1.3 Materia orgánica

El contenido de materia orgánica en los lodos fue de 9.32 y 9.59% y en los biosólidos de 10.92 y 12.03%. De acuerdo a Bohn 1993, es moderadamente elevado. Una mayor cantidad de materia orgánica favorecería una disminución del pH y una mayor capacidad de retención de metales. Sin embargo, la cantidad encontrada no propicia de manera importante la formación de complejos con los metales así como su retención (Li y Shuman, 1996).

La materia orgánica retenida en los lodos y biosólidos es una combinación de carbono con otros elementos, por lo que, se encuentra mineralizada. Sin embargo, su gradual descomposición proveerá nutrientes, mejorará la textura y estructura del suelo, evita la pérdida de agua por lavado y



retiene la humedad; a su vez, proporcionará buen drenaje, aireación, estabilidad de agregados, permeabilidad, poder buffer y capacidad de intercambio de cationes en el suelo (Camobreco, *et al.*, 1996).

11.1.4 Relación Carbono/Nitrógeno

La relación Carbono/Nitrógeno en los lodos residuales fue de (9:1-10:1) y en los biosólidos de (11:1 – 12:1); para ambos casos es bajo lo que indica que la materia orgánica presente es altamente estable (Muñoz, 2003).

La mayoría de microorganismos usan 30 partes en peso de carbón por una de nitrógeno por, lo que la relación 30:1 es lo ideal. Los microorganismos utilizan el carbón como energía y el nitrógeno para la síntesis de proteínas, si la relación tiene una proporción muy elevada de nitrógeno éste se perderá como amoníaco generando malos olores, si el elemento excedente es el carbono el proceso se realiza de manera lenta (Acuña, 2003).

La relación Carbono/Nitrógeno indica la fracción de carbono orgánico frente a la de nitrógeno. Casi la totalidad del nitrógeno orgánico presente en un residuo orgánico es biodegradable y disponible. Con el carbono orgánico ocurre lo contrario; una gran parte se engloba en compuestos no biodegradables que impiden su disponibilidad en la agricultura. La relación C/N recomendable se encuentra entre 25:1 y 30:1 (Bertsch F. 1995).



11.2 Nutrimientos

11.2.1 Potasio (k)

La concentración de potasio total en los lodos residuales fue de 0.496 a 0.497 % y en biosólidos fue de 0.332 a 0.473 %. Hay cantidad suficiente de este nutrimento para los requerimientos de las plantas. El potasio funciona como activador enzimático, por lo que aumenta la resistencia a las enfermedades, a la sequía y al frío. Las plantas lo utilizan en forma de ión (K^+) para el mantenimiento de la turgencia de las células mediante el fenómeno de la ósmosis.

En suelos arenosos el potasio se lava fuera del alcance de las raíces con la lluvia y el riego continuo. También en suelos calizos como los que se encuentran en el Valle del Mezquital puede escasear este elemento. En general no hay exceso de Potasio.

11.2.2 Calcio (Ca)

La concentración de Ca total en lodos residuales fue de 0.864 a 1.048 % y en biosólidos de 1.384 a 1.126 %. En realidad este es un elemento bastante abundante puesto que las deficiencias son bastante raras.

Las plantas lo absorben en forma de catión Ca^{2+} , también reemplaza a los iones de hidrógeno (H^+) en la solución del suelo. El calcio tiene una función estructural fundamental como componente cementante de las paredes celulares. También se considera que participa en otras actividades fisiológicas de las plantas como la modificación de la permeabilidad de las membranas, además de que es un activador enzimático.



Por encima de pH 6.5, la disponibilidad del calcio puede decrecer considerablemente. Y por encima de pH 7 el riesgo de precipitación de calcio y magnesio en forma de carbonatos, CaCO_3 y MgCO_3 , es muy alto (Meléndez, 1997).

11.2.3 Magnesio (Mg)

La concentración de Mg total en los lodos residuales fue de 3.016 a 3.092 % y en biosólidos de 2.727 a 2.930 %. El magnesio es parte fundamental de la estructura de la molécula de la clorofila. Las plantas lo absorben en forma de catión. También funciona como activador enzimático en el metabolismo de los carbohidratos y por ser un ión divalente también reemplaza a los iones de hidrógeno (H^+) en la solución del suelo (Bertsch, 1995).

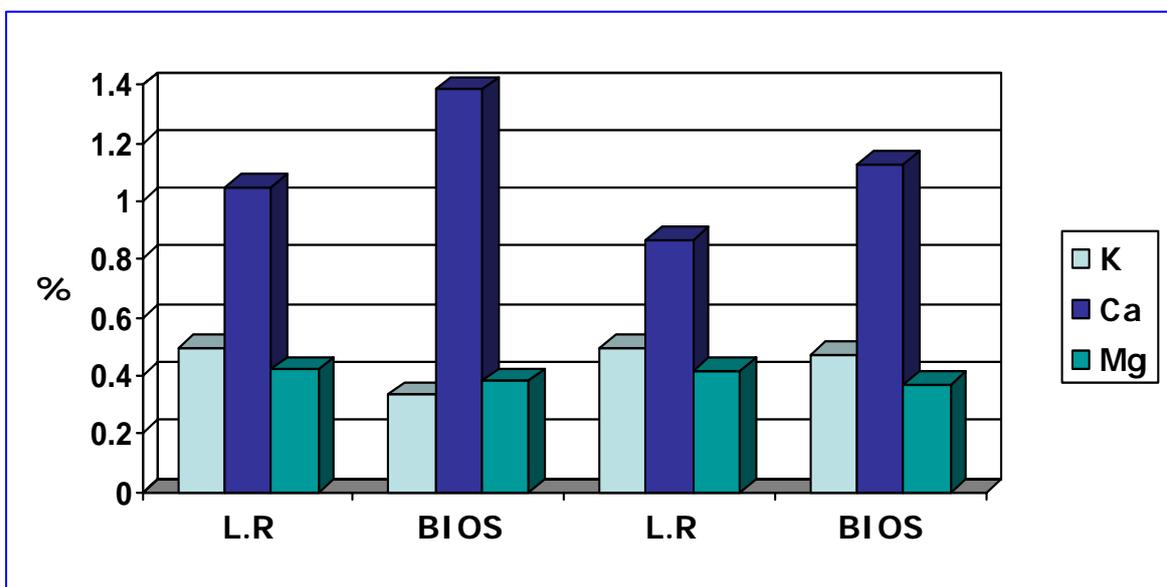


Figura 12. Concentración total de nutrientes en lodos y biosólidos.



11.3 Metales esenciales

11.3.1 Níquel (Ni)

La concentración de Ni total en los lodos residuales fue de 103.3 a 138.3 mgkg^{-1} y en biosólidos de 50.1 a 73.3 mgkg^{-1} . De acuerdo a la norma (NOM-004-SEMARNAT-2002) un biosólido excelente no pasará la concentración de níquel de 420 mgkg^{-1} , por lo que se puede considerar que las concentraciones encontradas en los biosólidos son bajas.

El Ni presenta afinidad con Fe y S, pero también con carbonatos, fosfatos, silicatos y óxidos de Fe y Mn. Con la disminución del pH, se incrementa la desorción y aumenta el contenido de níquel en la solución del suelo. Se acumula en el suelo a través de la incorporación de lodos residuales (Quinchía y Carmona, 2004).

11.3.2 Cobre (Cu)

La concentración de Cu total en los lodos residuales fue de 14.8 a 15.1 mgkg^{-1} y en los biosólidos de 4.6 y 14.3 y mgkg^{-1} . La concentración encontrada en lodos y biosólidos es demasiado baja de acuerdo a la norma (NOM-004-SEMARNAT-2002) que considera, que un biosólido excelente no pasará la concentración de cobre de 1500 mgkg^{-1} .

El Cu tiene una movilidad relativamente baja respecto a otros elementos en las plantas que lo absorben en forma de catión. La carencia de Cu es la más difícil de diagnosticar y se puede presentar en suelos calizos. Por la cantidad encontrada en las muestras, se espera baja disponibilidad de Cu para las plantas.



La deficiencia de cobre es generalmente función del pH, presencia de materia orgánica y textura del suelo. A un pH básico 7.5 se reduce fuertemente la movilidad del Cu por absorción sobre coloides minerales. El intervalo de pH de mayor disponibilidad de Cu en el suelo varía entre 4.5 y 7 (Farago, 1994). La presencia de Fe, Mn y Al afectan su disponibilidad (Navarro et al., 2007).

11.3.3 Zinc (Zn)

La concentración de Zn total en los lodos residuales fue de 80.2 a 98.4 mgkg⁻¹ y en los biosólidos de 68.5 a 73.3 mgkg⁻¹. La concentración total es extremadamente baja de acuerdo a la norma (NOM-004-SEMARNAT-2002) que clasifica como biosólido excelente a aquel que no sobrepase la concentración de Zn de 2800 mgkg⁻¹.

El Zn es más soluble en la solución del suelo y más móvil en suelos ácidos. Sin embargo, en general este elemento posee una limitada movilidad, limitando su disponibilidad la presencia del carbonato de calcio, que tiene una gran afinidad por el Zn (Farago, 1994). Su carencia, también puede ser provocada por suelos calizos. Las plantas lo absorben en forma de catión.

11.3.4 Cromo (Cr)

La concentración de Cr total en los lodos residuales fue de 123.3 a 146.5 mgkg⁻¹ y en los biosólidos de 95.4 a 106.6 mgkg⁻¹. De acuerdo a la norma (NOM-004-SEMARNAT-2002) un biosólido excelente no pasará la concentración de Cr de 1200 mgkg⁻¹.

El Cr (III) es mucho más móvil que el Cr (VI) y fácilmente forma compuestos con óxidos de Fe, Al y Mg, su solubilidad decrece por arriba de pH 4, arriba de pH 5.5 precipita completamente.



Se reduce su movilidad cuando se presenta como óxidos e hidróxidos insolubles (Farago, 1994).

La cantidad de Cr presente en las muestra está muy por debajo de lo que marca la norma, además el pH registrado provocará que este metal no se encuentre disponible para las plantas.

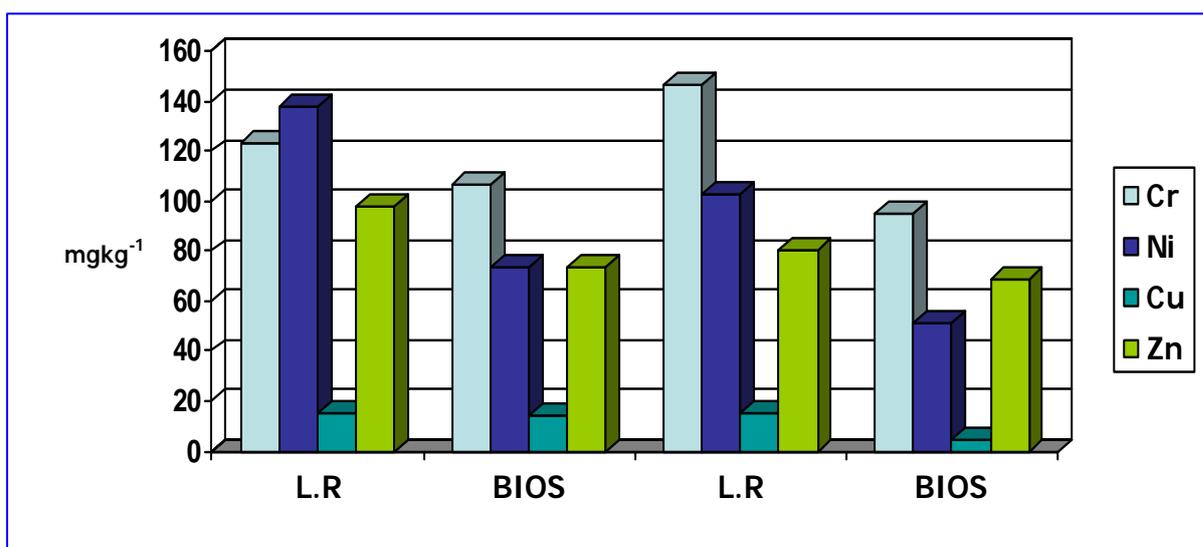


Figura 13. Concentración total de metales esenciales

11.3.5 Hierro (Fe)

La concentración de hierro total en lodos residuales fue de 0.419 y 0.418 % y en los biosólidos de 0.367 a 0.380 %. Su absorción por las plantas esta controlada metabólicamente y es promovida en suelos inundados a pH bajo y por complejos orgánicos móviles y quelatos; es restringida a pH alto y suelos bien aireados (Farago, 1994). Su disponibilidad aumenta con la materia orgánica.

Este metal no es mencionado en la norma (NOM-004-SEMARNAT-2002) debido a que, es esencial y muy abundante en el suelo. En los suelos calizos el hierro se encuentra bastante insoluble, es decir como mineral, por tanto, no absorbible por las raíces. Generalmente las plantas lo absorben en forma de catión (Navarro, et al., 2007). Se encuentra en



Luz Verónica Gutiérrez Ayala

forma iónica disponible para la planta en menos del 50% por encima de pH 7, mientras que a pH 8 no queda nada disponible debido a su precipitación en forma de hidróxido férrico $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Por el contrario, por debajo de pH 6.5, más del 90% del hierro permanece disuelto y disponible para las plantas. El pH encontrado en las muestras garantiza que habrá suficiente Fe disponible para las plantas.

Nótese que en lodos y biosólidos, se encontraron bajas concentraciones de los elementos esenciales, con excepción del Fe.



11.4 Metales pesados no esenciales

11.4.1 Plomo (Pb)

La concentración total de Pb en los lodos residuales fue de 130.1 a 153.3 mgkg^{-1} y en los biosólidos fue de 65.9 a 66.6 mgkg^{-1} . El suelo se considera normal cuando contiene 35 mgkg^{-1} . Los contenidos de Pb en los lodos residuales se encuentran en los rangos que se consideran peligrosos. Sin embargo, de acuerdo a la norma (NOM-004-SEMARNAT-2002), los biosólidos considerados como excelentes pueden contener hasta 300 mgkg^{-1} de Pb, lo cual no ocurre en ninguno de los dos casos. Sin embargo, la sola presencia de este metal es preocupante debido a que no interviene en ninguno de los procesos metabólicos de plantas y animales.

La biodisponibilidad de Pb en los suelos depende de la estructura, de la acidez, de las especies químicas presentes en ellos y de otros factores. Puede acumularse fácilmente en el suelo y sedimentos, posee baja solubilidad y es resistente a la degradación microbiana, es un elemento químico particularmente peligroso, debido a que, puede ingresar fácilmente a las redes tróficas y bioacumularse en los cuerpos de los organismos acuáticos y organismos del suelo (Alloway, 1990).

11.4.2 Cadmio (Cd)

La concentración total de Cd en los lodos residuales fue de 14.6 y 15.16 mgkg^{-1} y en los biosólidos de 10.5 y 5.66 mgkg^{-1} . Nótese que la concentración de Cd en los biosólidos es una tercera parte menor que en lodos residuales. De acuerdo a la norma (NOM-004-SEMARNAT-2002) un biosólido excelente puede contener hasta 39 mgkg^{-1} de Cd.



Al ir transcurriendo el tiempo de estabilización disminuye la disponibilidad, ya que los metales se van fijando en las posiciones de adsorción más fuertes. Los efectos tóxicos se determinan más por su forma química que por su concentración, es fácilmente adsorbido en el suelo en forma catión.

El pH determinado en las muestras puede provocar la precipitación del Cd y lo hace menos disponible para las plantas. Compite con metales como Ca, Co, Cr, Ni y Pb que a su vez también pueden inhibir su absorción (Farago, 1994).

La textura junto con la cantidad de materia orgánica de las muestras puede propiciar la retención del Cd bajo condiciones de pH ácido, se adhiere fuertemente al suelo y una parte se disuelve en la solución. No se degrada en el medio ambiente, pero puede cambiar de forma. Cuando existe un pH básico suele precipitarse formando compuestos de fosfatos y carbonatos, sobre todo este último porque el Cd tiene una gran afinidad por la calcita (Alloway, 1990).

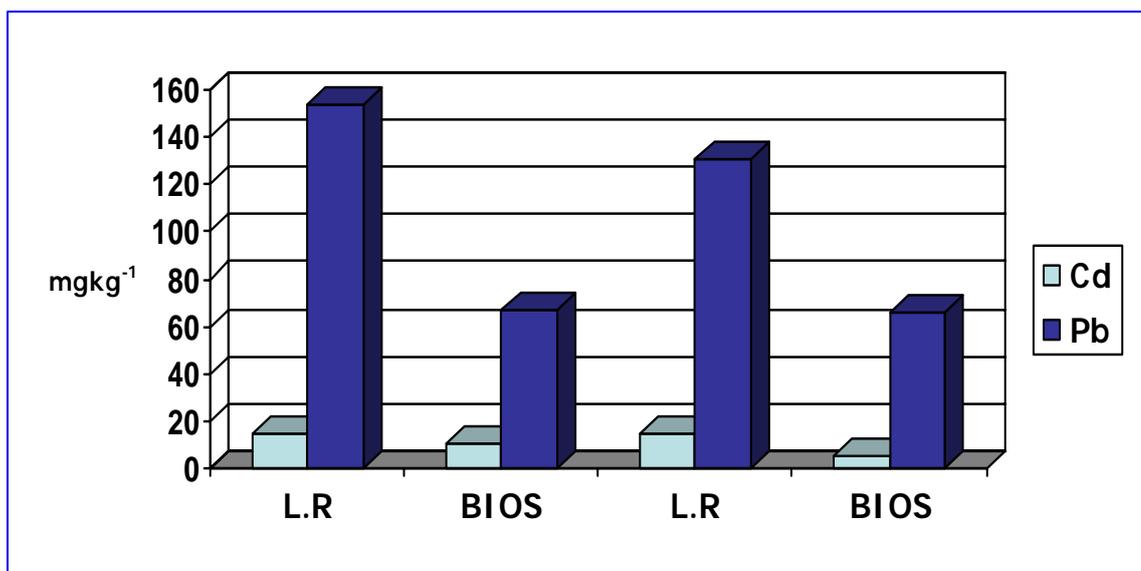


Figura 14. Concentración total de metales pesados no esenciales



11.5 Extracción Secuencial

Distribución de los metales en las distintas fracciones de los lodos residuales y biosólidos.

Los metales que se utilizaron para realizar el procedimiento de extracción secuencial son los siguientes:

11.5.1. Cadmio (Cd)

De acuerdo a los resultados obtenidos del análisis de extracción secuencial. El Cd se encontró presente en las siguientes fracciones: carbonatos 4.24-3.47 y 2.21-1.47 mgkg^{-1} ; óxidos de Fe y Mn 1.47-0.58 y 1.47-0.75 mgkg^{-1} ; y residual 6.82-5.57 y 5.02-2.32 mgkg^{-1} ; en lodos y biosólidos respectivamente.

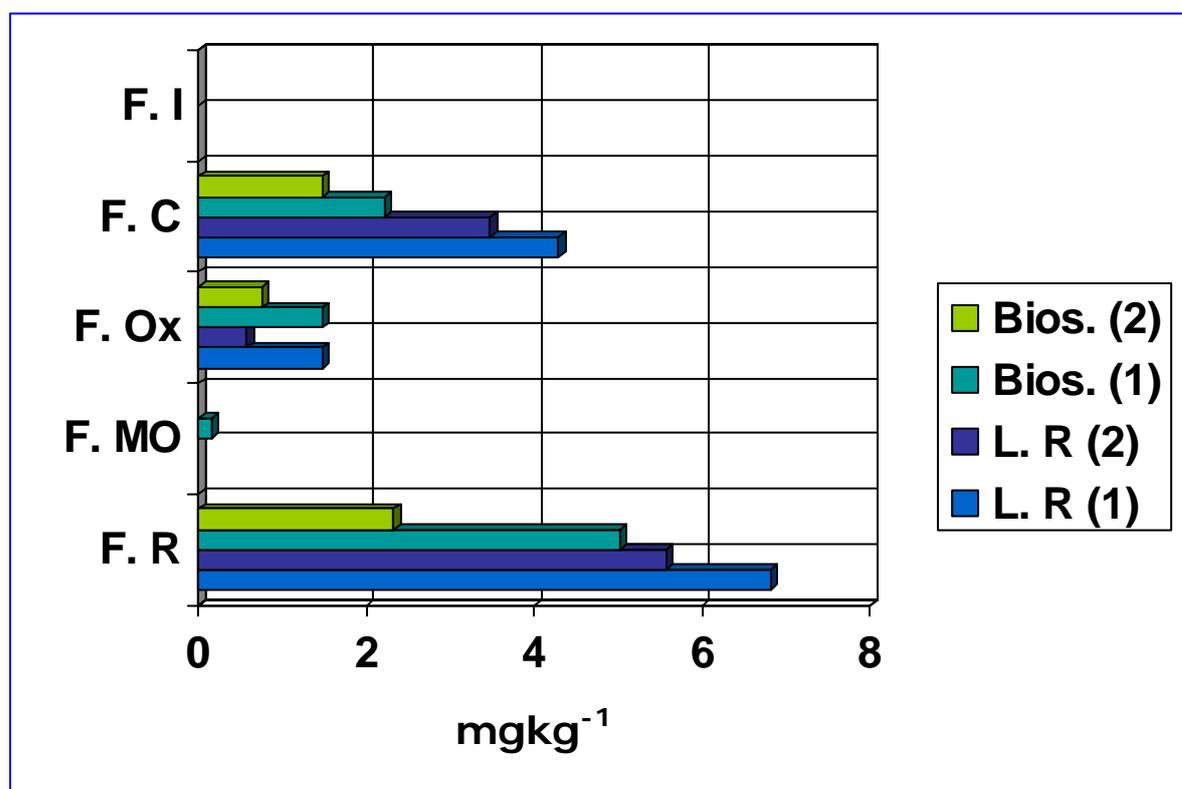


Figura 15. Distribución de Cadmio en las distintas fracciones en lodos y biosólidos.



El Cd no se encontró en la fracción intercambiable ni unido a la materia orgánica. Nótese que hay más Cd formando carbonatos, esto es lógico, tomando en cuenta que el Cd tiene gran afinidad por la calcita.

El Cd suele precipitarse como compuestos de fosfatos y carbonatos cuando existen valores altos de pH. A pH bajo aumenta su disponibilidad y es retenido en grandes cantidades, cuando la textura es fina y el suelo tiene alta capacidad de intercambio catiónico, un fenómeno opuesto se presenta cuando la textura es arenosa y la capacidad de intercambio catiónico es baja (Farago, 1994).

En lodos residuales y biosólidos la materia orgánica se encuentra mineralizada lo que indica que no participa en el proceso de intercambio catiónico, por lo que el Cd no se encuentra en esta fracción.

11.5.2 Plomo (Pb)

De acuerdo a los resultados obtenidos del análisis de extracción secuencial. El Pb se encontró en las siguientes fracciones: carbonatos 45.6-35.2 y 26.6-18.33 mgkg⁻¹; y residual 89.9-67.6 y 33.2-38.4 mgkg⁻¹; en lodos y biosólidos respectivamente. El Pb no se detectó en la fracción intercambiable, óxidos de Fe y Mn y unido a materia orgánica.

El Pb es un elemento con poca movilidad en el suelo lo que explica que no se encuentre en la mayoría de las fracciones. La comparación entre los resultados de lodos y biosólidos nos muestra que hay una disminución considerable de Pb en los biosólidos con respecto a los lodos residuales, al igual que el Cd, hay una mayor cantidad formando carbonatos.

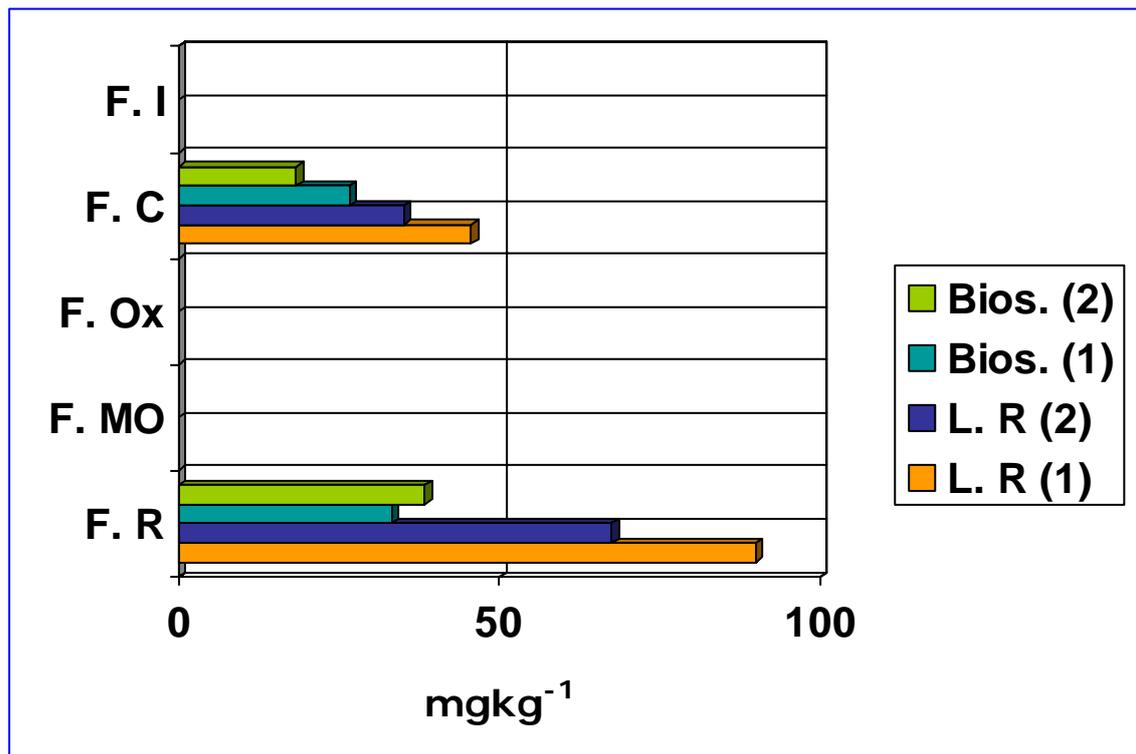


Figura 16. Distribución de Plomo en las distintas fracciones en lodos y biosólidos.

11.5.3 Níquel (Ni)

De acuerdo a los resultados obtenidos del análisis de extracción secuencial. El Ni se encontró en las siguientes fracciones: carbonatos 16.6-13.33 y 10-3.33 mgkg⁻¹; óxidos de Fe y Mn 26.6-26.6 y 16.6-16.6 mgkg⁻¹; unido a materia orgánica 1.6-ND y 3.33-1.6 mgkg⁻¹; y residual 72.4-54.81 y 29.8-21.3 mgkg⁻¹; en lodos y biosólidos respectivamente. No se detectó en la fracción intercambiable.

Los resultados muestran que el Ni tiene gran afinidad por los carbonatos y por los óxidos de Fe y Mn. En la materia orgánica la cantidad es mucho menor por lo que su disponibilidad será limitada.

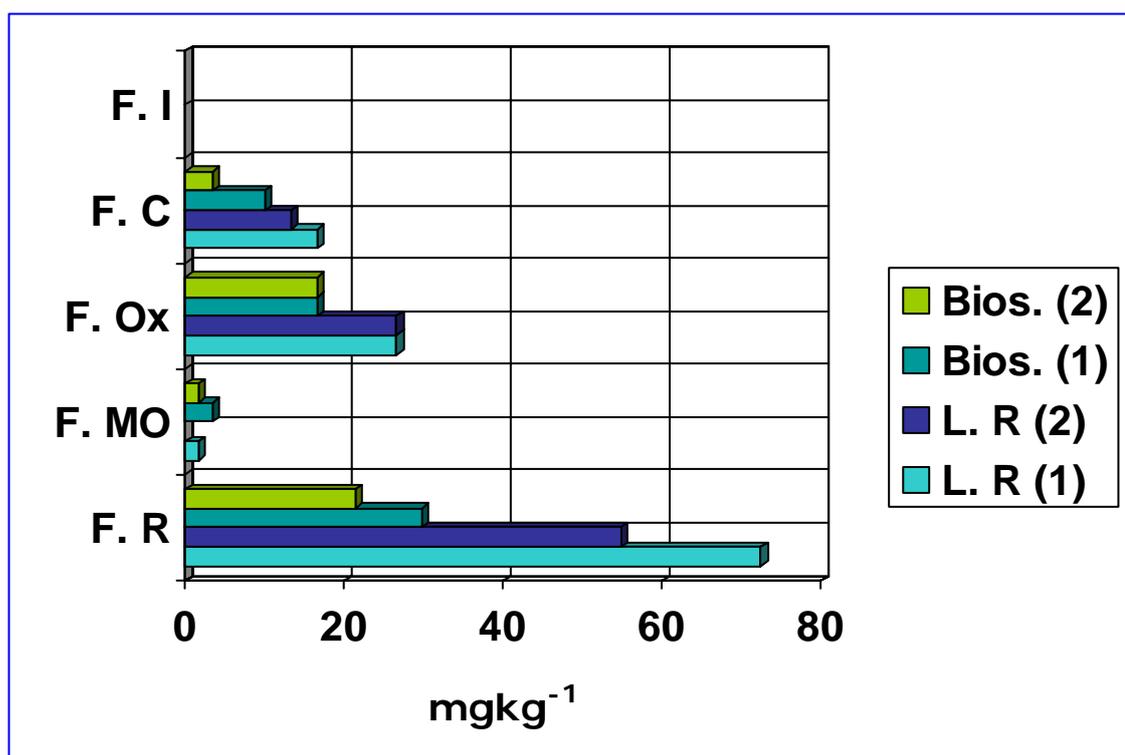


Figura 17. Distribución de Níquel en las distintas fracciones en lodos y biosólidos.

11.5.4 Zinc (Zn)

De acuerdo a los resultados obtenidos del análisis de extracción secuencial. El Zn se encontró en las siguientes fracciones: intercambiable $0.38-0.15$ y $0.76-0.62$ mgkg^{-1} ; carbonatos $19.23-11.8$ y $21.15-19.6$ mgkg^{-1} ; óxidos de Fe y Mn $18.3-18.69$ y $15.38-14.61$ mgkg^{-1} ; unidos a materia orgánica $12.95-7.31$ y $13.74-9.82$ mgkg^{-1} ; y residual $14.3-24.76$ y $29.2-31.7$ mgkg^{-1} ; en lodos y biosólidos respectivamente. Este metal si se encontró en todas las fracciones sin embargo, en la fracción intercambiable se encuentra en pequeñas cantidades. En general se encuentra distribuido de manera uniforme en todas las fracciones.

El Zn se presenta en el suelo principalmente en la fracción de arcilla en una proporción considerable, puede formar parte de la estructura de las



arcillas, sustituyendo isomórficamente al Mg^{2+} , Fe^{2+} y Al^{2+} en minerales de silicato debido a su tamaño similar (Alloway, 1990).

La fracción orgánica también es sede de una parte apreciable de Zn total, e incluso puede inmovilizar una gran proporción. Con el tiempo el uso de lodos adicionados al suelo aumenta los metales pesados de manera gradual hasta alcanzar niveles fitotóxicos (Cervantes y Moreno, 1999).

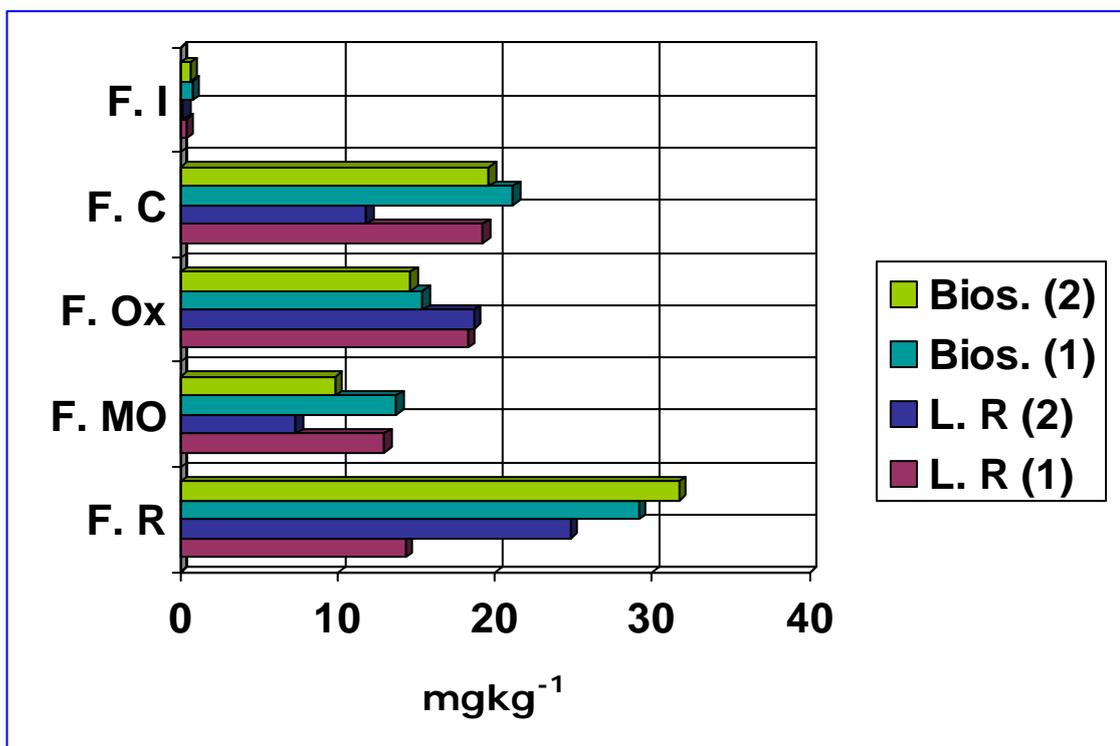


Figura 18. Distribución de Zinc en las distintas fracciones en lodos y biosólidos.

La aplicación de lodos residuales a suelos calizos mejora la retención de los metales, ya que el proceso de hidrólisis queda contrarrestado por la presencia del carbonato de calcio, el cual previene el descenso del pH impidiendo la movilización de metales y permitiendo la precipitación del carbonato correspondiente.



12. CONCLUSIONES

- ❖ En general los lodos residuales y biosólidos tienen buena textura, adecuados niveles de materia orgánica, pH y nutrientes, lo cual, permitirá mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas, la fertilidad, riqueza transporte y absorción de elementos nutritivos y retención de humedad, etc., en el suelo.
- ❖ La movilidad potencial de los metales pesados en los lodos disminuye conforme aumenta su grado de estabilización.
- ❖ Los valores de metales pesados totales no rebasan los límites máximos permisibles de acuerdo a la norma NOM-004-SEMARNAT-2002.
- ❖ Se encontraron metales pesados no esenciales como Cadmio y Plomo, por lo que, no se recomienda el aporte de lodos a suelos de cultivo o de forraje.
- ❖ Por la presencia de Pb y Cd aunque su concentración es relativamente baja, se recomienda utilizar los biosólidos preferentemente como sustrato para plantas ornamentales.
- ❖ En caso de disponer los biosólidos en el suelo, evitar que sea de forma continúa durante largos períodos de tiempo, para evitar la biomagnificación de los metales pesados.
- ❖ Los elementos a los que se les realizó extracción secuencial fueron Cd, Pb, Ni y Zn. Estos metales se encontraron en un nivel extremadamente bajo en la fracción intercambiable. Además, están presentes en la fracción carbonatada.



- ❖ No se detectó plomo en la fracción unida a óxidos de Fe y Mn, a diferencia de los otros tres metales. En la fracción orgánica no se detectó Pb.

- ❖ Por último, en la fracción residual se encontraron presentes los cuatro metales. Salvo Zn que está presente en todas las fracciones. El Cd, Pb y Ni están estrechamente ligados a las fracciones químicamente más estables (Unidos a óxidos de Fe y Mn, ligados a M.O y en la fracción residual) del lodo y de los biosólidos.



13. RECOMENDACIONES

- ❖ Los cálculos para uso posterior deben hacerse con base en la geoquímica de los suelos donde se realizará la aplicación, los factores climáticos, la pendiente y la ubicación de la zona, los requerimientos de nutrientes de las especies presentes, así como las tasas máximas acumulativas de metales pesados (Pissani *et al*, 2005).
- ❖ El compostaje es una opción efectiva para reducir y eliminar los niveles de patógenos e insectos; de esta forma, en su aplicación como enmienda al suelo puede prevenir la contaminación de terrenos y fuentes de agua. (Quinchía y Carmona; 2004)
- ❖ Aunque la compostaje del lodo puede llegar a tener muy buena calidad en cuanto a criterios físicos, químicos y microbiológicos; en el contenido de metales pesados presenta inconvenientes para ser utilizado en cultivos; sin embargo, esto no indica que el biosólido no pueda ser usado en forma compostada como recuperador de suelos degradados, pues este producto tiene gran potencial en la recuperación de zonas como, áreas forestales y jardines, con restricción en la frecuencia de aplicación y en zonas de cultivo. (Quinchía y Carmona; 2004)
- ❖ En definitiva, según la forma en la que se encuentre el metal retenido en el suelo, así será la disponibilidad relativa por las plantas y por tanto la incorporación en los organismos. Se recomienda proponerlos como sustrato para plantas ornamentales preferentemente.



14. BIBLIOGRAFÍA

1. Acevedo, L. A. 2002. Caracterización de la contaminación de sólidos (suelos y sedimentos) encaminada a su regeneración: muestreo, extracción y técnicas analíticas más utilizadas. Simposio Internacional de Geología Ambiental para Planificación del Uso del Territorio.
2. Acuña O. 2003. El uso de biofertilizantes en la agricultura. Taller Abonos Orgánicos, San José, CATIE/GTZ/UCR/CANIAN. 16 p.
3. Aguilar, R., S.R. Loftin, T.J. Ward, K.A. Stevens, and J.R. Gosz. 1994. Sewage sludge application in semiarid grasslands: Effects on vegetation and water quality. WRRRI Report No. 285, New Mexico Water Resources Research Institute (NMSU), Las Cruces, NM.
4. Aguilera, N.H. 1989. Tratado de edafología de México. Laboratorio de investigación de edafología, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. México.
5. Alarcón, A.; Kolb, P. & Marull, J. 1997. Recuperación medioambiental del tramo final del río Besós. *Bio* 10:7-11.
6. Albert L. A. 1995. Curso básico de toxicología ambiental. Edit. Limusa, 2ª edición. grupo Noriega Editores. México. pp 101-243.
7. Alloway, B.J. 1990. Heavy metals in soils. Editorial Limusa. De John Wiley & Sons. Reino Unido.
8. Alloway, B.J., and A.P. Jackson. 1993. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. *Sci. Total Environ.* 100: 151-76.
9. Baird C. 2001. Química Ambiental. Editorial Revérte S.A de C.V. México. pp 391-429
10. Bauer, L.D y W. H Gardner. 1980. Física de suelos. Editorial UTEHA. México. pp 4-5
11. Bautista S.G., y Flores T.C. 2005. Aplicación de lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales industriales en la rehabilitación de suelos contaminados con hidrocarburos. Instituto de Ingeniería UNAM.
12. Bautista Z.F. 1994. Universidad de Ciencia y Tecnología, por la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 3(2): 24-32.
13. Bertsch F. 1995. La fertilidad de los suelos y su manejo. San José, ACCS. 157 p.



14. Bohn H.L., B.L. McNeal y H.G. O'Connor. 1993. Química del suelo. Editorial Limusa.
15. Buckman, H. O. y N. C. Brandy. 1991. Naturaleza y propiedades de los suelos. Editorial Limusa, S.A. de C. V. México.
16. Cajuste, L. J., R. Carrillo, E. Gota, and R. J. Laird. 1992. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. *Water, Air, and Soil Pollution* 57-58: 763-771.
17. Camobreco J.V., K.B. Richards, S.T. Steenhius, H.J. Peverly y B.M. McBride. 1996. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. *Soil Science*. 161:740-750.
18. Cave, M., Butler, O., Chenery, S., Cook, J., Cresser, M., y Miles, D. 2001. Atomic Spectrometry Update. *Environmental Analysis, J. Anal. At. Spectrom.* Vol. 16 p. 211-217.
19. CEE, Hgo. 2000. Consejo Estatal de Ecología. "Taller de Gestión y Vinculación Municipal 2000". Gobierno del Estado de Hidalgo
20. Cepeda J.M. 1991. Química de los suelos. Editorial Trillas México; pp 167.
21. Cervantes C. y S. R. Moreno. 1999. Contaminación Ambiental por Metales Pesados, impacto en los seres vivos. AGT, Editor, S. A. Mexico. pp 1-12.
22. Chicón L. 2004. Especiación de metales pesados en lodos de aguas residuales de origen urbano y aplicación de lodos digeridos como mejoradores de suelos. Programa de Doctorado de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Málaga.
23. CNA. 2005. Estadísticas del agua en México. Síntesis.
24. Conesa, F. y V. Vitoria, 2000. Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. 3ª ed. Mundi-Prensa, Madrid. 412 p.
25. Crawford, S. L., Johnson, G. E. and Goetz, F. E. 1993. "The potential for bioremediation of soils containing PAHs by composting". *Compost Science & Utilization* 1 (3):41-47.
26. Davis M. L. y Masten S. J. 2004. Ingeniería y Ciencias Ambientales. Edit. McGrawHill. México. pp 440-450 y 517-608.
27. Diario Oficial de la Federación 1985. Norma Oficial Mexicana. NOM-AA-015-1985,-protección al ambiente- contaminación de suelo-residuos sólidos municipales- muestreo- método de cuarteo. Secretaría de Desarrollo Social. México, D.F.



28. Diario Oficial de la Federación. 1993. Norma Oficial Mexicana. NOM-052-SEMARNAT-1993, que establece las características de los residuos peligrosos y el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Secretaria de Desarrollo Social. México, D.F.
29. Diario Oficial de la Federación. 1993. Norma Oficial Mexicana. NOM-CCA/032-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola. Secretaria de Desarrollo Social. México, D.F.
30. Diario Oficial de la Federación. 1993. Norma Oficial Mexicana. NOM-CCA/033-ECOL-1993, que establece las condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de estas con la de los cuerpos de agua, en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas. Secretaria de Desarrollo Social. México, D.F.
31. Diario Oficial de la Federación. 1996. Norma Oficial Mexicana. NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaria de Desarrollo Social. México, D.F.
32. Diario Oficial de la Federación. 2002. Norma Oficial Mexicana. NOM-004-SEMARNAT-2002, protección ambiental.- lodos y biosólidos.- especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Secretaria de Desarrollo Social. México, D.F.
33. Duffus, J. H. 2002. "Heavy metals"- a meaningless term- Pure Appl. Chem., Vol. 74, No. 5, pp. 793-807.
34. EPA. 2000. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo libre superficial. Office of Water Washington, D.C. EPA 832-F-00-024. United States.
35. Esteyner, G.R.; Watson, J.T. & Choate, K.D. 1993. General design, Construction, Operation Guidelines for Small Constructed Wetlands Wastewater Treatment System. Lewis Publisher.



36. Farago, M. E. 1994. Plants and the chemical elements; biochemistry, uptake, tolerance and toxicity. VCH Weinheim (Federal Republic of Germany).
37. Gadd, G.M., 2000. Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Current Opinion in Biotechnology* 11: 271-279.
38. García J., A. Ruiz., X. Junqueras. 1997. Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos. *Tecnología del agua*. (165): 58-65.
39. García, A. E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
40. Harrison R.M. 2003. El Medio Ambiente: Introducción a la química medioambiental y a la contaminación. ACRIBIA S.A. España.
41. INEGI. 1992. Síntesis Geográfica del Estado de Hidalgo. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.
42. INEGI. 2000. Anuario Estadístico Hidalgo. Gobierno del Estado de Hidalgo (Secretaría de Desarrollo Social) INEGI.
43. Jiménez C. 2002. La Contaminación Ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa. México.
44. Johnston C.A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*. 21 (5,6): 491-565.
45. Kalbitz, K. and Wennrich, R., 1998. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland spills and its dependence on dissolved organic matter. *The Science of the Total Environment* 209: 27-39.
46. Kretzschmar, H. and Sticher, H., 1997. Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil: influence of Ca²⁺ and trace metals. *Environmental Science and Technology* 31: 3497-3504.
47. Lara B.J. 1999. Depuración de aguas residuales municipales con Humedales Artificiales: Instituto Catalán de Tecnología. Ingeniería y Gestión Ambiental. Barcelona.



48. Lasat, M.M., Pence, N.S., Garvin, D.F., Ebbs, S.D. y Kochian, L.V. 2000. Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *J. Exp. Botany* 51: 71-79.
49. Lebeau, T., Bagot, D., Jézéquel, K. y Fabre, B., 2002. Cadmium biosorption by free and immobilised microorganisms cultivated in a liquid soil extract medium: effects of Cd, pH and techniques of culture. *The Science of the Total Environment* 291: 73-83.
50. LGEEPA. 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988. México D.F.
51. LGEEPA. 1997. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. Décimo Cuarta Edición. Editorial Porrúa. México, D.F.
52. Li, Z., y L.M Schuman. 1996. Mobility of Zn, Cd and Pb in soils as affected by poultry litter extract: II Redistribution among soil fractions. *Environm. Pollut.* 161: 656-665.
53. López F. J., G.M., Navarro y G.S., González. 2000. Tratamiento de descontaminación de materia orgánica: Límites alcanzados en metales pesados. *Edafología*. Vol 7-3, (3): 151-157.
54. Lové A. 1998. Los microelementos en agricultura. Ediciones Mundi Prensa. Madrid España.
55. Lovley, D.R., 2000. *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington D.C.
56. Martínez, Y. y C. Rivero. 2005. Evaluación de diferentes métodos para determinar las fracciones de metales pesados presentes en el suelo. *Ingeniería U.C.* Vol 12, (3): 14-20.
57. McBride M. B. 1994. *Environmental chemistry of soils and plants*. CRC. PRESS. 2a Ed. U.S.A.
58. McBride M. B., Richards B. K., Steenhuis T., Russo J. J. and Sauvé S. 1997. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci.* 162, (7): 487-500.
59. Meléndez G. 2003. Residuos orgánicos y materia orgánica del suelo. Taller Abonos Orgánicos, San José, CATIE/GTZ/UCR/CANIAN. 25 p.
60. Meléndez G. 1997. Transformaciones de carbono, nitrógeno y fósforo del suelo, en sistemas agroforestales, cultivos anuales y bosque natural.



- Tesis M. Sc. San José, Universidad de Costa Rica, Sistema de Estudios de Posgrado. 105 p.
61. Muñoz CY. 2003. Mineralización de nitrógeno y carbono de compost de residuos del beneficiado de café. Taller Abonos Orgánicos, San José, CATIE/GTZ/UCR/CANIAN. 22 p.
 62. Navarro J.P., A.I Aguilar y J.R López-Moya. 2007. Aspectos Bioquímicos y Genéticos de la Tolerancia y Acumulación de Metales Pesados en Plantas. Ecosistemas. México.
 63. Ostergaard H. Birgitte. 1997. Sewage sludge amended soils and heavy metals. Birgitpr.htm at weber.u.washington.edu. 8 p.
 64. Pérez-Olmedilla M., C. S. Sánchez., C. Rojo. 2000. función depuradora de los humedales II: Una revisión bibliográfica sobre el papel del sedimento. Humedales Mediterráneos. Sehumed, Valencia España. 123-130.
 65. Perry C.J. 1999. The IWMI water resources paradigm definitions and implications. Agricultural Water Management 40(1):45-50.
 66. Pissani, Z.J.F. 1990. Tratamiento y aprovechamiento agrícola de las aguas y lodos residuales. Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Marín, N. L.
 67. Pissani J.F, R.E Martínez, A.R Vázquez y M.L Samaniego. 2005. Efecto del lodo residuales la absorción de elementos minerales del Nopal Forrajero *Opuntia ssp.* Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro" y Universidad Autónoma de Nuevo León. México.
 68. Quinchía A.M. y D.M. Carmona. 2004. Factibilidad de disposición de los biosólidos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales combinada. Revista EIA, ISSSN 1794-1237, Colombia, (2):89-108.
 69. Ramos L., L.M Hernández y M.J González. 1994. Sequential fractionation of Copper, Lead, Cadmium and Zinc in Soils from or near Duñana National Park. Environ. Oval. 23:50-57.
 70. Ross, S.M. 1994. Toxic metals in soils-plants systems. Ed. John Wiley & Sons, U.S.A.
 71. Rothery, E. 1980. Operation manual. Varian, Safety Class (I.E.C. 348) AA-1275 and AA-1475, Series Atomic Absortion Spectrophotometers Varian Techtron Pty. Limited, Mulgrave, Australia.



72. Seoanez C. M. 1995. Aguas residuales urbanas, tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento. Editorial Mundi Prensa. Madrid, España.
73. Siebe, C. 1994. Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el Distrito de Riego 03, Tula, Hidalgo, México. *rev. Int. Contaminación Ambiental*. 10 (1): 15-21
74. Siebe, Ch. 1993. Extracción secuencial de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el estado de Hidalgo, México. V Seminario Regional de Ciencias Ambientales. 3(9):31.
75. Tack F.M., Verloo M.G. 1995. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 59: 225-238.
76. Talavera O. A. 2003. Fitoremediación de suelo contaminado con Cu, Fe y Zn en el Estado de Hidalgo. Tesis para obtener el título de biólogo. FES-Zaragoza, UNAM. México, D.F.
77. Vázquez A. A, Justin C. L, Siebe G. C, Alcántar G. G, y de la Isla B. M. 2001. Cadmio, Níquel y Plomo en Agua Residual, suelo y Cultivos en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Publicado como ensayo en *agrocencia* 35: 267-274.
78. Vilar S., A. Gutiérrez, J. Antezana, P. Carral y A. Álvarez. 2003. Estudio comparativo de diferentes métodos de extracción secuencial para metales pesados en suelos. *Boletín Geológico y Minero* 114: 453-461.



Cuadro 1. Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos

<i>Contaminante (determinados en forma total)</i>	<i>Excelentes mg/kg en base seca</i>	<i>Buenos Mg/kg en base seca</i>
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
zinc	2800	7500

Cuadro 2. Límites máximos permisibles para metales pesados en Biosólidos

<i>Contaminante (determinados en forma total)</i>	<i>Excelentes mg/kg en base seca</i>	<i>Buenos Mg/kg en base seca</i>
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
zinc	2800	7500



Cuadro 3. Aprovechamiento de los biosólidos

<i>TIPO</i>	<i>CLASE</i>	<i>APROVECHAMIENTO</i>
EXCELENTE	A	◆ Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación ◆ Los establecidos para clase B y C.
EXCELENTE O BUENO	B	◆ Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación. ◆ Los establecidos para clase C.
EXCELENTE O BUENO	C	◆ Usos forestales. ◆ Mejoramientos de suelos. ◆ Usos agrícolas.



Figura 1. Humedal construido



Figura 2. Humedal construido



Figura 3. Humedal construido



Figura 4. Humedal construido



Figura 5. Humedal construido



Figura 6. Muestreo de agua en el Humedal construido



Figura 8. Sedimentadores de agua en el Humedal construido

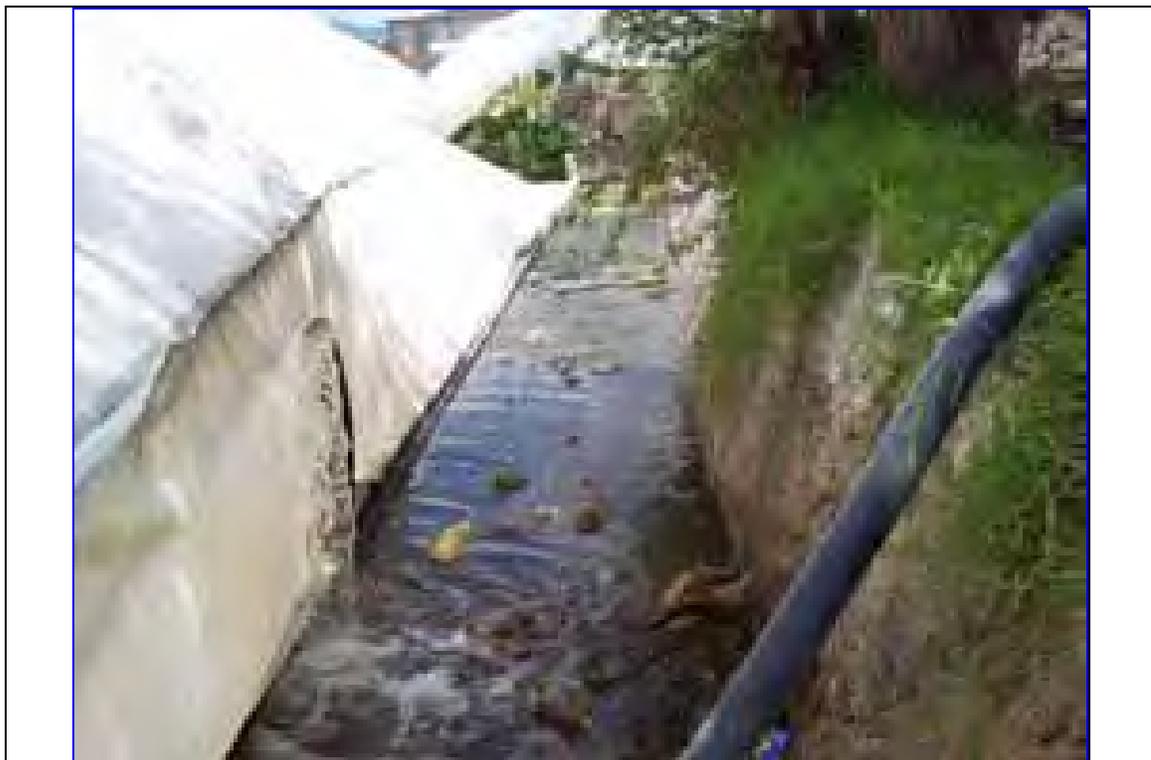


Figura 7. Sedimentador del Humedal construido



Figura 9. Sedimentador de agua en el Humedal construido



Figura 10. Parcela donde se disponen los lodos residuales



Figura 11. Toma de la muestra de lodos residuales



Figura 12. Método del cuarteo



Figura 13. Método del cuarteo, para obtener la muestra compuesta



Figura 14. Área de tratamiento y oxigenación del agua



Figura 15. Área de producción de peces



Figura 16. Peces juveniles en el Humedal construido



Figura 17. Área de producción de peces



Figura 18. Canal principal de agua residual.