

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

**INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA**



**“FRACCIONAMIENTO DE FÓSFORO Y DETERMINACIÓN DE
METALES PESADOS EN UN SUELO AGRÍCOLA
ACONDICIONADO CON LODOS RESIDUALES “**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA

ALFREDO ANTONIO MONDRAGÓN

DIRECTOR

DR. JORGE ALBERTO LUGO DE LA FUENTE

CODIRECTORA

DRA. ROCIO VACA PAULIN

Mexicali, B. C., Enero de 2010

DEDICATORIAS

A mi PADRE, Sr. J. CONCEPCIÓN ANTONIO NIETO (†), que siempre fue y ha seguido siendo el ejemplo a seguir. Su recuerdo siempre será el motor que me impulse a conseguir lo que me proponga. Mil gracias allá donde estas.

A mi MADRE, Sra. Esperanza Mondragón Reyes, por todo el amor que me has brindado, porque siempre tienes una palabra de aliento, y por todo lo que nunca he sabido expresarte...Muchísimas gracias.

A mi querida esposa Dalila, porque sé el esfuerzo que has hecho para aguantarme con soy, y porque sin tu ayuda y comprensión no se hubiera concretado este proyecto. De verdad muchas gracias, te quiero mucho.

A mi hija Yamalet de Jesús, porque siempre has estado apoyándome en cada una de las metas que me he propuesto. Y mil gracias a ti y a Diego por brindarme la dicha de ser un abuelo (joven pero abuelo).

A Vania, mi nieta, por..... (upsss!!!!) que difícil. Ahhh, por, por todo lo que has llegado a cambiar en mi vida, y lo más importante, porque has llenado de alegría la casa.

Especialmente quiero agradecer a Paty, Pepe y Chucho, (mis carnales del alma) porque siempre han estado a mi lado y se que puedo contar con ustedes en todo momento.

A mis sobrinos (y ahijados) Armando, Concha, Karlita, Panchito y Abrahamcín, de verdad que los quiero mucho.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer al Dr. Jorge Alberto Lugo de la Fuente y a la Dra. Rocío Vaca Paulin, sus consejos y su paciencia para la realización del presente trabajo; a la comisión de revisores, Dra. Concepción Carreón Diazconti, Dr. Jaime Alonso Reyes López y Dr. Jorge Ramírez Hernández, por sus muy acertadas sugerencias y valiosos comentarios encaminados siempre a mejorar el presente trabajo.

Una mención especial a la T. L. Elda García Velázco, por todo el apoyo y sobre todo la paciencia que nos tiene a todos los que trabajamos en el laboratorio.

A la Dra. Gisela Montero Alpírez coordinadora del Programa de Maestría y Doctorado del Instituto de Ingeniería de la UABC, por todo el apoyo brindado para la culminación del presente trabajo.

A la Dra. Sara Ojeda Benítez, por todas las facilidades que me brindo para poder ingresar al programa.

Muy en especial a María Dolores Delgadillo Torres, por todo el apoyo brindado desde las instalaciones de la UABC para la realización de todos los trámites administrativos, de verdad, muchisisisimas gracias.

A las autoridades del CONACYT, por la beca otorgada durante la realización del presente trabajo.

A las autoridades del CECYTEM plantel Ixtlahuaca y del TESSFP, por las facilidades brindadas durante la realización del trabajo.

ÍNDICE GENERAL

Resumen	i
1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1 Lodos residuales	3
2.2 Metales pesados	5
2.2.1 Cadmio	5
2.2.2 Zinc	6
2.2.3 Cobre	7
2.2.4 Níquel	8
2.2.5 Plomo	9
2.2.6 Valores de referencia de metales pesados en el suelo	9
2.2.7 Factores que intervienen en la sorción de metales pesados en el suelo	10
2.2.7.1 pH	11
2.2.7.2 Materia orgánica	11
2.2.7.3 Granulometría	12
2.2.7.4 Capacidad de intercambio catiónico	13
2.2.7.5 Cationes	14
2.2.7.5.1 Potasio	14
2.2.7.5.2 Sodio	14
2.2.7.5.3 Calcio	15
2.2.7.5.4 Magnesio	15
2.2.8 Parámetros para determinar la toxicidad del suelo	16
2.2.8.1 Zinc equivalente	16
2.2.8.2 Relación Zinc/cadmio	16
2.2.9 Trabajos realizados sobre metales pesados en suelos enmendados con lodos residuales	17
2.3 Fósforo	20
2.3.1 Trabajos realizados sobre fraccionamiento de fósforo	21
3. Objetivos	25
3.1 Objetivo general	25
3.2 Objetivos específicos	25
4. Materiales y Método	26
4.1 Zona de estudio	26
4.1.1 Descripción geográfica	26
4.1.2 Clima	27
4.1.3 Geología	27
4.1.4 Edafología	27
4.1.5 Uso del suelo	28
4.2 Diseño experimental	28
4.3 Muestreo	29
4.3.1 Lodos residuales	29
4.3.2 Muestreo preliminar de suelo	29
4.3.3 Muestreo post-cosecha de suelo	29
4.4 Trabajo de laboratorio	30
4.4.1 Secado, molido y tamizado	30

4.4.2 Determinaciones físicas y químicas	30
a) pH real y potencial	31
b) Materia orgánica	31
c) Granulometría y clase textural	31
d) Cationes solubles	31
e) Capacidad de intercambio catiónico	31
f) Cuantificación de metales totales y disponibles	31
g) Fraccionamiento de fósforo	32
4.5 Análisis estadístico	33
5. Resultados y discusión	34
5.1 Lodos residuales	34
5.1.1 Propiedades físicas y químicas	34
5.1.2 Contenido de metales totales y disponibles	34
5.2 Suelo	38
5.2.1 Propiedades físicas y químicas	38
a) pH real	38
b) pH potencial	39
c) Materia orgánica	41
d) Granulometría y clase textural	43
e) Cationes	45
e1) Potasio	45
e2) Sodio	48
e3) Calcio	50
e4) Magnesio	51
f) Capacidad de intercambio catiónico	53
5.2.2. Metales pesados	53
5.2.2.1 Cobre total, disponible y porcentaje de disponibilidad	53
5.2.2.2 Zinc total, disponible y porcentaje de disponibilidad	56
5.2.2.3 Níquel total, disponible y porcentaje de disponibilidad	60
5.2.2.4 Plomo total, disponible y porcentaje de disponibilidad	63
5.2.2.5 Cadmio total, disponible y porcentaje de disponibilidad	67
5.2.2.6 Parámetros de toxicidad	67
5.2.2.6.1 Zinc equivalente	67
5.2.2.6.2 Relación zinc/cadmio	69
5.2.3 Fraccionamiento de fósforo	69
5.2.3.1 Fósforo lábil	69
5.2.3.2 Fosforo moderadamente lábil	71
5.2.3.3 Fósforo resistente	73
5.2.3.4 Fósforo precipitado	73
5.2.3.5 Fósforo residual	74
5.2.3.1 Porcentaje de recuperación del fraccionamiento de fósforo	75
6. Conclusiones	78
7. Sugerencias	81
8. Literatura citada	82
Anexos	I

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Localización de la zona de estudio.	26
Figura 2	Diseño experimental.	28
Figura 3	Localización de los sitios de muestreo.	29
Figura 4	Diagrama de flujo del fraccionamiento de fósforo.	33
Figura 5	pH _{agua} en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	39
Figura 6	pH _{agua} en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).	39
Figura 7	pH _{KCl} en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	40
Figura 8	pH _{KCl} en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).	40
Figura 9	Contenido de materia orgánica en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	42
Figura 10	Contenido de materia orgánica en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).	42
Figura 11	Análisis granulométrico parcela 4 en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	43
Figura 12	Análisis granulométrico parcela 11 en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	43
Figura 13	Análisis granulométrico parcela 17 en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	44
Figura 14	Contenido de potasio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	46
Figura 15	Contenido de potasio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).	46
Figura 16	Contenido de sodio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	48
Figura 17	Contenido de sodio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).	48
Figura 18	Contenido de calcio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	49
Figura 19	Contenido de calcio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).	49
Figura 20	Contenido de magnesio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	50
Figura 21	Contenido de magnesio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).	50
Figura 22	Capacidad de intercambio catiónico en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	52

Figura 23	Capacidad de intercambio catiónico en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	52
Figura 24	Cobre total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	54
Figura 25	Cobre total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	54
Figura 26	Cobre disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	55
Figura 27	Cobre disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	55
Figura 28	Zinc total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	57
Figura 29	Zinc total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	57
Figura 30	Zinc disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	58
Figura 31	Zinc disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	58
Figura 32	Níquel total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	61
Figura 33	Níquel total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	61
Figura 34	Níquel disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	62
Figura 35	Níquel disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	62
Figura 36	Plomo total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	64
Figura 37	Plomo total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	64
Figura 38	Plomo disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).	65
Figura 39	Plomo disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post–cosecha).	65
Figura 40	Fósforo lábil	70
Figura 41	Fósforo moderadamente lábil	72
Figura 42	Fósforo resistente	73
Figura 43	Fósforo precipitado	74
Figura 44	Fósforo residual	75

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Límites máximos permisibles para metales pesados en lodos residuales y biosólidos.	5
Tabla 2	Valor promedio e intervalo de referencia de metales pesados en el suelo.	10
Tabla 3	Clasificación de los micronutrientes en el suelo.	10
Tabla 4	Clasificación de elementos tóxicos en el suelo.	10
Tabla 5	Clasificación del suelo de acuerdo a su valor de pH.	11
Tabla 6	Clasificación del suelo de acuerdo al contenido de materia orgánica.	12
Tabla 7	Clasificación de la fertilidad del suelo de acuerdo a la capacidad de intercambio catiónico.	13
Tabla 8	Clasificación de la fertilidad del suelo de acuerdo al contenido de cationes.	16
Tabla 9	Propiedades físicas y químicas de lodos residuales.	34
Tabla 10	Contenido de metales pesados y clasificación de lodos residuales.	35
Tabla 11	Contenido de metales disponibles y porcentaje de disponibilidad en lodos residuales.	36
Tabla 12	Resultados de trabajos realizados con lodos residuales provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales Toluca Oriente.	37
Tabla 13	Textura de las muestras preliminares de suelo.	45
Tabla 14	Porcentaje de disponibilidad del cobre.	56
Tabla 15	Porcentaje de disponibilidad del zinc.	59
Tabla 16	Porcentaje de disponibilidad del níquel.	63
Tabla 17	Porcentaje de disponibilidad del plomo.	66
Tabla 18	Límite de cuantificación y detección para el cadmio.	67
Tabla 19	Zinc equivalente de las muestras de suelo.	68
Tabla 20	Incremento relativo de fósforo con los tratamientos.	71
Tabla 21	Contenido de fósforo en cada fracción (Muestreo preliminar).	76
Tabla 22	Contenido de fósforo en cada fracción (Muestreo post-cosecha).	76
Tabla 23	Porcentaje de recuperación del fraccionamiento de fósforo.	77

RESUMEN

Los lodos residuales municipales (LRM) se caracterizan por su alto contenido de MO, N, P, K, Ca y Mg, así como por la presencia de metales pesados. Una alternativa de disposición final es su aplicación en suelos agrícolas. Los LRM deben estar perfectamente caracterizados antes de su uso para evitar problemas de tipo ambiental. Se evaluó el efecto de la aplicación de lodos residuales en un suelo de uso agrícola mediante la determinación de algunas propiedades físicas y químicas, así como el contenido de metales y el fraccionamiento de fósforo. Los LRM se clasificaron como excelentes para ser aprovechados en suelos agrícolas. Se tomaron 15 muestras de suelo a diferentes profundidades (0-20, 20-40, 40-60, 60-80 y 80-100 cm) en 3 perforaciones (antes de la adición de LRM). Bajo un diseño de cuadrados latinos se aplicaron tres tratamientos, (T0=testigo: fertilizante químico 150-75-30 NPK; T1=18 ton ha⁻¹ LRM y T2=36 ton ha⁻¹ LRM) y después de un ciclo de cultivo de maíz (*Zea mays*) se repitió el muestreo de suelo. Se determinó el pH, MO, Na, K, Ca, Mg, CIC, granulometría, textura y el contenido de Cu, Ni, Zn, Cd y Pb, así como el fraccionamiento de fósforo. El pH fue moderadamente ácido y fuertemente ácido y tiende hacia la neutralidad conforme se incrementa la profundidad. El contenido de MO aumentó con la aplicación de LRM de contenido bajo a medio. La textura fue Franco-arcillo-arenosa (F-a-Ar) en las muestras superficiales y arcillosa (a) en las restantes. La CIC correspondió a fertilidad media e incrementa en las muestras más profundas. La fertilidad del suelo respecto al contenido de Na, Ca y Mg fue media en las muestras superficiales y aumenta en las más profundas; mientras que, respecto al contenido de K correspondió a fertilidad alta. Ninguno de los metales analizados sobrepasó los límites establecidos por Kabata-Pendias y Pendias (1992) y además estuvieron dentro de los parámetros establecidos en la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002). No se detectó Cd en las muestras de suelo. Los valores de Zn equivalente (Zn_{eq}) aumentaron con la aplicación de LRM en todas las muestras clasificándose como potencialmente tóxicas. Sólo las fracciones de fósforo lábil y moderadamente lábil de las muestras superficiales se vieron modificadas por la adición de LRM. El porcentaje de recuperación de fósforo, fue en 54% de las muestras(16/30) superior al 90%. La adición de LRM al suelo agrícola no modificó sus propiedades físicas y químicas; no se presentó incremento en el contenido de metales pesados y sólo las fracciones de fósforo lábil y moderadamente lábil se incrementaron en el horizonte superficial después de un ciclo de cultivo de maíz.

1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la población mundial y en consecuencia la de nuestro país, aunada al problema de la migración hacia los centros urbanos demanda un conjunto cada vez mayor de servicios; dentro de ellos se encuentra el suministro de agua potable. Su importancia radica en que después de ser utilizada por la población para satisfacer sus necesidades, ésta debe regresar al entorno del que fue extraída con la mejor calidad posible. Con esta intención, se han desarrollado plantas de tratamiento de aguas residuales, las cuales tienen como objetivo someter las aguas residuales a un tratamiento con la finalidad de eliminar la mayor cantidad de sustancias contaminantes (químicas, físicas y/o biológicas) presentes en ella.

La creciente instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales ha generado una sobreproducción de lodos residuales, los cuales usualmente son incinerados o se depositan en rellenos sanitarios (McBride *et al.*, 1999) sin obtener algún provecho de ellos. Una alternativa de disposición es su uso en campos de cultivo, ya que representan una fuente importante de materia orgánica y nutrimentos para las plantas (B, Cu, Fe, Mg, S, Zn, N y P) (Oberhaster, 1991), retienen la humedad estimulando así el sistema radicular y la aireación, y mejoran la estructura y capacidad de retención de agua del suelo (Hue *et al.*, 1988), además de proveer sitios de unión específica para los metales, en los cuales es difícil que se intercambien siempre y cuando no se exceda un valor de concentración dada (Gao *et al.*, 2003).

La aplicación de lodos residuales sobre suelos de uso agrícola aun permanece en estudio, ya que la presencia de elementos potencialmente tóxicos puede generar su acumulación en el suelo (McBride *et al.*, 1999); mientras que aquellos elementos con formas químicas altamente móviles en el perfil del suelo pueden lixiviarse hasta alcanzar el agua subterránea (Bhogal *et al.*, 2003). El uso desmedido de esta práctica puede ocasionar problemas de tipo ambiental (WERF, 1999; Grey y Henry, 2002; Korboulewsky *et al.*, 2002; Epstein, 2003; Tian *et al.*, 2006).

Se han llevado a cabo estudios en suelos acondicionados con lodos residuales para estudiar la lixiviación de contaminantes a través del suelo, éstos han sido enfocados principalmente a nitrógeno y metales pesados (McBride *et al.*, 1999; Nikolaidis *et al.*, 1999; Siddique *et al.*, 2000; Siddique *et al.*, 2003; Elliot *et al.*, 2002).

El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto que tiene la aplicación de lodos residuales municipales (LRM) en un suelo de uso agrícola del Ejido de Xonacatlán, Estado de México después de un ciclo de cultivo de maíz (*Zea mays*) variedad Almoloya de Juárez, mediante la determinación de las características físicas y químicas, el contenido de metales pesados y el fraccionamiento de fósforo en el suelo.

La determinación de las propiedades físicas y químicas permitió establecer que éstas no se modifican por la disposición de LRM en suelo de uso agrícola. La cuantificación de metales pesados no indicó que éstos se estén acumulando en el suelo y, finalmente, los resultados del fraccionamiento del fósforo no indican que éste se esté desplazando a través del perfil del suelo.

2. ANTECEDENTES

2.1 Lodos residuales

Uno de los propósitos del tratamiento de aguas residuales es separar de ellas una cantidad suficiente de sólidos tanto orgánicos como inorgánicos, para que estos no interfieran con el uso posterior de este recurso natural (Hua, 2008).

Gómez y Muhlia (1987), establecen que los procesos generales para la remoción de contaminantes en aguas residuales comprenden:

a) Tratamiento preliminar, por medio del cual se separan aceites, grasas y sólidos inorgánicos pesados.

b) Tratamiento primario, sedimentación física de los sólidos suspendidos mediante tanques de sedimentación.

c) Tratamiento secundario, consiste en la estabilización de sólidos orgánicos mediante organismos aerobios.

d) Cloración, consiste en la adición de cloro con el fin de destruir los agentes patógenos y controlar el olor de las aguas residuales.

Los lodos residuales son el producto final del proceso de tratamiento de aguas residuales. Para su estudio, tratamiento y uso se dividen en tres grupos principales dependiendo de su origen: lodos residuales municipales (provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales), lodos residuales industriales (provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales industriales) y lodos residuales mixtos (provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales e industriales) (Hua, 2008).

Los lodos residuales municipales se caracterizan por su alto contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, así como por la presencia de elementos potencialmente tóxicos (metales pesados) (Sodovnikova *et al.*, 1993). El origen de los metales pesados en los sistemas de agua residual municipal se debe a descargas industriales clandestinas así como escurrimientos de agua de lluvia proveniente de los alrededores (Udom *et al.*, 2004). Estos pueden acumularse en los lodos residuales y al ser depositados en el suelo se puede modificar la calidad de éste, se afecta el

crecimiento de los cultivos y la salud del ganado, y eventualmente, la salud humana (Su y Wong, 2003).

Hue y Ranjith (1994), proponen que la disposición de lodos residuales puede darse por cualquiera de los siguientes métodos: enterrado, relleno, incineración, uso como fertilizante y composteo.

Algunas de las ventajas de la aplicación de lodos residuales al suelo agrícola son: proveen al suelo de elementos (compuestos orgánicos) que pueden incrementar la capacidad de retención de agua debido a la formación de un sistema coloidal; disminuyen la densidad aparente del suelo, permitiendo con ello una mejor aireación y favoreciendo la penetrabilidad de raíces; finalmente, debido al alto contenido de materia orgánica estimulan la actividad microbiana (Kvranstrom *et al.*, 2000; Engelhart *et al.*, 2000).

Autores como Su y Wong (2003), Udom *et al.* (2004), Wang *et al.* (2005) y Dai *et al.* (2007), han coincidido en señalar que los metales pesados que restringen el uso de lodos residuales en actividades agrícolas son el zinc y el cobre principalmente. Mientras que Casado-Vela *et al.* (2006), han reportado que el contenido de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en lodos residuales que se encuentra disponible para las plantas puede desplazar a los fertilizantes químicos tradicionales en suelos de uso agrícola.

En México se estima que la producción anual de lodos residuales en 140 ciudades con una población mayor a 50,000 habitantes sería de 640,000 toneladas en base seca (INEGI, 2001).

La NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003) establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes en los lodos y biosólidos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Además, se incluye su clasificación con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger al medio ambiente y la salud humana (Tabla 1).

Tabla 1. Límites máximos permisibles para metales pesados en lodos residuales y biosólidos (Diario Oficial, 2003).

CONTAMINANTE (Determinado en forma total)	EXCELENTES mg/kg en base seca	BUENOS mg/kg en base seca
Cobre	1500	4300
Zinc	2800	7500
Plomo	300	840
Níquel	420	420
Cadmio	39	85

2.2 Metales pesados

El término metal pesado se refiere a un grupo de elementos que presentan una densidad mayor a $6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ y que pertenecen al grupo de los metales de transición (grupos IB, VIIB y VIIIB) (Alloway, 1990). Dentro de este grupo se encuentran elementos que en bajas concentraciones se consideran esenciales para los organismos vivos (Su y Wong, 2003; Wang *et al.*, 2005).

El origen de los metales pesados en el suelo puede ser geológico o antropogénico. El primero se refiere a la presencia de los elementos en los minerales y rocas y a la distribución que éstos tienen en la corteza terrestre. El segundo, se debe a las actividades productivas en el sector agropecuario, industrial y al desarrollo urbano (Su y Wong, 2003; Wang *et al.*, 2005).

Los metales pesados llegan a introducirse en el organismo humano por diferentes vías. Algunas de éstas rutas son: suelo-planta-animal-hombre, roca-productos industriales-agua-hombre o bien, desechos industriales-aire-hombre (Su y Wong, 2003).

2.2.1 Cadmio

El Cd se encuentra en la litósfera en una concentración de 0.1 mg/kg aproximadamente, siendo las rocas sedimentarias las que presentan el mayor contenido (Alloway, 1990).

De acuerdo con Alloway (1990), los suelos derivados de rocas ígneas pueden contener entre 0.1 y 0.3 mg/kg, aquellos derivados de rocas

metamórficas llegan a presentar de 0.1 a 1.0 mg/kg y los derivados de rocas sedimentarias llegan a alcanzar hasta 11 mg/kg.

El contenido de Cd en lodos residuales municipales proviene principalmente de excreciones humanas, productos domésticos que lo contienen, y efluentes industriales. El contenido máximo de Cd en lodos residuales para uso en la agricultura en Europa varía de 5 mg/kg (en Holanda) hasta 20 mg/kg (en Alemania y Francia) en base seca (Wild, 1992).

Uno de los problemas al realizar estudios relacionados con la adsorción de Cd es que los resultados obtenidos en el laboratorio difícilmente se han podido extrapolar a campo. Se ha establecido que este metal presenta mayor movilidad en el suelo, y por lo tanto, mayor disponibilidad para las plantas que el resto de metales pesados, incluidos el Pb y Cu (Wild, 1992).

El equilibrio entre el Cd presente en la solución del suelo y el adsorbido en la fase sólida depende directamente del pH, la naturaleza química del metal, la estabilidad de los complejos de Cd, la fuerza de los ligandos de los grupos funcionales (Wild, 1992).

El Cd forma parte de un conjunto de metales que de acuerdo con Alloway (1990), son considerados los elementos traza que son fácilmente llevados hacia la parte superior de las plantas después de ser absorbidos por las raíces. La presencia de Cd en la cadena alimenticia es considerada como un veneno en la dieta de los organismos, debido a su biodisponibilidad al ser incorporado a la planta y por consiguiente al ser consumida por el ser humano, donde es finalmente acumulado (Wild, 1992).

2.2.2 Zinc

El Zn se encuentra en la litósfera en una concentración de 80 mg/kg; en rocas ácidas presenta contenido promedio de 40 mg/kg, mientras que en rocas basálticas puede alcanzar los 100 mg/kg. El rango promedio en suelos es de 10 – 300 mg/kg, con un contenido promedio de 50 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Los lodos residuales municipales presentan contenidos de Zn mayores que los límites establecidos para el suelo y por lo tanto representan un riesgo permanente para los cultivos (Wild, 1992).

En el suelo, el Zn^{2+} es la principal forma química en la que este metal puede ser absorbido por las raíces de las plantas. Se ha establecido que las formas hidratada y orgánico – quelatada también pueden llegar a ser absorbidas (Alloway, 1990).

Los principales factores que afectan la solubilidad y disponibilidad del Zn en el suelo son: el contenido total de Zn, el pH, el contenido de materia orgánica, la cantidad de sitios de adsorción, la actividad microbiana y el régimen de humedad (Alloway, 1990).

El Zn es un elemento esencial para humanos, animales y plantas. En altas concentraciones es fitotóxico en tejidos de las plantas y potencialmente tóxico en animales y el ser humano. Sin embargo, la deficiencia en los humanos se ha relacionado con la anorexia nerviosa y la bulimia. (Wild, 1992; Porta *et al.*, 1999).

2.2.3 Cobre

El Cu se encuentra en la litósfera en una concentración promedio de 70 mg/kg, el mayor contenido se reporta en rocas máficas, como son los basaltos y los gabros, que contienen entre 60 y 120 mg/kg (Kabata-Pendias y Pendias, 1992). El contenido promedio en el suelo varía de 2 – 100 mg/kg, con un valor promedio de 20 mg/kg (Alloway, 1990).

En los lodos residuales municipales el contenido de Cu alcanza valores mayores al contenido de los suelos y al requerimiento para el crecimiento de las plantas (Wild, 1992).

Estudios específicos han sugerido que la adsorción de Cu en la fase sólida del suelo depende directamente del pH y las moléculas orgánicas que favorecen la formación de complejos de coordinación octaédricos (Wild, 1992).

El Cu es un elemento esencial para las plantas, ya que tiene un papel importante en varios procesos fisiológicos como la fotosíntesis, distribución de carbohidratos, reducción y fijación de nitrógeno, metabolismo de proteínas y de la pared celular. Cuando se encuentra en concentraciones elevadas provoca clorosis, estrés, depresión de crecimiento y alteraciones a nivel genético. (Alloway, 1990).

Es suplemento nutricional para el hombre y los animales. Se ha observado acumulación en tejidos del ser humano cuando se encuentra en concentraciones elevadas (Alloway, 1990; Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

2.2.4 Níquel

El Ni se presenta en la corteza terrestre con una abundancia de 75 mg/kg de roca, principalmente máficas y ultramáficas. Algunas rocas ígneas ricas en ferromagnesianos presentan alto contenido de Ni (piroxeno, olivino, etc); mientras que las rocas alcalinas y las sedimentarias presentan muy bajos niveles de este metal (Alloway, 1990).

El contenido de Ni en lodos residuales municipales es variable y puede presentarse en rangos que pueden ir desde 16 hasta 296 mg/kg en base seca. El mayor aporte se debe al uso de productos domésticos de limpieza, tales como: jabón de pasta (contiene de 100 a 700 mg/kg de Ni), detergentes en polvo (400 a 700 mg/kg) y blanqueador en polvo (800 mg/kg) (Wild, 1992).

El factor principal que determina la distribución del Ni entre la solución del suelo y la fase sólida es el pH. La movilidad de este metal incrementa conforme disminuye el pH (Wild, 1992).

La concentración de Ni en las plantas, refleja el contenido de este metal en el suelo, más aún, muestra una relación directa con la presencia de Ni en la fase soluble y las formas de intercambio del suelo (Alloway, 1990).

2.2.5 Plomo

El Pb es considerado como elemento traza (<0.1% en peso) en rocas y suelo, ya que su contenido promedio es de 16 $\mu\text{g/g}$ (Alloway, 1990). Muestra una tendencia a incrementar su contenido conforme se incrementa el contenido de Si en los minerales, tal es el caso del gabro, que contiene 1.9 $\mu\text{g Pb/g}$; la andesita, con 8.3 $\mu\text{g Pb/g}$ y el granito que contiene hasta 22.7 $\mu\text{g Pb/g}$ (Alloway, 1990).

El contenido promedio de Pb en lodos residuales municipales es de 121 $\mu\text{g/g}$ (Wild, 1992).

El Pb tiende a acumularse en el horizonte superficial del suelo, principalmente en las superficies de adsorción del humus y de los complejos humus – arcillas (Alloway, 1990). Su presencia en el suelo causa inhibición de la actividad microbiana, lo que implica baja productividad (Wild, 1992). Sin embargo, solo una pequeña fracción del Pb presente en el suelo se encuentra en forma disponible para las plantas (Alloway, 1990).

2.2.6 Valores de referencia de metales pesados en el suelo

A partir de que la EPA (Agencia para la Protección del Ambiente de los Estados Unidos) ha considerado a los metales pesados Cd, Cr, Ni, Zn y Pb como potencialmente tóxicos por el daño que causan a la salud, se hace necesario el conocimiento asociado a riesgos ambientales, el cual está relacionado con la presencia de trazas de metales en el suelo. Por lo tanto, es importante contar con un patrón de comparación referente a los valores permisibles de estos elementos en el suelo (Del Aguila, 2002).

En este trabajo se hará referencia a la propuesta de Kabata-Pendias y Pendias (1992), quienes establecieron el valor promedio y el intervalo permisible de metales pesados en el suelo para la comunidad europea (Tabla 2), así como a la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002) que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad, y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Establece la clasificación del suelo de

acuerdo a su contenido de micronutrientes (Tabla 3); mientras que en la Tabla 4 se presenta la clasificación de los elementos tóxicos en el suelo.

Tabla 2. Valor promedio e intervalo de referencia de metales pesados en el suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Metal	Valor promedio	Intervalo
	(mg/kg)	
Zn	50	10 – 300
Ni	40	10 – 1000
Cu	20	2 – 100
Cr	20	5 – 1000
Cd	0.06	0.01 – 7
Pb	10	2 – 200
Co	8	1 – 40
Fe	2000	1000 – 10000
Mn	850	100 – 4000

Tabla 3. Clasificación de los micronutrientes en el suelo (Diario Oficial, 2002).

Clase	Fe	Cu	Zn	Mn
	$(\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1})$			
Deficiente	< 2.5	< 0.2	< 0.5	< 1.0
Marginal	2.5 – 4.5		0.5 – 1.0	
Adecuado	> 4.5	> 0.2	> 1.0	> 1.0

Tabla 4. Clasificación de elementos tóxicos en el suelo (Diario Oficial, 2002).

Clase	Cd	Pb	Ni
	$(\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1})$		
Normal	0.35	35	50
Peligroso	3 – 5	100 – 300	100

2.2.7 Factores que intervienen en la sorción de metales pesados en el suelo

El destino de los metales pesados en el suelo depende de un gran número de procesos edafogénicos y propiedades que se dan en él como: disolución, complejación, migración, precipitación, oclusión, difusión, formación de enlaces con la materia orgánica, adsorción y absorción por la microbiota (Del Aguila, 2002).

Todos estos procesos son controlados por diferentes propiedades de los suelos como son: pH, potencial redox, porcentaje de materia orgánica (MO), capacidad de intercambio catiónico (CIC), contenido de carbonatos, óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso y los minerales de arcilla (Basta *et al.*, 1993; Su y Wong, 2003).

2.2.7.1 pH

El pH es uno de los parámetros más importantes que controlan las formas de los elementos en el suelo, indica el grado de saturación de bases, dependiendo de la arcilla predominante. También indica el grado de disociación de los iones hidrógeno procedente de los lugares de intercambio o la extensión de la formación de dichos iones por hidrólisis del ión Al^{+3} (López y López, 1990).

El pH parece ser el factor más importante que influye en la capacidad del suelo para sorber metales pesados (Harter, 1983; Basta *et al.*, 1993; William *et al.*, 1993). Cuando el pH del suelo es ácido, los metales se encuentran disponibles en la solución del suelo, cuando éstos son absorbidos por las plantas, ocasionan diferentes efectos fitotóxicos que no se observan cuando el pH es neutro ó básico (Valdares *et al.*, 1983).

El incremento en los valores de pH y del contenido de materia orgánica es fundamental para reducir la movilidad y la disponibilidad de los metales pesados en el suelo, dicho comportamiento es atribuido a la formación de complejos órgano-metálicos (Kuo y Baker, 1980; Abdelrahman y Al-Ajmi, 1994). Los metales se liberan a la solución del suelo cuando el pH decrece (Bourg y Loch, 1994). A pH mayor de 6, los iones metálicos pueden ser totalmente adsorbidos o precipitados (Hatton y Pickering, 1980).

La NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), establece la clasificación para el pH del suelo (Tabla 5).

Tabla 5. Clasificación del suelo de acuerdo a su valor de pH (Diario Oficial, 2002).

Clase	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 – 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4 – 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

2.2.7.2 Materia orgánica

La materia orgánica (MO) del suelo está constituida por residuos de plantas y animales en varios estados de descomposición. Un nivel adecuado

de MO beneficia al suelo de varias formas: (1) mejora las condiciones físicas, (2) incrementa la infiltración del agua, (3) reduce las pérdidas de material por erosión y (4) proporciona nutrimentos a las plantas (Potash y Phosphate Institute, 1997).

El contenido de MO en el suelo es importante, ya que en ella se encuentran los ácidos húmicos y fúlvicos. La mayor parte de los metales se encuentran en el suelo en formas insolubles relativamente estables, los cuales forman compuestos complejos con los ácidos húmicos, dichos compuestos se forman por medio de fuerzas electrostáticas o de enlaces covalentes, dando lugar a anillos de quelatación estables. La estabilidad del quelato depende en gran medida del tipo de enlace, el grado de saturación de cationes y el valor de pH (Petruzzelli *et al.*, 1978; Potash y Phosphate Institute, 1997).

Para clasificar a los suelos de acuerdo a su contenido de MO se utiliza la propuesta publicada en la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), y se presenta en la Tabla 6.

Tabla 6. Clasificación del suelo de acuerdo al contenido de materia orgánica (Diario Oficial, 2002).

Clasificación	Materia orgánica (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1 – 6.0	0.6 – 1.5
Medio	6.1 – 10.9	1.6 – 3.5
Alto	11.0 – 16.0	3.6 – 6.0
Muy alto	> 16.1	> 6.0

2.2.7.3 Granulometría

Conocer la proporción relativa de las partículas del suelo (arcilla, limo y arena), permite inferir propiedades y características relacionadas con su uso y comportamiento como son: capacidad de retención de agua disponible para las plantas, capacidad para almacenar nutrimentos, capacidad para admitir aguas residuales (Gavande, 1980; Porta *et al.*, 1999).

Los componentes granulométricos del suelo desde el punto de vista de su dinámica química se puede separar en dos grupos: fracciones no coloidales y fracciones coloidales. El primer grupo comprende las arenas y limos, los

primeros elementos son de tamaño de 2 a 0.05 mm. Se componen de fragmentos de rocas minerales, particularmente de cuarzo, feldespatos y micas (Navarro y Navarro, 2000).

Los limos son partículas microscópicas cuyo tamaño va de 0.05 a 0.002 mm. El cuarzo es el mineral predominante y en menor proporción se encuentran también fragmentos de feldespatos, micas y óxidos e hidróxidos de hierro (Navarro y Navarro, 2000).

La fracción coloidal está integrada por arcillas. Son partículas minerales más finas que los limos y su tamaño es menor a 0.002 mm. Algunas son producto del proceso de edafización de algunas rocas. Este grupo está formado especialmente por feldespatos, micas, anfíboles y piroxenos (Navarro y Navarro, 2000).

2.2.7.4 Capacidad de intercambio catiónico

Los cationes retenidos en el suelo pueden ser reemplazados por otros; es decir, pueden ser intercambiados. El número total de cationes intercambiables que un suelo puede retener y liberar se denomina capacidad de intercambio catiónico (CIC). Los suelos difieren en su capacidad de retener cationes intercambiables, ya que ésta depende de la cantidad y tipo de arcilla, así como del contenido de MO presente en el suelo (Potash y Phosphate Institute, 1997).

La CIC del suelo se clasifica de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), en las siguientes clases (Tabla 7).

Tabla 7. Clasificación de la fertilidad del suelo de acuerdo a la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Diario Oficial, 2002).

Clase	CIC meq/100g
Muy alta	> 40
Alta	25 – 40
Media	15 – 25
Baja	5 – 15
Muy baja	< 5

2.2.7.5 Cationes

La existencia de superficies cargadas negativamente en el suelo exige que haya iones de signo contrario relacionados con tales superficies, para que se cumpla el principio de electroneutralidad del sistema. Los cationes libres, al ser adsorbidos en la superficie, forman complejos de superficie de esfera externa que resultan menos estables que aquellos de esfera interna, ya que no pueden establecer fácilmente enlaces iónicos o covalentes entre el grupo central y el ligando, por lo que son intercambiables (Porta *et al.*, 1999).

a) Potasio

El potasio en los suelos existe por desintegración y descomposición de las rocas que contienen minerales potásicos. Los minerales que se consideran generalmente como fuentes de potasio para el suelo son los feldespatos potásicos, la moscovita y la biotita. El potasio se encuentra en la mayoría de los suelos en cantidades relativamente grandes. Su contenido como óxido potásico (K_2O) varía de 0.5 a 3% y depende principalmente de la textura del suelo (Navarro y Navarro, 2000).

La fracción arcillosa del suelo es la que presenta un alto contenido de potasio, por lo que los suelos arcilloso y limoso-arcilloso son más ricos que los limoso-arenoso y los arenosos. Dicho elemento se pierde del suelo por extracción mediante los cultivos, por lixiviación y erosión (Navarro y Navarro, 2000).

b) Sodio

En el suelo el sodio proviene de los minerales silicatados como hornblenda y moscovita. Los suelos más ricos en sodio son aquellos que han permanecido inundados durante mucho tiempo con agua de mar, suelos abonados regularmente con fertilizantes sódicos y aquellos originados bajo clima árido (Navarro y Navarro, 2000).

El sodio se lixivia fácilmente y es llevado al mar por medio del agua de los ríos. Éste puede desaparecer fácilmente si sobrevienen lluvias abundantes, o si se dispone de una gran cantidad de agua de riego, siempre que el nivel

freático sea bajo. Una parte de sodio queda absorbido en el suelo, pero el poder de retención es bajo y esto hace que sea eliminado por las aguas de lavado en una gran extensión (Navarro y Navarro, 2000).

c) Calcio

El calcio presente en el suelo aparte de ser añadido a través de diversos fertilizantes, o mediante enmiendas, procede de las rocas y de los minerales en los que se encuentra, por lo que su contenido total es variado. Por ejemplo, en los suelos calizos puede alcanzar hasta 25%, mientras que en el resto varía entre 0.1 y 0.2% (Navarro y Navarro, 2000).

Los compuestos más importantes que contienen calcio son: calcita, fosfatos, hidroxiapatita, oxiapatita y carbonato-apatita. Por efecto de la meteorización, estos minerales van liberando calcio, que al ser solubilizado en el suelo, puede seguir varios destinos: se pierde por lixiviación, es absorbido por los organismos del suelo, por el complejo coloidal o bien, es precipitado como compuestos cálcicos secundarios, esto principalmente en suelos áridos (Navarro y Navarro, 2000).

En la mayoría de suelos cálcicos, el calcio se encuentra en el complejo de intercambio y dentro de los horizontes se aprecian depósitos importantes de carbonato de calcio o sulfato de calcio (Navarro y Navarro, 2000).

d) Magnesio

El magnesio es un elemento muy abundante en la corteza terrestre, su contenido es aproximadamente de 2.3%. En los suelos se encuentra formando parte de numerosos minerales, principalmente los silicatos como la biotita, la serpentina y el olivino. Durante la descomposición de los minerales y la degradación de la MO presente en el suelo, el magnesio pasa a sus formas solubles como sales de cloruro y sulfatos. Se pierde por lixiviación, es absorbido por los organismos del suelo, es fijado por coloides, o precipitado como compuestos magnésicos secundarios, esto principalmente en suelos áridos (Navarro y Navarro, 2000).

La fertilidad de los suelos se clasifican de acuerdo al contenido de cationes en las categorías propuestas en la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), que se encuentran en la Tabla 8.

Tabla 8. Clasificación de la fertilidad del suelo de acuerdo al contenido de cationes (Diario Oficial, 2002).

Clase	Ca ⁺²		Mg ⁺²		Na ⁺ y K ⁺	
	meq/100g					
Muy baja	<	2	<	0.5	<	0.2
Baja	2	– 5	0.5	– 1.3	0.2	– 0.3
Media	5	– 10	1.3	– 3.0	0.3	– 0.6
Alta	>	10	>	3.0	>	0.6

2.2.8 Parámetros para determinar la toxicidad del suelo

La evaluación de los elementos traza en la solución del suelo es un buen índice para entender la movilidad de los metales (Cala-Rivero *et al.*, 1992; Kabata-Pendias, 1995). Sin embargo, determinar el contenido total de metales pesados en el suelo no es suficiente para evaluar su potencial tóxico. Chumbley (1971) y Diamant (1979) han establecido dos parámetros, el Zinc equivalente (Zn_{eq}) y la relación zinc-cadmio (Zn/Cd) para evaluar la toxicidad el suelo.

2.2.8.1 Zinc equivalente

El zinc equivalente (Zn_{eq}) se determina con la siguiente fórmula:

$$\text{Zn}_{\text{eq}} = \text{ppm Zn} + 2 \text{ ppm Cu} + 8 \text{ ppm Ni}$$

para valores de pH mayores a 6.5. Cuando el resultado es mayor de 250 ppm, se considera que la muestra es potencialmente tóxica (Andreu y Boluda, 1995).

2.2.8.2 Relación zinc/cadmio

La relación zinc/cadmio (Zn/Cd) se determina directamente con la fórmula:

$$\text{Zn/Cd} = \frac{\text{ppm Zn}}{\text{ppm Cd}}$$

Se fundamenta en el carácter antagónico que el Zn del suelo puede ejercer sobre la asimilación del Cd por la planta. Para que esto se logre, Diamant (1979), menciona que el valor debe ser mayor a 100; mientras que, Andreu y Boluda (1995), establecen que el valor debe ser superior a 1000.

2.2.9 Trabajos realizados sobre metales pesados y sobre suelos enmendados con lodos residuales

Dentro de los trabajos sobre aplicación de lodos residuales en el suelo se encuentra el de Parsa (1970), quien los aplicó como una fuente de zinc en suelos agrícolas deficientes en este elemento y los comparó con suelos fertilizados con $ZnSO_4$, obteniendo mejores resultados en los suelos adicionados con lodos residuales.

Day *et al.* (1983), reportaron que los lodos incrementan el valor nutrimental del suelo, de igual manera que los fertilizantes comerciales, en cuanto al contenido de magnesio, calcio, potasio, fósforo y carbono orgánico.

Ortiz (1994), observó que la aplicación de lodos residuales al suelo incrementó su contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, al mismo tiempo que los cultivos tuvieron un mayor rendimiento.

Estudios realizados por Martín del Campo (1996) y Gómez (1998), sugieren que los lodos residuales obtenidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales del municipio de Toluca pueden ser aptos para su uso en la agricultura, siempre y cuando se controlen las concentraciones de zinc, cadmio, y nitrógeno. En estos estudios se establece que se pueden adicionar 9 ton ha^{-1} anuales durante 50 años sin que se presente acumulación de metales pesados en el suelo.

Thorne *et al.* (1998), emplearon lodos residuales como una fuente para restablecer los nutrientes y población microbiana perdidos por la actividad minera, y así mantener la vegetación nativa del lugar.

Vaca-Paulin *et al.* (1998), han desarrollado una serie de trabajos en conjunto con Operadora de Ecosistemas (empresa que opera las plantas tratadoras de aguas residuales Toluca Norte y Toluca Oriente), encaminados a proponer el uso de lodos residuales en los suelos de uso agrícola de la región con cultivos de maíz, haba y en pastos, obteniendo en todos los casos un incremento en la producción; se ha observado una respuesta favorable a las concentraciones de nitrógeno y fósforo en las plantas de los diferentes cultivos y no se han presentado problemas de toxicidad por metales pesados.

Por su parte Rodríguez (2000), en un estudio para detectar problemas de toxicidad de los suelos de uso agrícola irrigados con agua proveniente de la cuenca media del río Lerma (Michoacán y Guanajuato), reportó que todas sus muestras presentaban problemas de toxicidad con valores para el Zn_{eq} entre 272.7 y 566.7 ppm.

Brofas *et al.* (2000), emplearon lodos residuales para recuperar los suelos en una mina de bauxita calcárea, encontrando que se producía un incremento en la capacidad de retención de agua, en el contenido de materia orgánica, de nitrógeno y fósforo, así como también, un incremento en la densidad y la cobertura vegetal.

Mbila *et al.* (2001), evaluaron el efecto a largo plazo de la aplicación de lodos residuales en un suelo agrícola de la Universidad de Nigeria sobre el contenido de metales pesados (Cu, Ni, Pb y Zn); analizaron 3 perfiles localizados muy próximos el uno del otro, dos de los cuales habían recibido una dosis promedio de $45 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de lodo residual durante 37 años, mientras que el otro no había recibido lodos residuales. Encontraron que los suelos que habían recibido lodos residuales el contenido de Zn y Cu incrementó de manera considerable con respecto al suelo que no había recibido lodos; mientras que el contenido de Pb y Ni no se modificó, lo que concuerda con el contenido de metales encontrado en los lodos residuales que analizaron, ya que éstos provienen de la misma universidad y tienen un origen administrativo. Además, determinaron que el suelo al que se adicionó lodo residual incrementó el contenido de Cu y Zn en todas las profundidades de los perfiles estudiados,

lo que indica que estos metales se han movido debajo de la zona de aplicación de los lodos, finalmente también determinaron el factor de enriquecimiento del suelo para cada metal, determinando para el Cu y Zn un origen antropogénico adicional al geológico; mientras que el Ni y Pb tiene un origen geológico.

Sukreeyapongse *et al.* (2002), analizaron el cambio en la disponibilidad de Cd, Cu y Pb con respecto al pH y encontraron que al disminuir el pH del suelo se incrementaba la cantidad de metales liberados en la secuencia: Cd>Pb>Cu, que además indica el orden de lixiviación en los suelos estudiados.

Keller *et al.* (2002), evaluaron si la aplicación de lodos residuales en el suelo provoca efectos tóxicos sobre los cultivos y además si los metales pesados podrían lixiviarse en el corto plazo. Para ello utilizaron columnas de suelo y agregaron lodos en dosis de 3 y 12 ton ha⁻¹ año⁻¹. Encontraron que el contenido de Ni y Cu en los lixiviados incrementó con la aplicación de lodos residuales y no disminuyó el contenido aún dentro de los siguientes 20 meses. El contenido de metales pesados en el cultivo no alcanzó los niveles tóxicos. El Cd fue el metal que mayor movilidad presentó, ya que se lixivió 1.5% del total que se aportó en la mayor dosis.

En un estudio realizado en España por Martínez *et al.* (2003), se adicionaron lodos residuales durante 3 años en dosis de 40, 80 y 120 ton ha⁻¹ año⁻¹ sobre el suelo de un ecosistema semiárido degradado. Determinaron que el contenido de N, P y K incrementó inicialmente, mostrando una disminución con el paso del tiempo. El contenido de Cd, Pb, Ni y Cr no incrementó por efecto de la adición de lodos residuales en el tiempo en que duró el estudio. La abundancia relativa de especies nativas aumentó con la adición de lodos residuales.

Burt *et al.* (2003), en Estados Unidos, analizaron 486 pedones para determinar algunas propiedades del suelo, así como el contenido de elementos traza, dividieron las muestras en suelos nativos y suelos con aportaciones antropogénicas (entre ellas, lodos residuales). En sus resultados encontraron que la abundancia relativa de elementos traza para todos los suelos fue en el

orden: Mn > (Zn, Cr, Ni, Cu) > (Pb, Co) > (Cd, Hg); en los Andisol se presentaron las mayores concentraciones, mientras que al analizarlos por horizontes, la mayor concentración se encontró en los horizontes superficiales (A) y/o en los subsuperficiales (B); Las medias aritméticas en los horizontes superficiales de las muestras antropogénicas fueron significativamente mayores que las medias aritméticas de las muestras nativas; el contenido de elementos traza mostró correlación significativa con el contenido de Fe y Al, CIC, C orgánico, pH, y el contenido de arcilla en todos los horizontes de los suelos nativos; el Fe total mostró la mayor relación explicando 55 y 30 % de la variación del contenido de elementos traza en todos los horizontes de suelos nativos y antropogénicos respectivamente.

Antonio-Mondragón (2005), realizó un análisis de suelo de uso agrícola irrigado para determinar si existía riesgo de toxicidad por acumulación de metales pesados, los valores que reportó para el Zn_{eq} fueron de 262 a 366 ppm, y estableció que el valor de este parámetro disminuyó conforme se avanzó a lo largo de la cuenca del Río Lerma.

2.3 Fósforo

El fósforo es un nutrimento esencial para el crecimiento de la planta, las bajas concentraciones (100 – 300 mg/kg) y solubilidad ($<0.001 \text{ mg PL}^{-1}$) en el suelo limita su desarrollo. En los ecosistemas naturales, el fósforo disponible está regulado por procesos de sorción, desorción y precipitación, éste es liberado durante la disgregación de las rocas y minerales de baja solubilidad, por lo que, la disponibilidad de este elemento generalmente es inadecuado para los cultivos (Pierzynski, 2005).

Para satisfacer la demanda de las plantas, el fósforo debe ser adicionado al suelo mediante fertilizantes inorgánicos o a través de estiércol de animales (Blackmer, 2000). Los niveles de estas adiciones varían de acuerdo al suelo y al tipo de cultivo (Pierzynski, 2005).

La concentración de fósforo total en suelos se encuentra generalmente en el intervalo de 200 a 5000 mg/kg, con un valor promedio de 600 mg/kg. Y

éste puede presentarse en el suelo en forma orgánica o inorgánica. La fracción de fósforo orgánico puede originarse de residuos de plantas y de tejidos de fauna del suelo que son resistentes a las reacciones de hidrólisis (Blackmer, 2000).

A través de técnicas de cromatografía y resonancia magnética nuclear se han identificado algunos grupos funcionales orgánicos en los que se encuentra presente el fósforo tales como inositol fosfato, fosfolípidos, ácidos nucleicos y sus derivados. Aun queda una gran proporción de formas de fósforo orgánico sin caracterizar (Blackmer, 2000).

La caracterización del fósforo orgánico es muy importante, ya que puede ayudar a comprender el proceso mineralización-inmovilización de fósforo bajo ambientes particulares y en diferentes sistemas de cultivo (Kuo, 1996).

Las formas inorgánicas del fósforo están asociadas a sesquióxidos amorfos y cristalinos y a compuestos calcáreos principalmente (Blackmer, 2000).

Cuando la concentración de fósforo disponible presente en la solución del suelo o su intensidad disminuyen debido a su asimilación por las plantas, es compensado por fósforo lábil, el cual a su vez será complementado por fósforo no lábil a una velocidad mucho menor (Kuo, 1996).

2.3.1 Trabajos realizados sobre fraccionamiento de fósforo

Novak *et al.* (2000), evaluaron el efecto a corto y largo plazo (4 y 10 años respectivamente) de la aplicación intensiva de estiércol de cerdo sobre la acumulación y movimiento de fósforo en el suelo. Al evaluar el fósforo en el horizonte superficial (0-15 cm) por el método de Mehlich-3 encontraron una media de 376 mg P kg⁻¹ suelo, que es un valor considerablemente alto con respecto al requerimiento para la producción agrícola (100 mg P kg⁻¹ suelo). En horizontes subsuperficiales (30-45 cm) también se encontraron valores altos (168 mg P kg⁻¹ suelo), lo que sugiere que 4 años de aplicación son suficientes

para causar acumulación de fósforo en el suelo superficial y una ligera lixiviación.

Eghball *et al.* (1996), compararon el efecto de la aplicación de estiércol de ganado vacuno y fertilizante químico. Encontraron mayor cantidad de fósforo a los 180 cm en los suelos donde se aplicó el estiércol. Cantidades mínimas de fósforo proveniente de fertilizante químico se habían movido hasta los 110 cm. En similares dosis de aplicación de ambas enmiendas, el fósforo proveniente del estiércol se encontró a mayor profundidad.

En un estudio realizado por Elliot *et al.* (2002), se determinó que la lixiviación del fósforo en el suelo fue lenta en los suelos que fueron enmendados con lodos residuales que presentaban alto contenido de Al y Fe, lo que sugiere que estos elementos favorecieron la adsorción de fósforo.

Siddique *et al.* (2000), compararon la aplicación de lodos residuales con alto contenido de Al y Fe y el fertilizante químico a un suelo que presentaba una cobertura de mantillo. Encontraron que la cantidad de fósforo lixiviado proveniente del fertilizante químico fue significativamente mayor que el proveniente de los lodos residuales, esto debido a la baja solubilidad del fósforo en los lodos residuales derivada del alto contenido de Fe y Al.

Para entender el comportamiento del fósforo dentro del perfil del suelo es necesario conocer la forma química en la que se presenta este elemento, con esta idea, se han desarrollado varias técnicas de fraccionamiento a fin de determinar las diferentes formas de fósforo en el suelo. El método desarrollado por Chang y Jackson (1957), con modificaciones como las de Petersen y Corey (1966) o las de Williams *et al.* (1967), han sido ampliamente usadas. Sin embargo, estos procedimientos solo hacen referencia al fósforo inorgánico ignorando el orgánico, a pesar de la importancia biológica que estas formas tienen en la nutrición vegetal.

Hedley *et al.* (1982), realizaron un estudio en Canadá, en el cual estudiaron las transformaciones del fósforo en el suelo mediante incubaciones

de laboratorio simulando periodos de barbecho con y sin incorporación de residuos o aplicación de fertilizante químico. Para realizar el fraccionamiento secuencial del fósforo (orgánico e inorgánico) del suelo eligieron diferentes extractantes. Primero usaron NaHCO_3 para extraer el fósforo que se encuentran adsorbido en la superficie del suelo. Posteriormente utilizaron NaOH para extraer el fósforo ligado a compuestos de hierro y aluminio retenido en la superficie del suelo. La siguiente extracción se realizó con NaOH y baño de ultrasonido para obteniendo el fósforo retenido en los agregados del suelo. Mediante extracción con HCl se obtuvo fósforo de inerales de apatita. Finalmente, el fósforo orgánico más estables y el fósforo inorgánico insoluble se extrajo utilizando H_2SO_4 concentrado y H_2O_2 30%. En sus resultados encontraron que el suelo con pastura permanente presentaba mayor contenido de fósforo en todas las fracciones obtenidas que el suelo que era sometido a rotación de cultivo. Además de resaltar el beneficio de contar con un procedimiento que permita conocer las diferentes formas químicas del fósforo y diferenciar entre fósforo orgánico e inorgánico, método que hasta la fecha es muy utilizado de la manera antes descrita, o bien, con ciertas modificaciones.

Satell y Morris (1992), hicieron un estudio en Alfisols de Sri Lanka, para determinar la relación que existe entre las distintas fracciones de fósforo en el suelo y el asimilado por las plantas. Utilizaron el método descrito por Hedley *et al.* (1982), con una modificación en la etapa final. La muestra restante después de la extracción con HCl diluido, fue tratada con HCl concentrado. Posteriormente se realizó la digestión con HCl y H_2O_2 30% para remover el fósforo orgánico residual. En sus resultados obtuvieron que en promedio, 45% del fósforo total del suelo se encontró en la fracción lábil, y 72% de éste se encontró en forma orgánica. El fósforo tomado por la planta se correlacionó significativamente con las fracciones de fósforo inorgánico lábil y fósforo orgánico moderadamente lábil. El fósforo obtenido mediante la doble extracción ácida se correlacionó mejor y con mayor significancia con el fósforo contenido en la planta que con las fracciones de fósforo inorgánico lábil. Llegando a la conclusión de que la fracción de fósforo orgánico moderadamente lábil contribuye significativamente en la asimilación de las plantas en Alfisols tropicales.

Taranto *et al.* (2000), realizaron un estudio para evaluar la estabilidad y transformaciones de diferentes fuentes de fósforo (roca fosfatada, fitato de hierro (Fe-myoinositol hexafosfato) y ácido ribonucleico), adicionadas al suelo bajo cultivo de *Banksia integrifolia* y bajo pastura permanente. Hicieron una modificación del método de Hedley *et al.* (1982) que consistió en incorporar en un mismo paso la oxidación ácida y la digestión final, (ya que generalmente se hacen por separado), debido al bajo contenido de fósforo en los suelos de estudio. En sus resultados encontraron que los suelos analizados provenientes de zonas de pastura permanente contenían más fósforo que el suelo bajo cultivo de *Banksia integrifolia*. Sin embargo, la distribución del fósforo en las diferentes fracciones analizadas fue similar en ambos suelos. La mayoría del fósforo contenido en el ácido ribonucleico adicionado al suelo bajo cultivo de *Banksia integrifolia* fue rápidamente mineralizado y presentó lixiviación en forma de $(\text{PO}_4)^{3-}$ dentro de los 2 primeros meses del estudio. La adición de fitato y de roca produjeron poca cantidad de $(\text{PO}_4)^{3-}$. En el suelo bajo pastura permanente el ácido ribonucleico fue mineralizado en menor grado, sin embargo, el crecimiento radicular (y presumiblemente la absorción de fósforo) fue rápido y por consecuencia, la pérdida por lixiviación fue mínima.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Evaluar el efecto de la adición de lodos residuales en la lixiviación y dinámica del fósforo y en la toxicidad del suelo por acumulación de metales pesados en suelo agrícola.

3.2 Objetivos específicos

Cuantificar el contenido de Cd, Ni, Cu, Pb y Zn en suelo agrícola para conocer el efecto de la adición de lodos residuales.

Determinar el Zn_{eq} y la relación Zn/Cd para evaluar el riesgo de toxicidad por metales pesados en un suelo agrícola debido a la adición de lodos residuales.

Llevar a cabo el fraccionamiento de fósforo para conocer su distribución a diferentes profundidades de un suelo agrícola acondicionado con lodos residuales y establecer su posible lixiviación.

4. MATERIALES Y MÉTODO

4.1 Zona de estudio

4.1.1 Descripción geográfica

El municipio de Xonacatlán se encuentra ubicado en la región noreste del Estado de México. La parcela de estudio se localiza geográficamente entre las coordenadas: $19^{\circ}23'25'' - 19^{\circ}23'33''\text{N}$ y $99^{\circ}32'48'' - 99^{\circ}33'08''\text{O}$ (Figura 1). Presenta una altitud promedio de 2500m. Limita al norte con el municipio de Otzolotepec, al sur con el municipio de Lerma, al este con los municipios de Jilotzingo y Naucalpán de Juárez y al oeste con el municipio de Otzolotepec (INEGI, 2001).

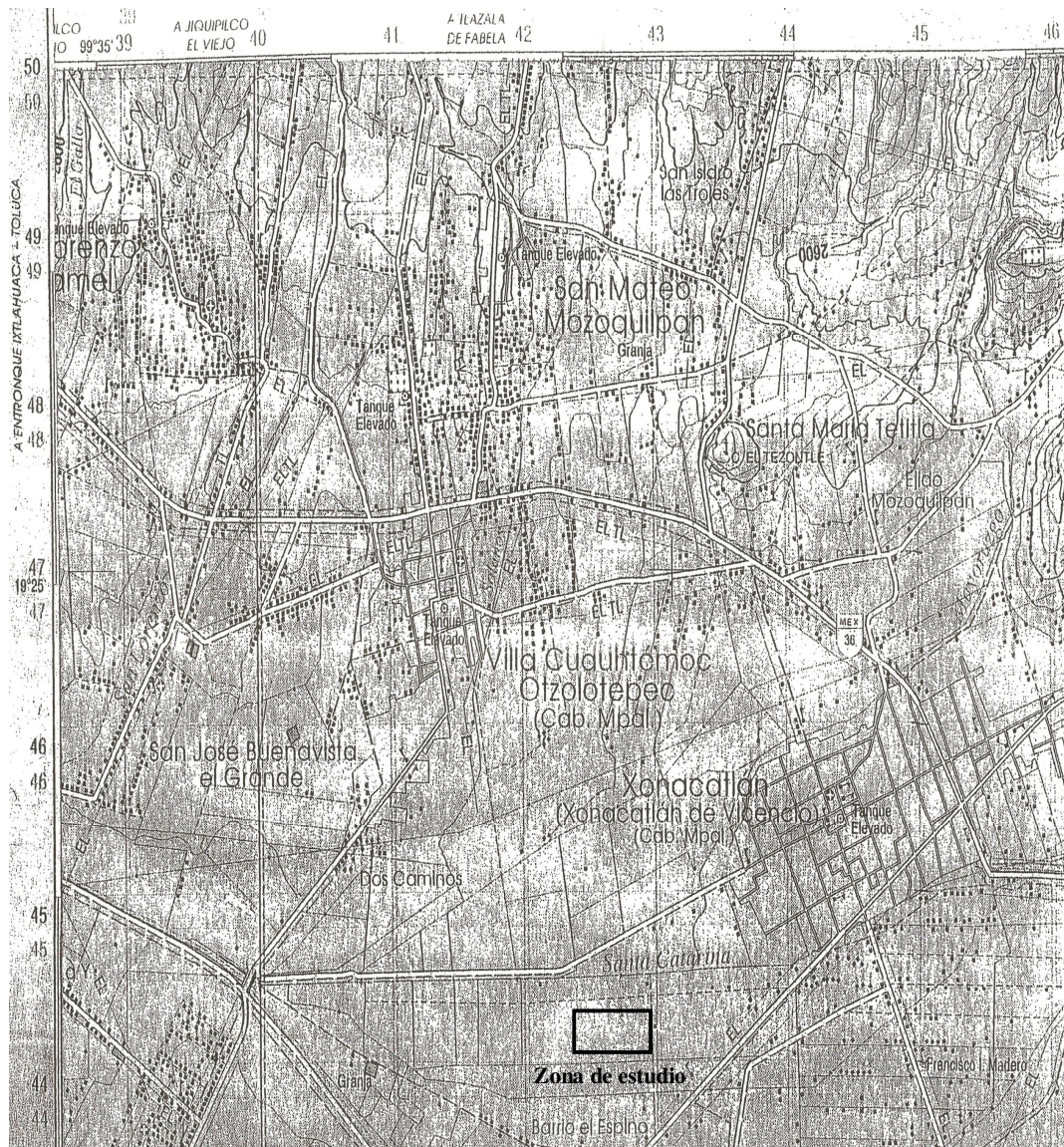


Figura 1. Localización de la zona de estudio

4.1.2 Clima

El municipio de Xonacatlán presenta una precipitación total anual de 785.5 mm, la máxima cantidad de lluvia se presenta en julio y agosto (157.2 y 148.4 mm, respectivamente), mientras que el mes con la mínima cantidad de lluvia corresponde a febrero (10 mm). La temperatura media anual es de 12.6°C, siendo el mes de mayo el más cálido con 14.7°C, y enero el más frío con 9.9°C. El clima que se presenta en el municipio de Xonacatlán es templado subhúmedo con lluvias en verano, C(w₂)(w) (INEGI, 2001).

4.1.3 Geología

De acuerdo a la carta geológica del Estado de México (INEGI, 2001), el municipio de Xonacatlán se encuentra localizado sobre depósitos del cuaternario que incluyen aluviones y sedimentos lacustres recientes, resultado del bloqueo de drenaje por actividad volcánica plio-cuaternaria. La unidad lacustre que predomina en la zona de estudio es la de edad reciente Q(al), está constituida generalmente por arcillas y limos, con algunas intercalaciones de arenas, gravas y escasos horizontes de tobas híbridas. Las arcillas son del tipo montmorillonita. Los constituyentes líticos de la unidad corresponden a rocas ígneas extrusivas y se disponen en capas delgadas y laminares, algunas con estratificación cruzada.

4.1.4 Edafología

El suelo que predomina en la zona de estudio es Feozem háplico (INEGI, 2001). Los Feozem son suelos oscuros en la parte superior y bien estructurados (Porta *et al.*, 1999). Se caracterizan por presentar un horizonte A mólico (formado bajo una cobertura de vegetación herbácea de gramíneas), con textura suave, rico en materia orgánica (más de 1%) y saturación de bases mayor de 50% (INEGI, 2001). El contenido de nutrientes (calcio, magnesio y potasio) es elevado, no presentan reacción al fluoruro de sodio y al ácido clorhídrico diluido, y se puede presentar un horizonte C o B cámbico (Porta *et al.*, 1999). Dentro de ellos, el subtipo háplico es el más fértil para fines agrícolas (INEGI, 2001).

4.1.5 Uso del suelo

El municipio de Xonacatlán pertenece al Distrito de Desarrollo Rural I, "Toluca", del Estado de México, aquí se presentan dos tipos de agricultura: temporal y riego. Los cultivos anuales más importantes son maíz, haba verde, papa, chícharo verde, avena forrajera, avena grano, col, además de frutales (INEGI, 2001).

La superficie irrigada en este Distrito representa 13% de la superficie sembrada. La disponibilidad de agua es de pozos y de las presas: José Antonio Alzate e Ignacio Ramírez y los bordos Santa Eduvigis, Limbert y San Nicolás, de la cuenca río Lerma-Toluca perteneciente a la Región Hidrológica Núm. 12 Lerma-Santiago. Se cuenta además con diferentes corrientes superficiales de los ríos Lerma, La Gavia, Almoloya y Tejalpa (INEGI, 2001).

4.2 Diseño experimental

Para llevar a cabo el presente trabajo de investigación se aplicó un diseño de cuadrados latinos, el cual consistió en la aplicación de tres tratamientos con tres repeticiones de cada uno: Tratamiento testigo (T₀) aplicación tradicional de fertilizante químico en una fórmula: 150-75-30 NPK; Tratamiento 1 (T₁), aplicación de lodo residual municipal en una concentración de 18 ton ha⁻¹; Tratamiento 2 (T₂), aplicación de lodo residual municipal en una concentración de 36 ton ha⁻¹, ambos tratamientos sin aplicación de fertilizante químico. Se realizó una réplica del cuadrado latino en campo, con la finalidad de lograr mayor representatividad de la zona de estudio (Figura 2). El tamaño de cada parcela fue de 8mX8m, dejando una calle de 70 cm entre cada una.

T ₀	T ₂	T ₁	T ₂	T ₁	T ₀
T ₁	T ₀	T ₂	T ₀	T ₂	T ₁
T ₂	T ₁	T ₀	T ₁	T ₀	T ₂

Figura 2. Diseño experimental. T₀= Testigo (aplicación de fertilizante químico); T₁= adición de 18 ton ha⁻¹ de lodo residual; T₂= adición de 36 ton ha⁻¹ de lodo residual.

4.3 Muestreo

4.3.1 Lodos Residuales

Se realizó un muestreo de lodos residuales municipales provenientes del filtro prensa de la Planta Tratadora de Aguas Residuales Municipales Toluca Oriente perteneciente a la Operadora de Ecosistemas SA de CV., para conocer sus características físicas y químicas así como el contenido de metales pesados antes de ser adicionados al suelo.

El muestreo utilizado fue aleatorio, que consistió en la obtención de una muestra compuesta de lodo a partir de tres submuestras, esta muestra se colocó en bolsa de polietileno debidamente identificada y se llevó al laboratorio para su análisis NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003).

4.3.2 Muestreo preliminar de suelo

Antes de agregar el lodo a las parcelas experimentales se realizaron tres perforaciones en el suelo utilizando una barrena de cilindro cerrado, mediante un muestreo preferencial. Se tomaron 5 muestras simples a diferentes profundidades (0-20, 21-40, 41-60, 61-80 y 81-100 cm) para determinar las características físicas y químicas, el contenido de metales pesados totales y disponibles y realizar el fraccionamiento del fósforo. Las perforaciones se realizaron en las parcelas 4, 11 y 17 (Figura 3). Las muestras se colocaron en bolsas de polietileno debidamente identificadas y se llevaron al laboratorio para su análisis correspondiente NOM-021-SEMARNAT-2000 (Diario Oficial, 2002).

P18 T ₀	P13 T ₂	P12 T ₁	P7 T ₂	P6 T ₁	P1 T ₀
P17 T ₁	P14 T ₀	P11 T ₂	P8 T ₀	P5 T ₂	P2 T ₁
P16 T ₂	P15 T ₁	P10 T ₀	P9 T ₁	P4 T ₀	P3 T ₂

Figura 3. Localización de los sitios de muestreo. P= Número de parcela; T= Tratamiento

4.3.3. Muestreo post-cosecha de suelo

Una vez que se agregó el lodo en cada parcela en las dosis mencionadas, se sembró maíz (*Zea mays*) variedad Almoloya de Juárez. Se trabajó el suelo de acuerdo con las prácticas agrícolas tradicionales y una vez

que la planta de maíz terminó su ciclo de crecimiento (seis meses), se llevó a cabo un segundo muestreo, el cual se realizó en las mismas parcelas que el muestreo preliminar, bajo condiciones técnicas similares y se tomaron muestras a las mismas profundidades. De tal forma que, las muestras provenientes de la parcela 4 corresponden al tratamiento testigo (T0), las de la parcela 11 recibieron el tratamiento de 18 ton ha⁻¹ de lodos residuales (T2), y a las de la parcela 17 se les aplicó la dosis de 36 ton ha⁻¹ de lodos residuales.

Nuevamente, las muestras fueron colocadas en bolsas de polietileno con su identificación y transportadas al laboratorio para realizar su análisis NOM-021-SEMARNAT-2000 (Diario Oficial, 2002).

4.4 Trabajo de laboratorio

El procesamiento de las muestras para los análisis de laboratorio, así como el trabajo experimental se llevó a cabo en el laboratorio de Edafología y Ambiente de la Facultad de Ciencias de la UAEMex.

4.4.1 Secado, molido y tamizado

Las muestras de suelo se secaron a la sombra a temperatura ambiente. Se molieron y tamizaron a través de una malla de 2.0 mm y una de 0.149 mm, la primera para realizar las determinaciones físicas y químicas y el fraccionamiento de fósforo y la segunda para la cuantificación de metales NOM-021-SEMARNAT-2000 (Diario Oficial, 2002).

Una vez tamizadas las muestras de suelo, se homogenizaron y almacenaron en bolsas de polietileno debidamente identificadas hasta que fueron utilizadas para los análisis correspondientes (NOM-021-SEMARNAT-2000 (Diario Oficial, 2002); Hodsong, 1987; Webster y Oliver, 1991).

4.4.2 Determinaciones físicas y químicas

El trabajo de laboratorio así como la interpretación de los resultados se hizo de acuerdo con los métodos propuestos en la NOM-021-RECENAT-2000 (Diario Oficial, 2002); excepto en aquellas determinaciones donde se indique otra fuente.

a) pH

Para determinar el pH (real y potencial) de las muestras de suelo se siguieron los métodos AS-02 y AS-24, que consistió en determinarlos utilizando un potenciómetro Corning modelo 340 en una solución 1:2.5 suelo:agua y 1:2 suelo: KCl 1M respectivamente.

b) Materia orgánica

Para determinar el contenido de MO de las muestras se aplicó el método AS-07, que corresponde al método de Walkey y Black (1947).

c) Granulometría y clase textural

Para determinar la granulometría se trabajó con el método AS-09, que corresponde al método descrito por Bouyoucos (1962), mientras que la clase textural se determinó mediante el triángulo de texturas propuesto por la USDA (Porta *et al.*, 1999).

d) Cationes solubles

La determinación de cationes solubles se realizó siguiendo el método AS-19, que corresponde a la extracción con acetato de amonio. El Na^+ y el K^+ se cuantificaron por medio de flamometría (Corning mod. 410), mientras que el Ca^{+2} y el Mg^{+2} por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer mod. 3110).

e) Capacidad de intercambio catiónico

Para determinar la CIC total se utilizó el método AS-13, que es el método propuesto por Jackson (1982).

f) Cuantificación de metales totales y disponibles

La extracción de metales pesados totales (Cu, Ni, Pb, Cd y Zn) se realizó a partir de una muestra de 0.5 g de suelo mediante una digestión en horno de microondas Mars5 (180°C y 132 psi) con ácido nítrico concentrado, al término de la cual se filtró la muestra, y se llevó a un volumen final de 50 mL con agua destilada.

Los metales disponibles se extrajeron de acuerdo al método AS-14, que consistió en la extracción con DTPA.

La cuantificación tanto de metales totales como de disponibles se llevó a cabo mediante espectrometría de absorción atómica (Perkin Elmer modelo 3110).

g) Fraccionamiento de fósforo

Para realizar el fraccionamiento de fósforo se utilizó el método descrito por Hedley *et al.* (1982), modificado por Taranto (2000).

A una muestra de 0.5g de suelo se le agregó 30 ml de NaHCO_3 0.5M pH8.5 y se agitó durante 16 horas a 180 osc/min; posteriormente se centrifugó a 3000 rpm durante 10 min; se filtró con papel de filtrado lento (No. 5 o 42).

Al suelo restante se le adicionó 30 ml de NaOH 0.1M, se agitó durante 16 horas; posteriormente se centrifugó y se filtró; el filtrado se centrifugó nuevamente a 10500 rpm durante 10 min y se decantó.

Una vez obtenida la segunda fracción, el suelo fue colocado en baño de ultrasonido por 1min a 75W en 20 ml de NaOH 0.1M, se llevó a un volumen de 30 ml con solución alcalina y se agitó durante 16 horas, posteriormente se centrifugó y se filtró.

El suelo restante se trató con 30 ml de HCl 1M, se agitó durante 16 horas, se centrifugó y se filtró.

Finalmente, el suelo restante fue digerido con una mezcla de 10 ml de $\text{HCl}_{\text{conc.}}$ y 5 ml de H_2O_2 al 30% a 70°C durante 4 hrs y posteriormente se filtró.

El fósforo se cuantificó para cada fracción (filtrado) mediante colorimetría manual utilizando el método azul de molibdeno (Murphy y Riley, 1962). En las cuatro primeras fracciones se tomó una alícuota de 5 ml y para la última se

utilizó 1ml. En la cuarta y quinta fracción se realizó la neutralización del filtrado con NaOH 10M utilizando *p*-nitrofenol como indicador.

En la Figura 4 se presenta el diagrama de flujo del método utilizado para llevar a cabo el fraccionamiento del fósforo del suelo, así como las diferentes fracciones.

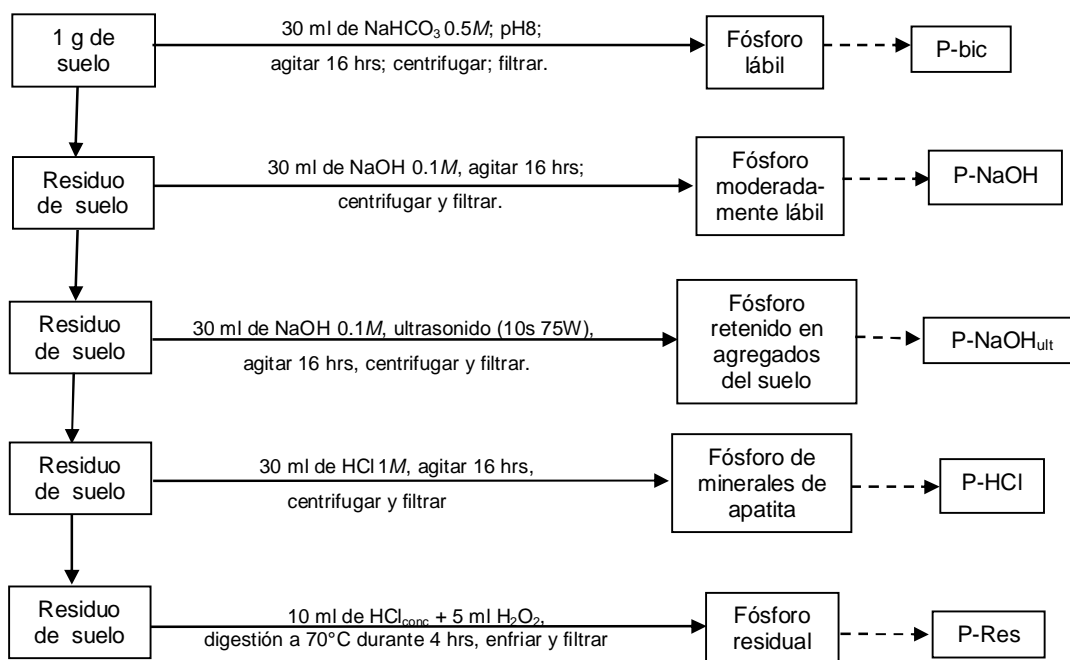


Figura 4. Diagrama de flujo del método de fraccionamiento de fósforo (Hedley *et al.* (1982) modificado por Taranto (2000)).

4.5 Análisis estadístico

A los resultados obtenidos de las muestras preliminares (determinaciones físicas y químicas, contenido de metales y fraccionamiento de fósforo) se les aplicó estadística descriptiva que consistió en calcular el promedio y la desviación estándar para determinar las condiciones del suelo antes de la aplicación de lodos residuales.

Con los resultados obtenidos de las muestras post-cosecha (se tomaron después de aplicar los lodos residuales y una vez que se cumplió el ciclo de crecimiento del cultivo), se calculó el promedio y la desviación estándar para determinar cuáles son los valores después de la adición de lodos residuales.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Lodos Residuales

5.1.1 Propiedades físicas y químicas

Al realizar el análisis de las propiedades físicas y químicas de la muestra de lodo residual proveniente de la Planta Tratadora de Aguas Residuales Municipales Toluca Oriente perteneciente a la Operadora de Ecosistemas SA de CV, se obtuvieron los resultados que se presentan en la Tabla 9.

En todos los resultados se reporta el promedio de dos repeticiones de laboratorio \pm desviación estándar.

Tabla 9. Propiedades físicas y químicas de lodos residuales.

Propiedad	Valor promedio	Clasificación (Diario Oficial, 2003)
pH _{agua}	6.50 \pm 0.04	Moderadamente ácido
pH _{KCl}	6.40 \pm 0.02	Moderadamente ácido
Ca ²⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	20.41 \pm 0.19	Fertilidad alta
Mg ²⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	6.40 \pm 0.41	Fertilidad alta
Na ⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	3.92 \pm 0.02	Fertilidad alta
K ⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	3.31 \pm 0.01	Fertilidad alta
CIC (Cmol(+) Kg ⁻¹)	36.05 \pm 0.65	Fertilidad alta
P (Olsen) (mg/kg)	437.43 \pm 18.37	Contenido alto

Las propiedades físicas y químicas de los lodos residuales no son consideradas por la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003) como parámetros determinantes para posibilitar su aprovechamiento y disposición final; por lo tanto, se hizo la interpretación de dichas propiedades tomando en cuenta las especificaciones para el suelo establecidas en la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002); en este sentido, los lodos residuales presentaron un pH (real y potencial) que correspondió a moderadamente ácido; se ubicaron dentro de la clase de alta fertilidad con respecto al contenido de cationes y a la CIC, y el contenido de fósforo disponible fue alto.

5.1.2 Contenido de metales totales y disponibles

La NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003) establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes en los lodos y biosólidos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado

urbano o municipal, de las plantas potabilizadoras y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger el ambiente y la salud humana. Los lodos residuales y los biosólidos se clasifican en dos tipos: excelentes y buenos en función de su contenido de metales pesados.

El contenido total de los metales analizados para esta muestra de lodos residuales se encuentra en la Tabla 10. Todos los metales tuvieron valores por debajo de los máximos permisibles establecidos en la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003), lo que a su vez permitió clasificarlos como excelentes, esto significa que pueden tener varios destinos finales, pueden ser dispuestos para uso urbano, forestal, en el mejoramiento y recuperación de suelos o bien, en la agricultura.

Tabla 10. Contenido de metales pesados y clasificación de lodos residuales Diario Oficial (2003).

Metal	Contenido promedio (mg/kg)	Limite máximo permisible (mg/kg)	Clasificación
Cu	278.86 ± 3.52	1500	Excelente
Zn	605.11 ± 5.94	2800	Excelente
Pb	84.83 ± 8.25	300	Excelente
Ni	8.45 ± 3.74	420	Excelente
Cd	N. D.	39	Excelente

N. D. No detectado

Es importante resaltar que en la cuantificación realizada en la presente investigación no se detectó la presencia de cadmio, lo que indica que estos lodos no representan una fuente de enriquecimiento de este metal para el suelo, por lo tanto no son un riesgo para la salud humana, ya que este metal está considerado como un veneno en la dieta de los organismos, debido a su biodisponibilidad al ser incorporado a la planta y por consiguiente al ser consumida por el ser humano, donde puede ser finalmente acumulado (Smith, 1996; Porta *et al.*, 1999).

De acuerdo con Alloway (1990), el contenido de Cd en lodos residuales no es constante, debido a la variabilidad en la composición de las descargas que son vertidas hacia los sistemas de drenaje municipal; adicionalmente, en

los últimos años, el contenido de Cd en lodos municipales de algunas ciudades ha disminuido, como resultado de los programas de control de emisiones contaminantes.

A pesar de que en la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003) no se establece la determinación de los metales disponibles como un requisito para establecer cómo deben ser dispuestos los lodos residuales y biosólidos, en este trabajo se determinaron para conocer la cantidad potencialmente disponible para los cultivos, así como para establecer el porcentaje de disponibilidad de cada metal ($(\text{metal disponible} / \text{metal total}) * 100$). Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11. Contenido de metales disponibles y porcentaje de disponibilidad en lodos residuales

Metal	Valor promedio (mg/kg)	Disponibilidad (%)
Cu	2.43 ± 0.03	0.87
Zn	138.87 ± 1.27	22.95
Pb	8.77 ± 1.55	10.34
Ni	3.55 ± 0.01	42.01
Cd	N.D.	----

N.D. No detectado

Como se puede observar en la tabla anterior, el Ni es el metal que presenta mayor disponibilidad (42.01%), por lo tanto, se debe monitorear en el suelo que está recibiendo estos lodos residuales, ya que puede ser adsorbido por éste mediante la formación de complejos orgánicos y por tanto, acumularse en el suelo, y si se sobrepasa el límite máximo permisible puede generar toxicidad para los microorganismos, las plantas y el ser humano (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Por otro lado, en la Tabla 12 se presentan resultados de la caracterización de LRM provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales Toluca Oriente, utilizados en diferentes investigaciones. De acuerdo con la NOM-004-RECENAT-2002 (Diario Oficial, 2003) se puede establecer que después de un poco más de 10 años, (fecha en la que se comenzó a trabajar en el laboratorio de Edafología y Ambiente de la UAEMéx.

con LRM provenientes de dicha Planta), el pH de los LRM ha permanecido constante dentro de la clasificación de moderadamente ácido; el contenido de cationes se ha mantenido constante dentro de un rango que los clasifica como LRM con alta fertilidad; finalmente, la CIC a pesar de que ha variado en su valor, se mantiene dentro de la clase de fertilidad alta.

Tabla 12. Resultados de trabajos realizados con lodos residuales provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales Toluca Oriente.

Propiedad	Martín del Campo (1996)	Gómez (1998)	Chávez (2002)	Clasificación (Diario Oficial, 2003)
pH _{agua}	6.27	6.65	N. d.	Moderadamente ácido
pH _{KCl}	6.04	6.45	N. d.	Moderadamente ácido
Ca ²⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	18.40	N. d.	N. d.	Fertilidad alta
Mg ²⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	12.90	N. d.	N. d.	Fertilidad alta
Na ⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	3.35	N. d.	N. d.	Fertilidad alta
K ⁺ (Cmol(+) Kg ⁻¹)	3.87	N. d.	N. d.	Fertilidad alta
CIC (Cmol(+) Kg ⁻¹)	54.50	80.20	67.00	Fertilidad alta
P (Olsen) (mg/kg)	N. d.	N. d.	N. d.	—————
Cu (mg/kg)	319.22	247.32	221.60	Excelente
Zn (mg/kg)	1202.74	1656.63	597.36	Excelente
Pb (mg/kg)	134.01	173.80	40.63	Excelente
Ni (mg/kg)	25.34	54.25	18.86	Excelente
Cd (mg/kg)	2.79	9.22	1.63	Excelente

N. d. No determinado

Con respecto al contenido de metales totales, se puede establecer de manera general que el contenido total de los 5 metales analizados en los lodos residuales no se ha modificado a través del tiempo transcurrido entre las investigaciones realizadas, salvo para el caso del Zn, el cual ha disminuido de 1202.74 (mg/kg) (Martín del Campo, 1996) a 605.11(mg/kg) en el presente trabajo; y el cadmio, que no ha sido detectado en el presente trabajo y se encontraba en 9.22 (mg/kg) en la determinación realizada por Gómez (1998).

Gómez (1998), estableció que la secuencia en el contenido de metales pesados en los lodos residuales provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales Toluca Oriente era Zn>Cu>Pb>Ni>Cd, la cual ha permanecido constante a través de 10 años.

Por lo que, se puede afirmar que dichos lodos residuales han mantenido sus propiedades físicas y químicas así como el contenido de metales pesados dentro de los valores que permitieron que Martín del Campo (1996), propusiera su uso en la agricultura en una dosis de 9 ton ha^{-1} durante 50 años. Ya que no han cambiado su composición, siguen siendo óptimos para ser dispuestos en suelos de uso agrícola, de acuerdo a las recomendaciones establecidas en la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003).

5.2 Suelo

En esta sección se presentan los resultados obtenidos para las propiedades físicas y químicas, metales pesados y fraccionamiento del fósforo.

Los valores descritos corresponden a las tres muestras preliminares superficiales (20 cm) y a las tres más profundas (100 cm) (Parcelas 4, 11 y 17 respectivamente); mientras que las muestras post-cosecha corresponden a las mismas profundidades y en las parcelas mencionadas, pero con la aplicación de lodos residuales (T0, T2 y T1) (Figura 3), a menos que se indique otro orden o profundidades.

5.2.1 Propiedades físicas y químicas

a) pH real

Los valores de pH_{agua} obtenidos para las muestras preliminares superficiales fueron 5.49, 4.99 y 5.71, y para las profundas 6.56, 6.63 y 6.55 (Figura 5); mientras que para las muestras post-cosecha superficiales los valores fueron 5.60, 4.82 y 5.47, y de 6.60, 6.66 y 6.48 para la más profundas (Figura 6).

De acuerdo con la clasificación del suelo propuesta en la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), las muestras preliminares superficiales correspondieron a suelo fuertemente ácido (parcela 11) y moderadamente ácido (parcela 4 y 17), y para las muestras más profundas, la clasificación correspondió a suelo neutro. Las muestras post-cosecha superficiales correspondieron a suelo fuertemente ácido (T2) y moderadamente ácido (T0 y

T1); mientras que las más profundas, correspondieron a suelo con pH neutro (T0 y T2) y moderadamente ácido (T1).

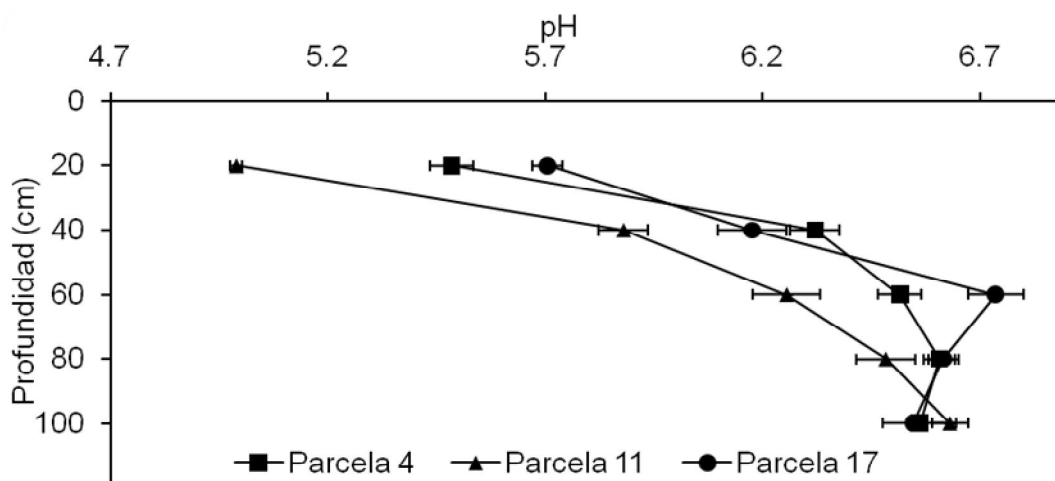


Figura 5. pH_{agua} en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

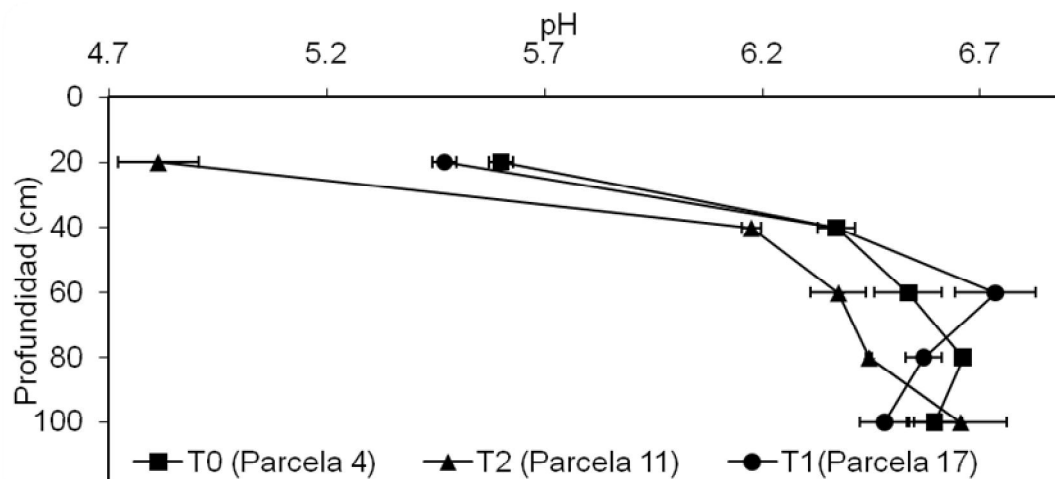


Figura 6. pH_{agua} en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

b) pH potencial

Los valores de las muestras preliminares superficiales fueron de 4.81, 4.46 y 4.79, y de 5.29, 5.58 y 5.61 para las profundas (Figura 7); mientras que para las muestras post-cosecha los valores fueron 4.48, 4.30 y 4.53 para las superficiales, y 5.59, 5.59 y 5.69 para las más profundas (Figura 8).

De acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), las muestras preliminares superficiales correspondieron a pH fuertemente ácido,

mientras que las profundas fueron moderadamente ácidas en las tres parcelas; mientras que para las muestras post-cosecha correspondió a fuertemente ácido para las superficiales, y moderadamente ácido en las profundas.

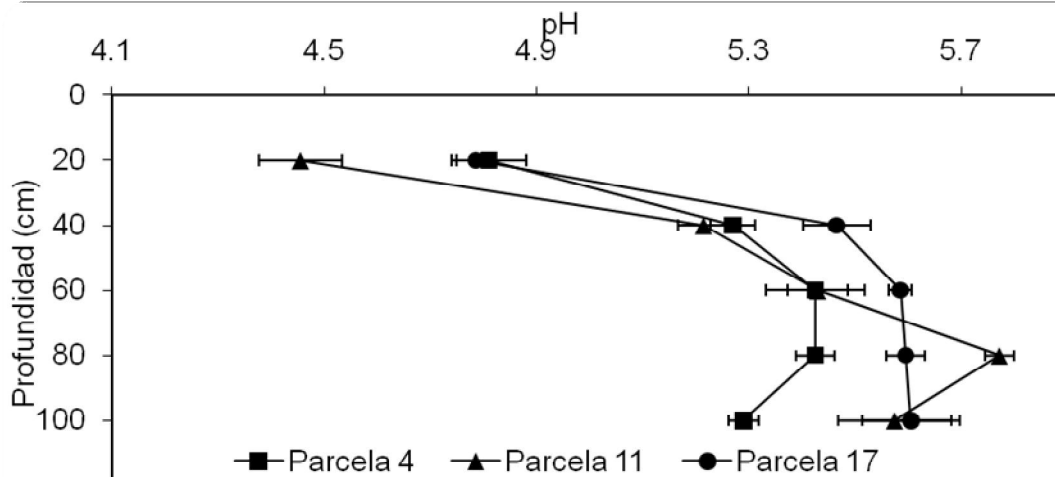


Figura 7. pH_{KCl} en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

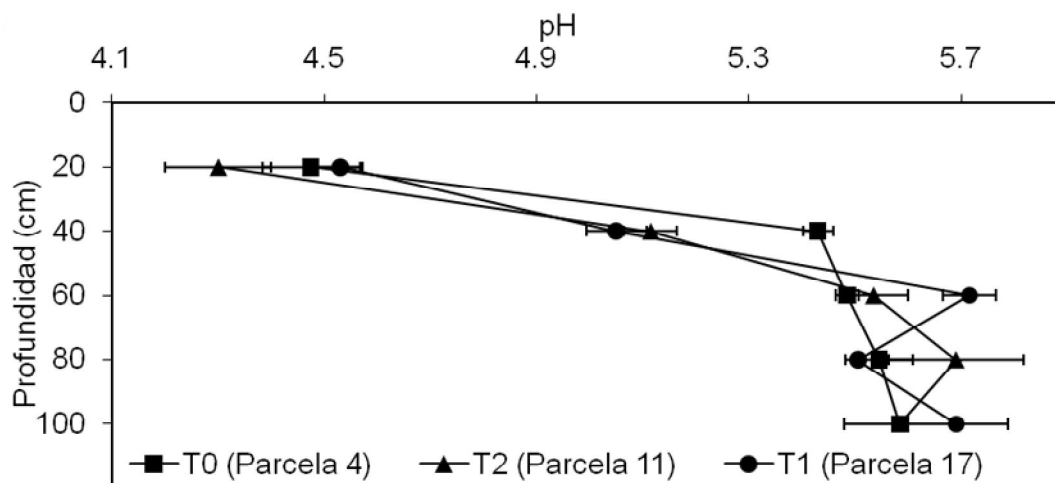


Figura 8. pH_{KCl} en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

En las gráficas se observa que los valores de pH_{agua} y pH_{KCl} de las muestras preliminares y post-cosecha tienden a incrementar desde la superficie hasta alcanzar la profundidad de 100 cm, además de que los valores son muy parecidos entre ellos, es decir no se aprecia variabilidad evidente.

De acuerdo con Duchaufour (1984), la mayoría de los Feozem desarrollados en zonas climáticas más húmedas y menos frías presentan un

complejo absorbente ligeramente desaturado, lo que propicia que el valor de pH superficial sea ligeramente ácido con valores que pueden ir de 5.5 a 6.0, y al determinarlo con KCl éste suele ser de 0.5 a 1.0 unidad inferior que el determinado con agua (Coulombe *et al.*, 1996).

El incremento que se presenta en el valor de pH potencial de algunas muestras se debe a que existen más cationes (básicos) en los sitios de cambio, los cuales son desplazados por el K^+ y liberados a la solución del suelo incrementando con ello el pH (Peña, 2004).

c) Materia orgánica

En las muestras analizadas se presenta una tendencia a disminuir el contenido de MO hasta la profundidad de 60 cm, y posteriormente se incrementa al alcanzar los 80 y 100 cm. Los valores para las muestras preliminares (Figura 9) fueron: 1.24, 1.24 y 1.66% (muestras superficiales); 0.55, 0.68 y 0.68% (a 60 cm) y 1.66, 1.73 y 1.70% (a 100 cm); mientras que el contenido de MO para las muestras post-cosecha (Figura 10) fueron: 1.30, 2.35 y 2.90%; 0.65, 0.72 y 0.78%, y 1.63, 1.70 y 1.70% (a las mismas profundidades).

De las muestras preliminares, la superficial de la parcela 17 y las tres que se tomaron a los 100 cm de profundidad correspondieron a contenido medio de MO, las muestras restantes resultaron con contenido bajo. Por otro lado, de las muestras post-cosecha, las superficiales correspondientes a T1 y T2, así como las tres muestras más profundas correspondieron a contenido medio mientras que, el resto de las muestras presentaron bajo contenido de MO (NOM-021-RECNAT-2000).

Como se puede apreciar en las gráficas, a pesar de que con T1 (dosis: 18 ton ha^{-1}) incrementó el contenido de MO, la clasificación se mantuvo en contenido medio; en cambio, la parcela que recibió 36 ton ha^{-1} , incrementó su contenido y paso de suelo con bajo contenido de MO a contenido medio.

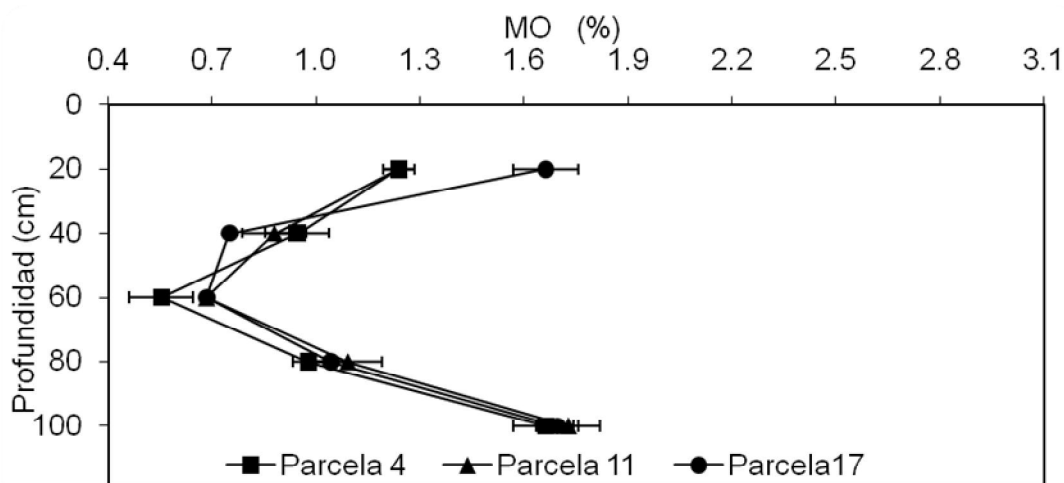


Figura 9. Contenido de materia orgánica en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

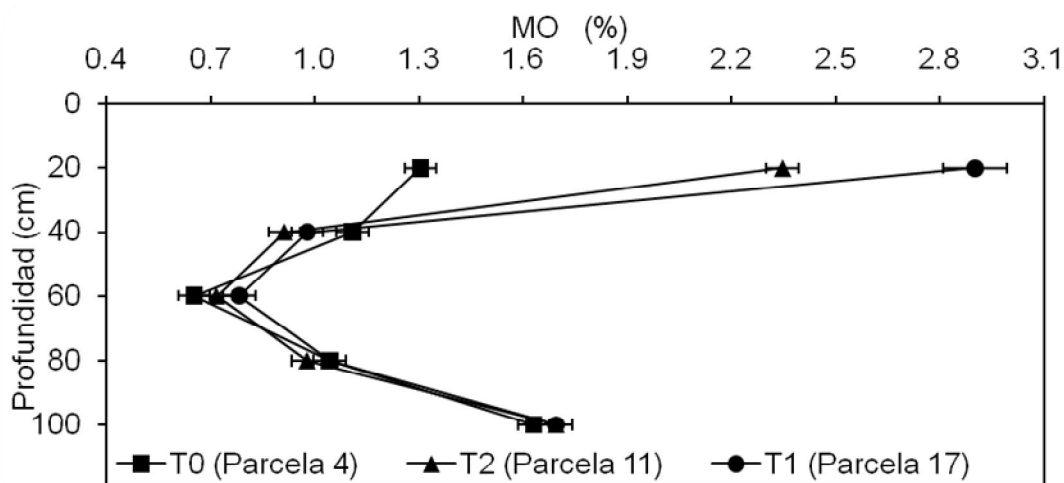


Figura 10. Contenido de materia orgánica en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

El incremento en el contenido de MO en las muestras más profundas se explica al tratarse de un suelo desarrollado sobre depósitos del cuaternario que incluyen aluviones y sedimentos lacustres (INEGI, 2001).

Los Feozems son muy parecidos a Chernozems y Kastanozems pero están más intensamente lixiviados. Consecuentemente, tienen horizonte superficial oscuro, rico en humus que, en comparación con Chernozems y Kastanozems, son menos ricos en bases (WRB, 2006); además, de ser de menor espesor y de que la MO disminuye más rápidamente con la profundidad

debido a los cambios climáticos estacionales que favorecen la actividad microbiana (Duchaufour; 1984).

d) Granulometría y clase textural

En esta sección se presentan los resultados del análisis granulométrico de las muestras preliminares de suelo (Figuras 11, 12 y 13).

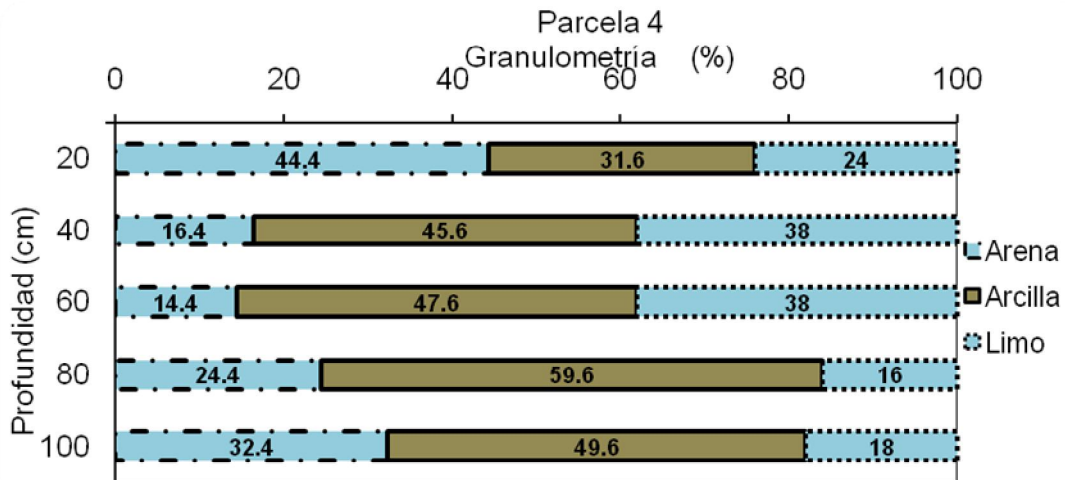


Figura 11. Análisis granulométrico parcela 4 en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

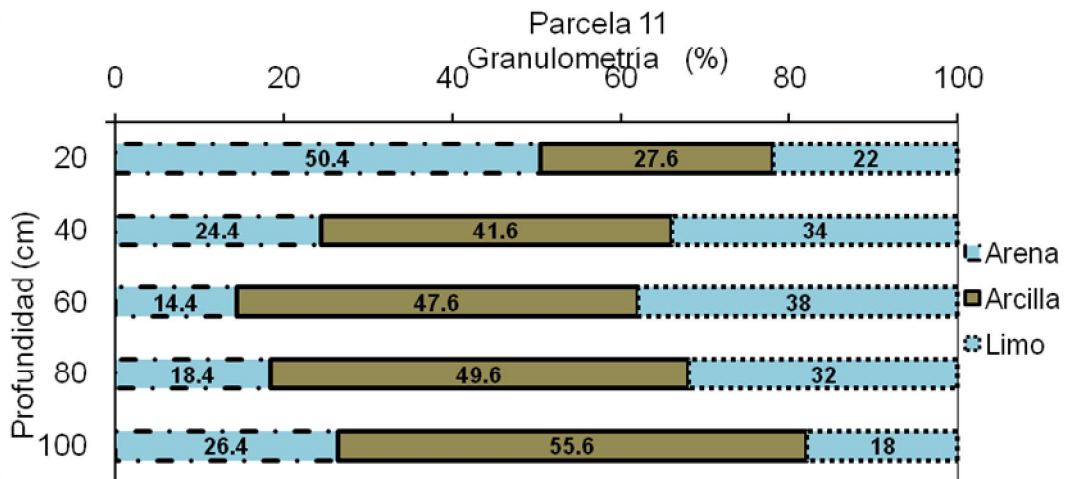


Figura 12. Análisis granulométrico parcela 11 en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

Como se puede observar, en las muestras superficiales de las tres parcelas existe un mayor contenido de arena (44.4, 50.4 y 46.4%), la cual

disminuye gradualmente hasta alcanzar los 60 cm (14.4, 14.4 y 18.4%) y finalmente se presenta un ligero incremento a los 100 cm (32.4, 26.4 y 20.4%).

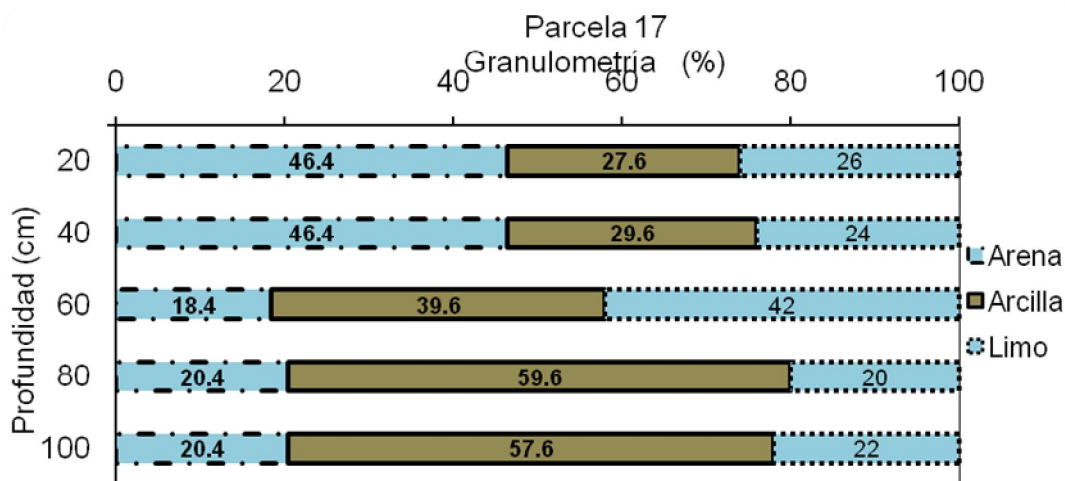


Figura 13. Análisis granulométrico parcela 17 en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

Con respecto al contenido de arcilla, en las tres parcelas se presenta una tendencia a incrementar su contenido conforme aumenta la profundidad, excepto en las parcelas 11 y 17, donde el mayor contenido se presenta a los 80 cm; los valores para cada parcela fueron 31.6 y 49.6%, 27.6 y 55.6% y de 27.6 y 57.6%.

Finalmente, el contenido de limo mostró un comportamiento antagónico respecto al contenido de arena, es decir, se incrementa desde la superficie hasta los 60 cm con valores que fueron 24, 22 y 26% y 38, 38 y 42% respectivamente, presentándose una disminución hasta valores de 16, 18 y 20%, estos valores mínimos se alcanzaron a los 80 cm en las parcelas 4 y 17, mientras que para la parcela 11 fue a los 100 cm.

Los Feozem presentan un horizonte B o B_t con estructura poliédrica acusada, con características de alteración propias de los horizontes argílicos. En general, las arcillas están formadas por una mezcla de illitas y montmorillonitas; estas últimas, que son las más finas son además las más móviles (Duchaufour, 1984), lo que explica el incremento de estos minerales en los horizontes subsuperficiales del suelo.

Con base en los resultados granulométricos antes mencionados, en la Tabla 13 se presentan las clases texturales correspondientes a las 5 muestras de cada parcela; las tres muestras superficiales así como la segunda (40 cm) de la parcela 17 correspondieron a clase textural franco-arcillo-arenoso (F-a-Ar). El resto de las muestras correspondió a clase textural arcillosa (a) (Porta *et al.*, 1999).

Tabla 13. Textura en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

Parcela	Profundidad (cm)	Textura
4	0-20	F-a-Ar
	20-40	a
	40-60	a
	60-80	a
	80-100	a
11	0-20	F-a-Ar
	20-40	a
	40-60	a
	60-80	a
	80-100	a
17	0-20	F-a-Ar
	20-40	F-a-Ar
	40-60	a
	60-80	a
	80-100	a

F-a-Ar: Franco-arcillo-arenoso; a: arcillosa

Al realizar el análisis granulométrico así como al determinar la clase textural de las muestras post-cosecha, los resultados no se modificaron con respecto a las muestras preliminares, por lo que se puede establecer que ninguno de los tratamientos afectó la granulometría ni la clase textural, con las dosis de lodos residuales aplicados en ese año.

e) Cationes

e1) Potasio

Las Figuras 14 y 15 contienen los resultados correspondientes al contenido de potasio. En las tres parcelas (preliminares) se mantiene un valor casi constante y con tendencia a la disminución; los valores fueron 0.31 y 0.26 Cmol/kg (parcela 4), y 0.33 y 0.24 Cmol/kg (para la parcela 11 y 17); por otro lado, en las parcelas que recibieron los tratamientos se observa un incremento

en el contenido de este elemento en las muestras superficiales, mientras que en las profundidades el valor disminuye ligeramente, los valores fueron 0.63 y 0.28 Cmol/kg, 0.60 y 0.22 Cmol/kg, y 0.55 y 0.27 Cmol/kg respectivamente.

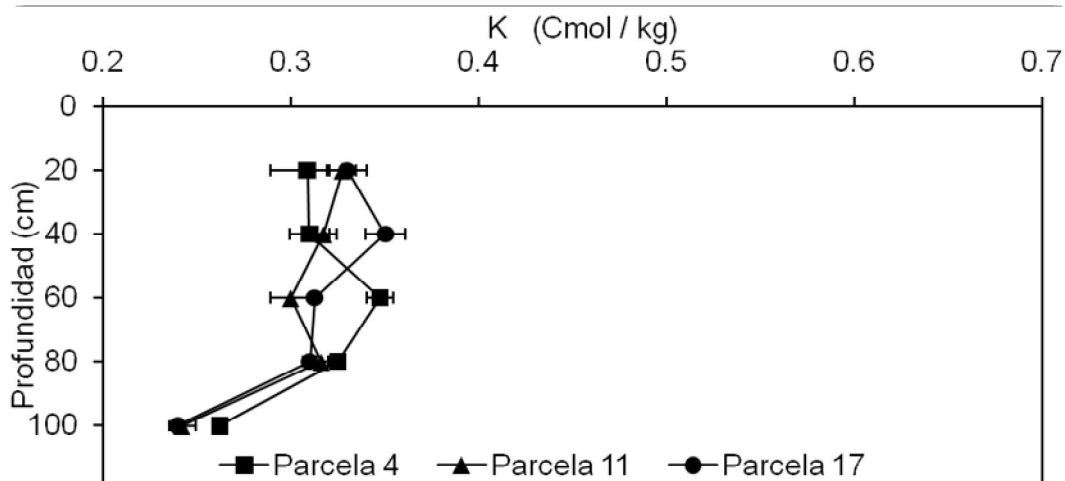


Figura 14. Contenido de potasio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

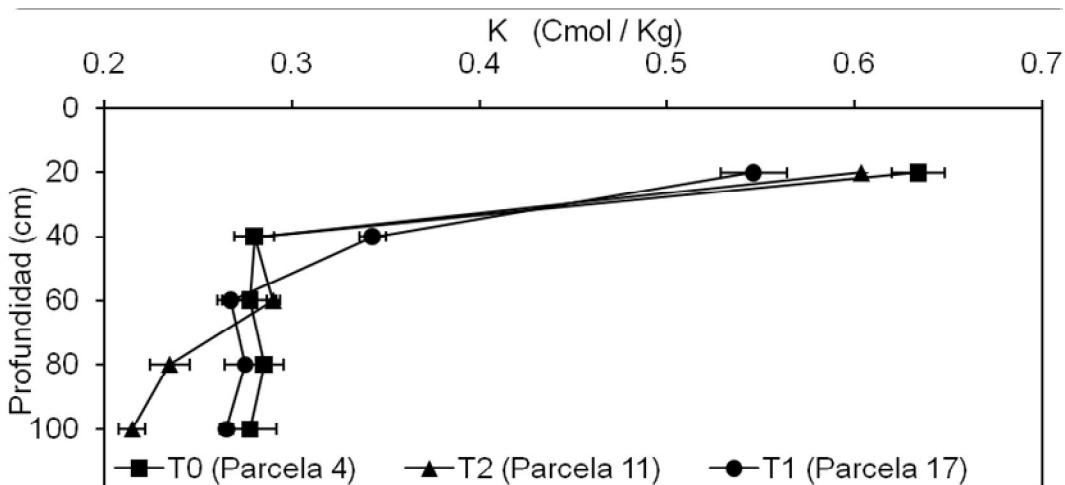


Figura 15. Contenido de potasio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Las muestras preliminares superficiales correspondieron a suelo con fertilidad media, mientras que a los 100 cm correspondió a fertilidad baja; por otra parte, para las superficiales del muestreo post-cosecha, el T0 correspondió a fertilidad alta, mientras que T2 y T1 correspondieron a fertilidad media y las tres más profundas (100 cm) correspondieron a fertilidad baja (NOM-021-RECNAT-2000).

T0 presentó mayor contenido que T2 y T1, lo que indica que la presencia de potasio en zonas agrícolas se debe principalmente a las actividades de fertilización (Antonio-Mondragón, 2005).

Por otro lado, Navarro y Navarro (2000), mencionan que, la pérdida de potasio en los horizontes subsuperficiales se explica principalmente por el fenómeno de lixiviación.

e2) Sodio

Los resultados correspondientes al contenido de sodio para las muestras preliminares mostraron que este elemento se incrementa conforme aumenta la profundidad, los valores fueron 0.90 y 1.92 Cmol/kg, 0.66 y 1.61 Cmol/kg, y 0.77 y 1.59 Cmol/kg; mientras que, para las post-cosecha fueron 0.70 y 1.22 Cmol/kg, 0.70 y 1.31 Cmol/kg, y 0.57 y 1.68 Cmol/kg (Figura 16 y 17).

Solo la muestra superficial de T1 se clasificó como suelo con fertilidad media; las muestras restantes correspondieron a suelo con fertilidad alta (NOM-021-RECNAT-2000).

Se apreció que el contenido de sodio disminuyó en las muestras superficiales en las tres parcelas con los tratamientos con respecto a las muestras preliminares; de acuerdo con Navarro y Navarro (2000), el sodio es uno de los elementos del suelo que se lixivian fácilmente; además, puede ser llevado al mar por medio del agua de los ríos, del agua de escorrentía o bien, del agua subterránea. La absorción por los cultivos puede ser otro factor importante de pérdida de sodio en el suelo.

Además, se observó un incremento en el contenido de sodio en las muestras tomadas a mayor profundidad (100 cm) en las tres parcelas; este incremento se debe posiblemente a que en la zona de estudio se practica la agricultura de temporal, y al no existir una gran cantidad de agua, una parte de sodio queda adsorbido en el suelo; sin embargo, su poder de retención es bajo y una buena parte de éste podrá ser eliminado del suelo cuando se presenten lluvias abundantes (Navarro y Navarro, 2000).

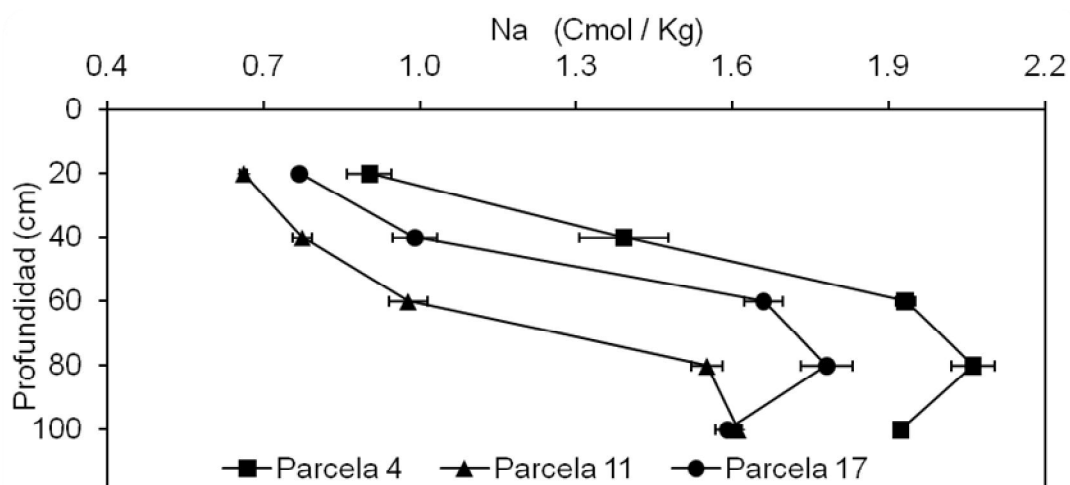


Figura 16. Contenido de sodio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

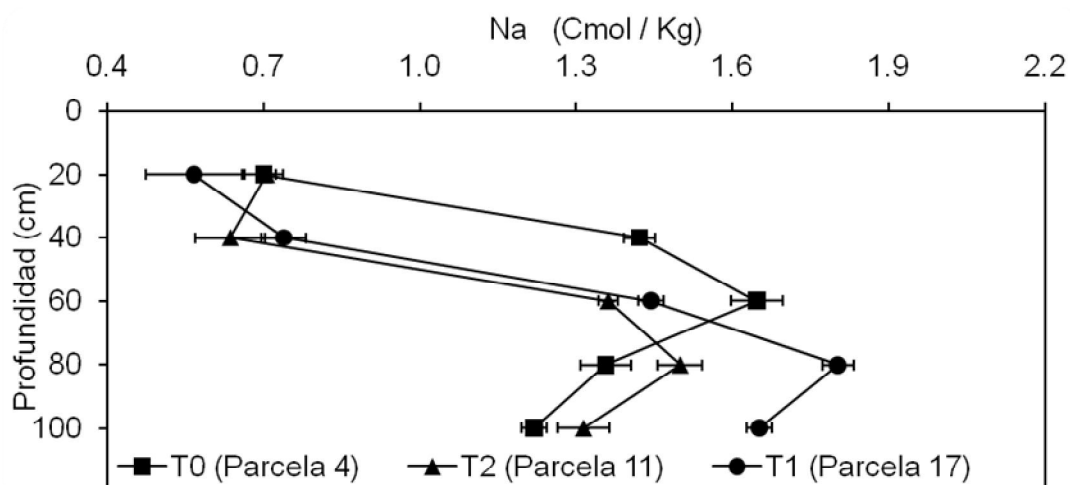


Figura 17. Contenido de sodio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

e3) Calcio

El contenido de calcio se presenta en las Figuras 18 y 19. Para las muestras preliminares los valores fueron 9.95 y 14.18 Cmol/kg, 7.01 y 14.56 Cmol/kg, y 12.15 y 13.29 Cmol/kg; mientras que, para las muestras post-cosecha, los valores fueron 7.90 y 14.09 Cmol/kg, 7.54 y 14.93 Cmol/kg, y 12.27 y 13.56 Cmol/kg respectivamente.

En los dos grupos de muestras se presenta una tendencia a incrementar el contenido de calcio con la profundidad, y solo se aprecia un decremento con T0 en la muestra superficial y con T2 a 60 y 80 cm.

Las muestras superficiales correspondieron a suelo con fertilidad media, mientras que las restantes se clasificaron como suelo con fertilidad alta (NOM-021-RECNAT-2000).

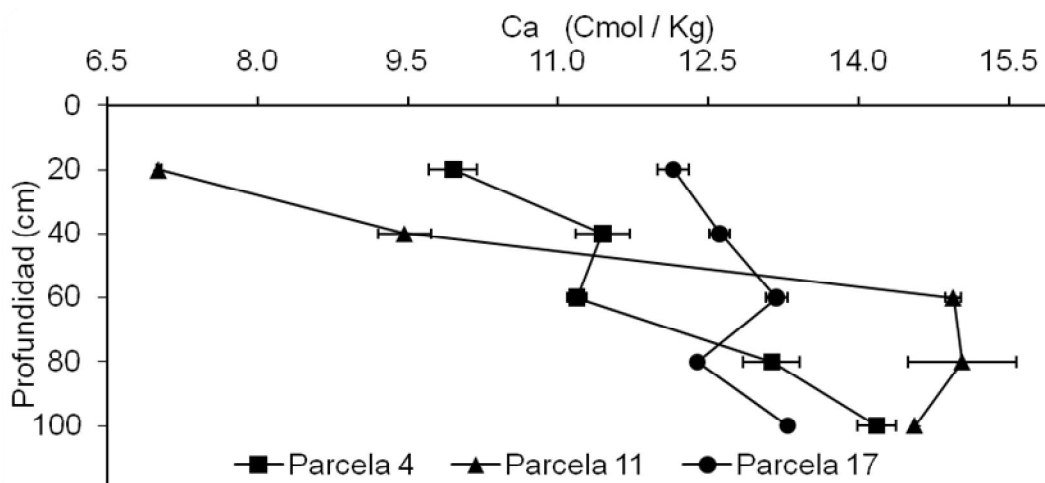


Figura 18. Contenido de calcio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

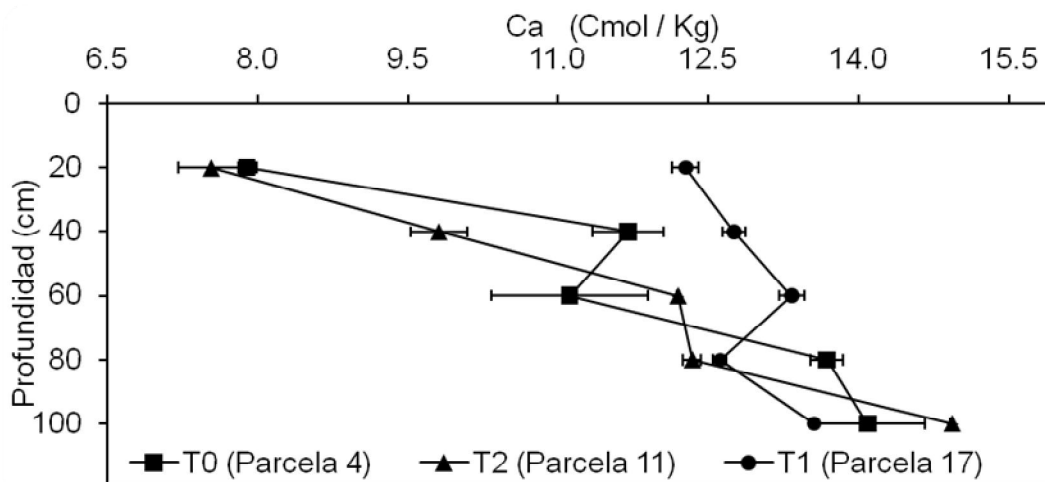


Figura 19. Contenido de calcio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

e4) Magnesio

En las Figuras 20 y 21 se muestra el contenido de magnesio en las muestras preliminares y post-cosecha. Para las primeras, los valores fueron 3.74 y 9.22 Cmol/kg, 2.19 y 9.75 Cmol/kg, y 2.79 y 9.67 Cmol/kg; mientras que, para el segundo grupo de muestras, los valores fueron 1.85 y 7.92 Cmol/kg, 3.41 y 7.88 Cmol/kg, y 3.21 y 8.79 Cmol/kg respectivamente.

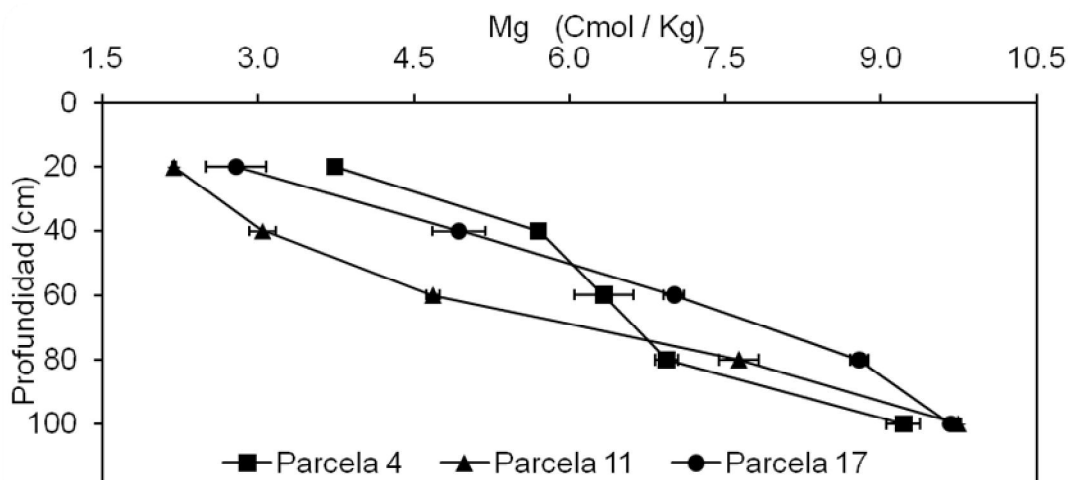


Figura 20. Contenido de magnesio en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

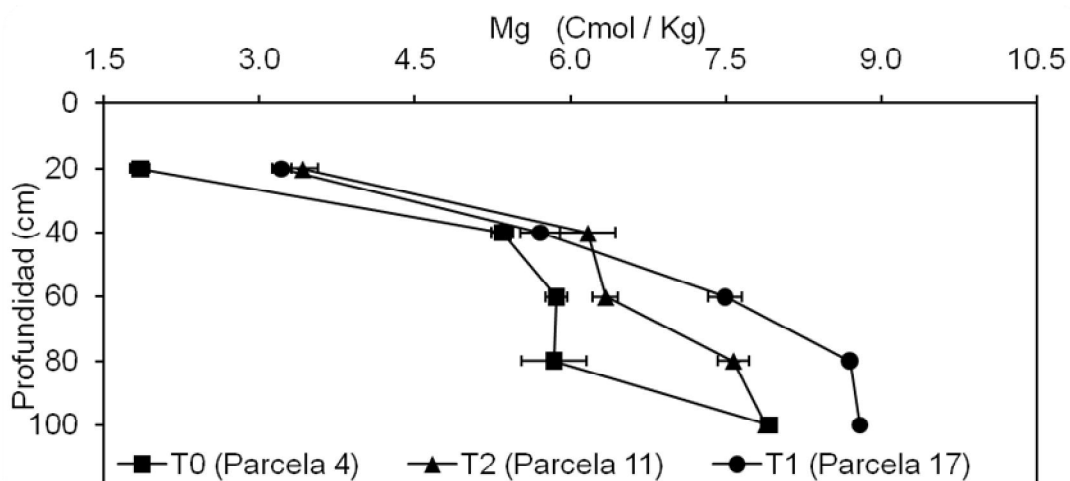


Figura 21. Contenido de magnesio en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Las muestras superficiales de las parcelas 11, 17 y T0 se clasificaron como suelo con fertilidad media, mientras que las restantes correspondieron a suelo con fertilidad alta.

El calcio y el magnesio que se encuentran en el suelo, al ser solubilizados pueden seguir varios destinos: se pierden por lixiviación, son absorbidos por los organismos del suelo, por el complejo coloidal, o bien, son precipitado como compuestos secundarios (Navarro y Navarro, 2000).

Dado que en las muestras de suelo analizadas se presenta un incremento en el contenido de calcio y magnesio a lo largo del perfil conforme aumenta la profundidad, el proceso que se puede estar llevando a cabo es que el calcio sea retenido en el complejo coloidal, ya que como se mencionó anteriormente, el contenido de arcillas se incrementa a mayor profundidad, además de que las arcillas del tipo montmorillonita al moverse a través del perfil del suelo generalmente arrastran una parte del humus que está ligado a ellas, generando con ello mayores sitios de unión para este elemento; éstos no podrían estar precipitando, ya que no se encontraron agregaos que evidencien este proceso, además de que la precipitación de estos elementos es propia de zonas áridas.

f) Capacidad de intercambio catiónico

Se puede establecer de manera general, que la CIC tanto en las muestras preliminares como en las post-cosecha, aumenta conforme se incrementa la profundidad, los valores para el primer grupo fueron 20.35 y 27.80 Cmol/kg, 20.01 y 29.88 Cmol/kg, y 20.50 a 28.74 Cmol/kg; mientras que para el segundo grupo fueron 20.78 y 26.43 Cmol/kg, 20.62 y 28.04 Cmol/kg, y 20.30 y 27.98 Cmol/kg respectivamente.

Todas las muestras superficiales correspondieron a suelo con fertilidad media, mientras que las muestras tomadas a los 100 cm correspondieron a suelo con fertilidad alta (NOM-021-RECNAT-2000). En las parcelas 4, 11, T0 y T2 se mantiene la clasificación de fertilidad media hasta los 40 cm de profundidad; mientras que para la parcela 17 y T1, ésta se mantiene hasta los 60 cm de profundidad.

El incremento de la capacidad de intercambio catiónico en el suelo conforme aumenta la profundidad puede deberse a la geología de la región, ya

que al tratarse de suelos desarrollados sobre depósitos del cuaternario que incluyen aluviones y sedimentos lacustres (INEGI, 2001) se favorece la acumulación de arcillas en los horizontes subsuperficiales.

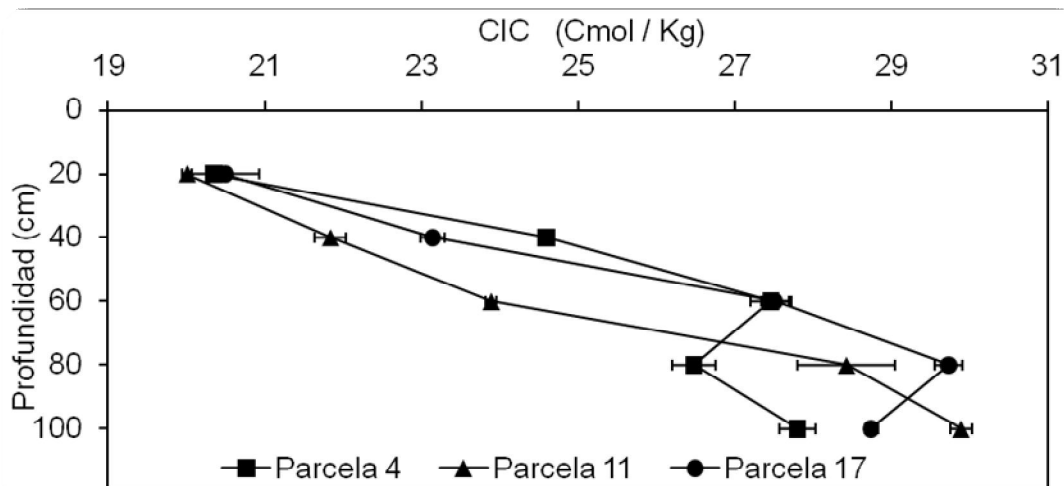


Figura 22. Capacidad de intercambio catiónico en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

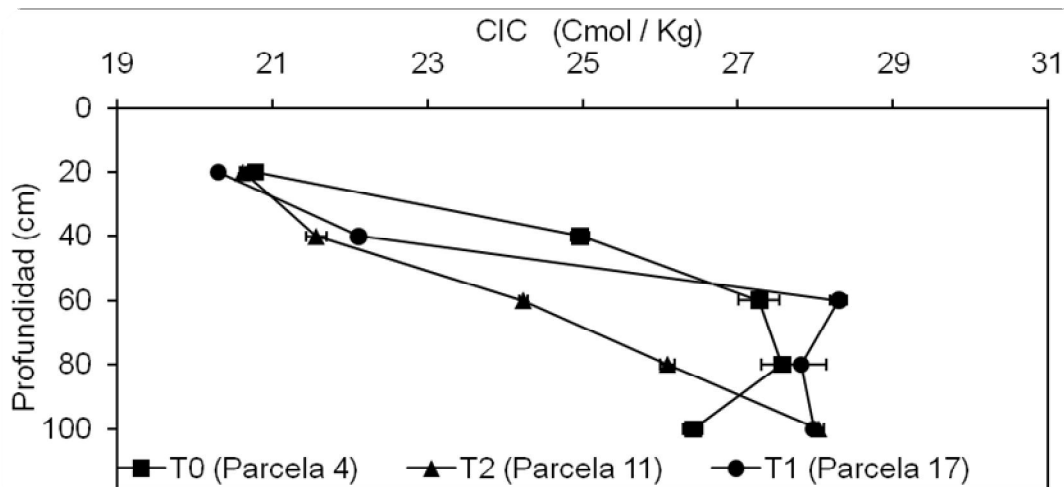


Figura 23. Capacidad de intercambio catiónico en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Sposito (1989), menciona que la capacidad de intercambio catiónico para el horizonte superficial de phaeozems (mollisols) es de 0.22 ± 0.10 mol/kg (22 ± 10 Cmol/kg), lo que concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo; el incremento en el valor a lo largo del perfil se debe a la acumulación de arcillas que ocurre en los horizontes subsuperficiales.

5.2.2 Metales pesados

5.2.2.1 Cobre total, disponible y porcentaje de disponibilidad

En la Figura 24 se presenta el contenido de cobre total, los valores en las muestras preliminares superficiales fueron 12.64, 13.26 y 12.74 mg/kg; y para las muestras más profundas 12.03, 12.53 y 11.71 mg/kg; mientras que para las muestras post-cosecha fueron 13.95, 13.45 y 14.06 mg/kg y 11.76, 13.14 y 13.88 mg/kg respectivamente (Figura 25).

A partir de las gráficas, no se puede generalizar que el contenido de cobre en los dos muestreos tiende a disminuir, ya que en las muestras preliminares se alcanza el contenidos máximos de 14.50, 14.72 y 14.17 mg/kg a los 80 cm; mientras que, para las muestras post-cosecha el contenido máximo se presenta a los 40, y 60 cm respectivamente y los valores fueron 14.76, 14.70 y 14.34 mg/kg.

Se puede establecer que la aplicación de los tratamientos no modifica el comportamiento para el contenido de cobre total que se presenta en el suelo, a pesar de que los valores para las muestras superficiales presentan un ligero incremento y las muestras más profundas muestran una ligera disminución con respecto a las muestras preliminares.

En la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002) se considera al cobre como macronutriente y se establece que si en el suelo existe un contenido mayor a 0.2 mg/kg se considera que es adecuado (respecto a la fertilidad) para los requerimientos de los cultivos. En este sentido, todas las muestras de suelo se encuentran dentro de esta categoría.

Por otro lado, de acuerdo con los límites máximos de metales pesados en el suelo propuestos por Kabata-Pendias y Pendias (1992), todas las muestras se encuentran por debajo del valor promedio para el cobre (20 mg/kg) y dentro del intervalo de referencia (2 - 100 mg/kg).

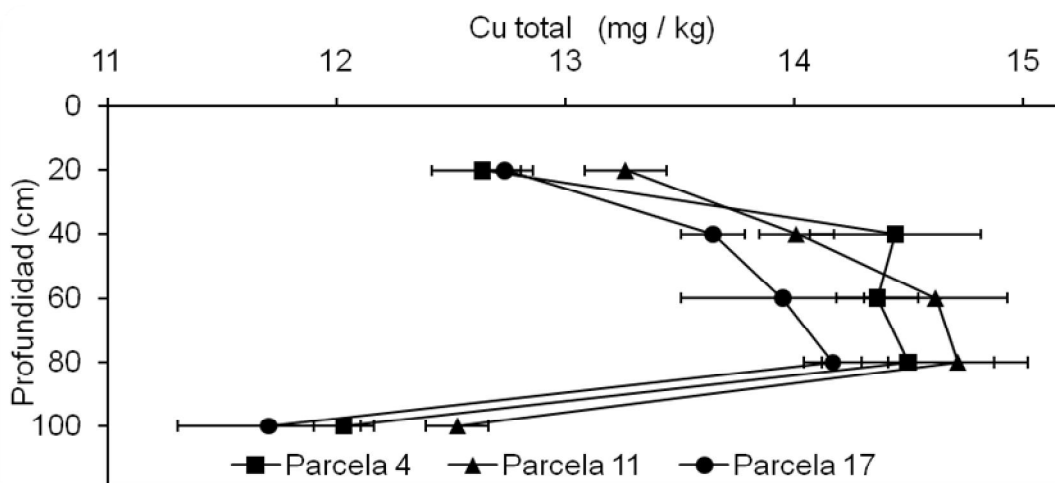


Figura 24. Cobre total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

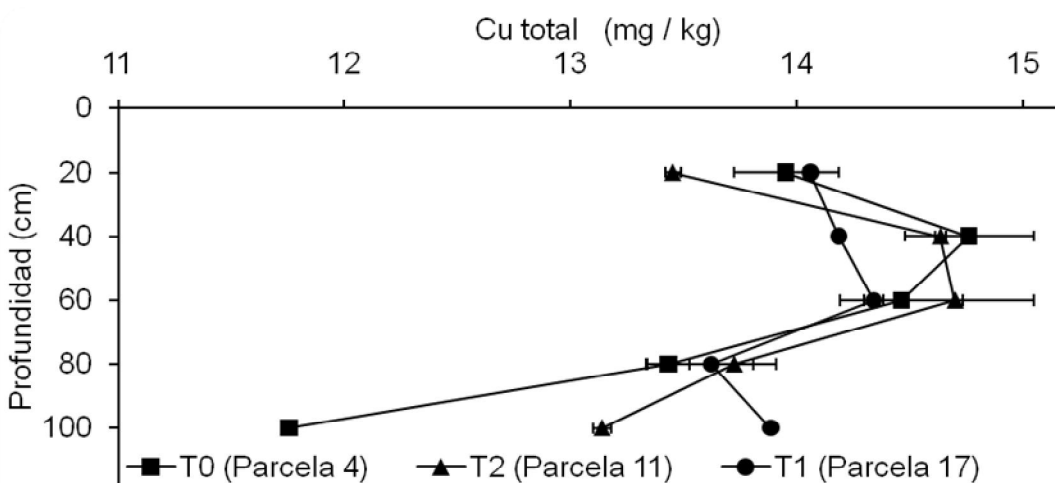


Figura 25. Cobre total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Los valores de cobre disponible para las muestras preliminares fueron 0.67, 1.13 y 1.37 mg/kg para las superficiales; y para las más profundas fueron 0.90, 0.86 y 0.55 mg/kg; mientras que para las muestras post-cosecha los valores fueron 1.24, 0.76 y 1.24 mg/kg para las muestras superficiales, y 0.14, 0.45 y 0.34 mg/kg para las muestras tomadas a 100 cm (Figuras 26 y 27).

En los dos grupos de muestras, los valores presentan un valor ligeramente mayor en la muestra superficial y luego tienden a disminuir conforme se incrementa la profundidad. Se puede establecer que la aplicación de los tratamientos no modifica el contenido de cobre disponible en el suelo.

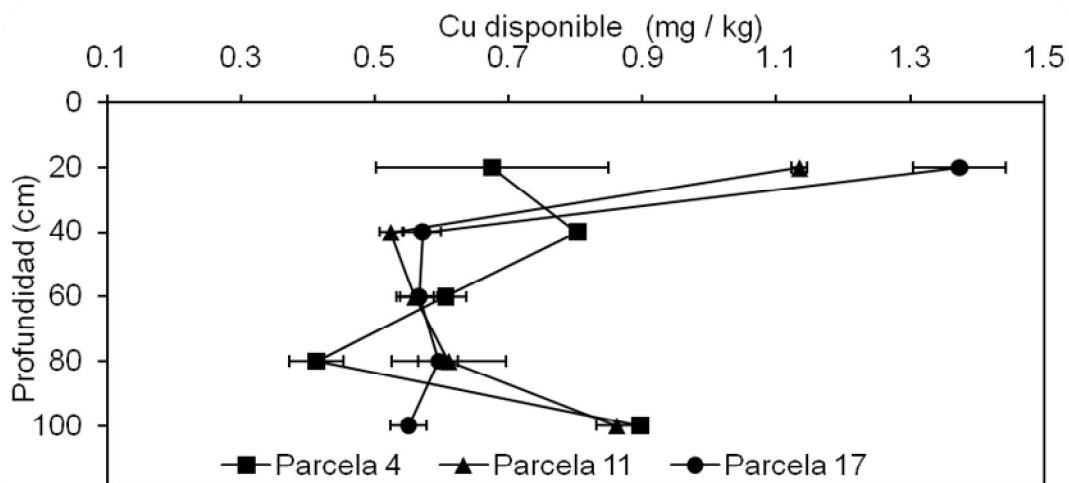


Figura 26. Cobre disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

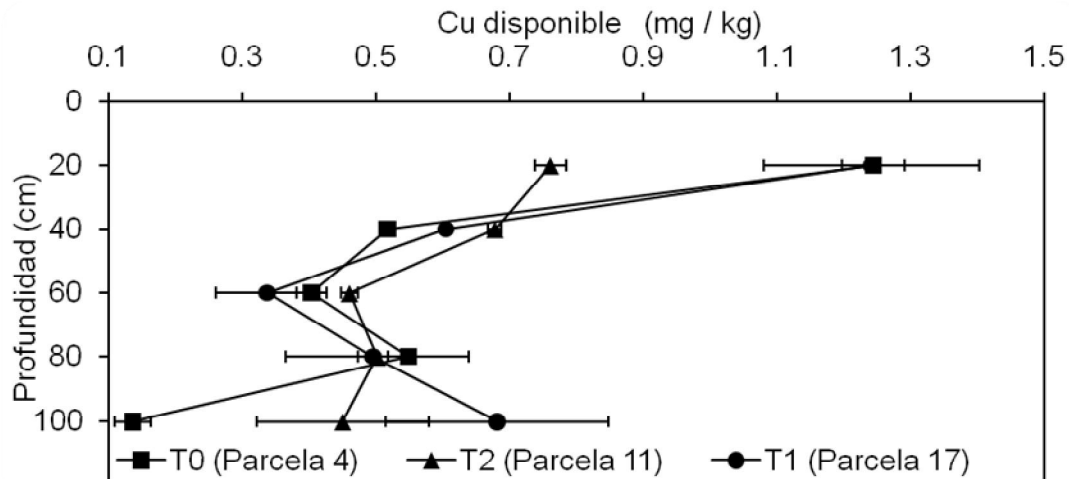


Figura 27. Cobre disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

A partir de los resultados obtenidos de Cobre total y disponible fue posible calcular el porcentaje de disponibilidad de este metal para todas las muestras; los valores se encuentran en la Tabla 14.

El porcentaje de disponibilidad para el cobre en las muestras analizadas son relativamente bajos, y no se ven fuertemente modificados con la aplicación de los tratamientos, esto nos indica que ni los lodos residuales ni el fertilizante químico favorecen una mayor disponibilidad del cobre. Esto puede ser, debido a que la especie química más frecuente de Cu en el suelo es la forma iónica Cu^{+2} , su movilidad se ve limitada por su elevada adsorción, lo que lo convierte

en un elemento prácticamente inmóvil, además, el pH de los suelos favorece la formación de complejos solubles, principalmente con la MO y con las arcillas, en los cuales el Cu muestra una gran estabilidad, lo que implica un descenso en el contenido de este metal en el suelo (Peña, 2004). Esto explica su tendencia para formar enlaces muy energéticos y su baja disponibilidad (Loué, 1988).

Tabla 14. Porcentaje de disponibilidad de cobre

Profundidad (cm)	Disponibilidad de Cu (%)	
	Muestreo Preliminar	Muestreo Post-cosecha
0-20		8.92
20-40	Parcela 4	5.34
40-60		T0
60-80		2.79
80-100		4.09
		1.17
0-20		5.66
20-40	Parcela 11	8.55
40-60		T2
60-80		3.14
80-100		3.66
		3.43
0-20		8.83
20-40	Parcela 17	10.79
40-60		T1
60-80		2.36
80-100		3.64
		4.91

Otro factor que favorece la baja disponibilidad del Cu es la facilidad que tiene este metal para ser eliminado mediante lavado, lo que representa una pérdida del metal en el suelo (Sposito, 1989).

5.2.2.2 Zinc total, disponible y porcentaje de disponibilidad

Los valores totales correspondientes a las muestras preliminares superficiales fueron 42.70, 45.41 y 40.95 mg/kg; y para las muestras más profundas 45.76, 42.05 y 37.11 mg/kg. Para las post-cosecha 43.55, 44.38 y 45.48 mg/kg; y 38.70, 34.94 y 38.89 mg/kg respectivamente (Figuras 28 y 29).

Para este metal no se puede hacer una generalización acerca de su comportamiento en el suelo, ya que solo en la parcela 17 se muestra una disminución conforme se incrementa la profundidad, mientras que en la parcela 4, se presenta un incremento en zig-zag, con un valor mínimo de 40.70 mg/kg a

los 60 cm de profundidad. En las muestras restantes se mantiene un comportamiento a disminuir con la profundidad en forma de zig-zag.

Se puede establecer que en las muestras post-cosecha, los tres comportamientos presentan un patrón similar hacia la disminución conforme se incrementa la profundidad.

La clasificación de todas las muestras de suelo respecto al contenido de zinc correspondió a adecuado (Diario Oficial, 2002). Esta categoría se asigna cuando en el suelo existe un contenido mayor a 1.0 mg/kg.

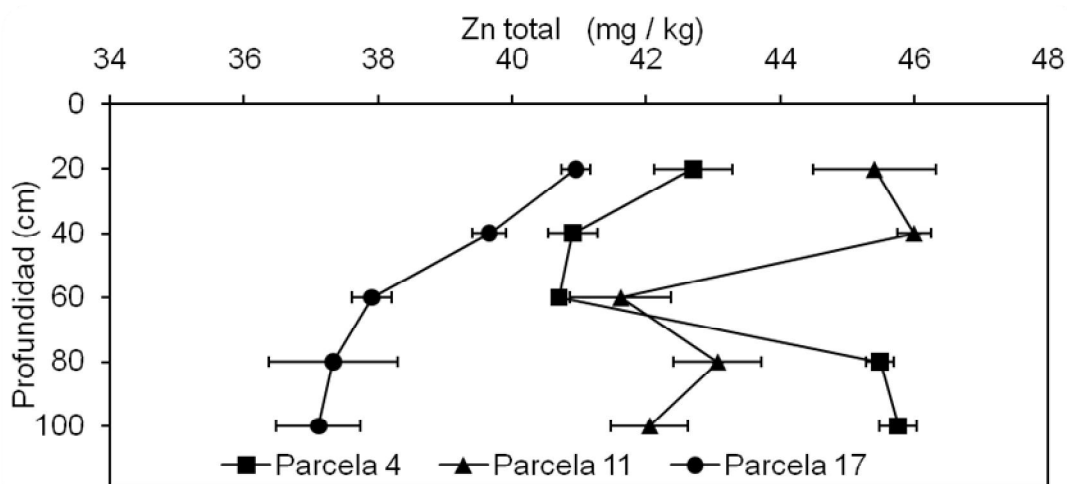


Figura 28. Zinc total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

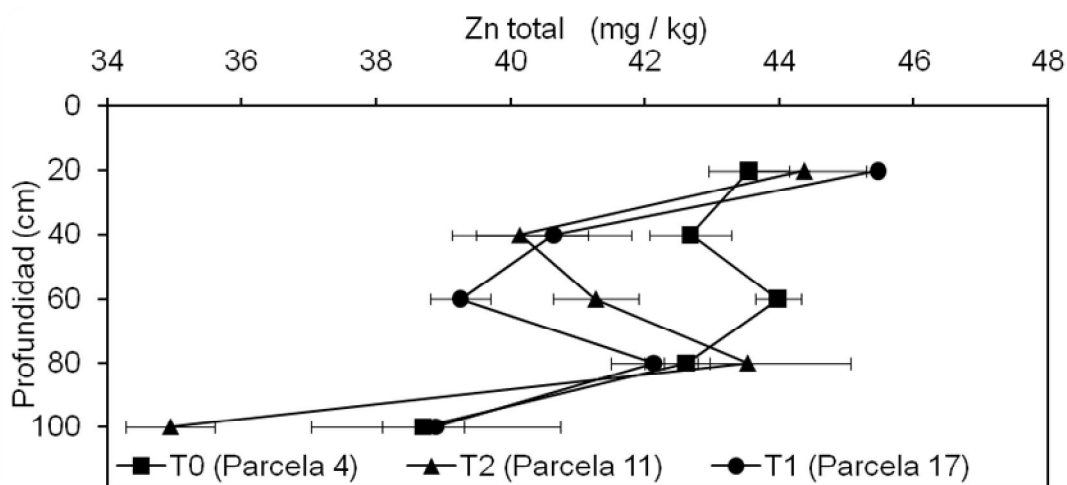


Figura 29. Zinc total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Todas las muestras se encuentran por debajo del valor promedio para este metal, que es de 50 mg/kg y dentro del intervalo de referencia que establece el límite de este metal en el suelo de 10 - 300 mg/kg. (Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

En las Figuras 30 y 31 se presenta el contenido de zinc disponible en las muestras analizadas; los valores fueron 1.66, 1.63 y 1.25 mg/kg, y 0.21, 0.26 y 0.59 mg/kg para las preliminares; 1.20, 1.54 y 1.96 mg/kg y 0.93, 0.67 y 0.37 mg/kg para las post-cosecha respectivamente.

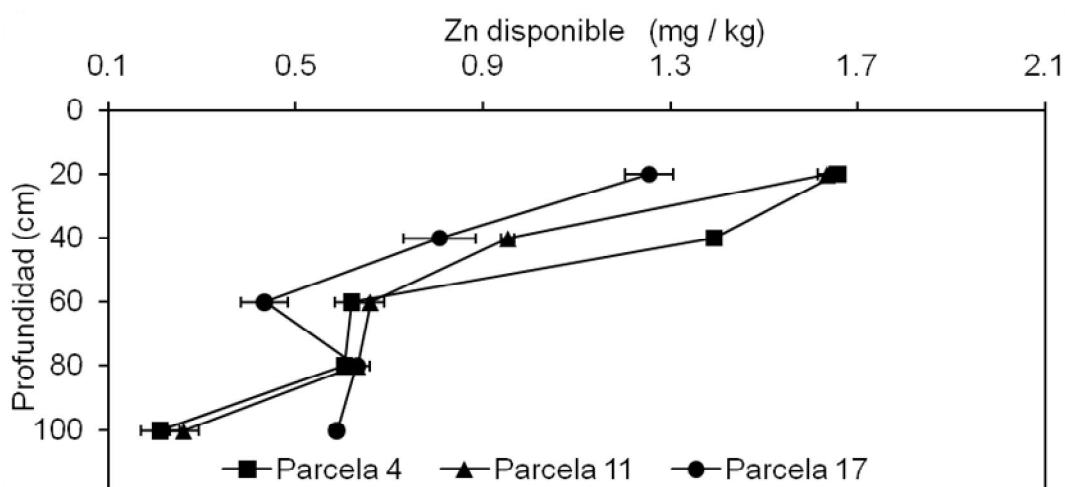


Figura 30. Zinc disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

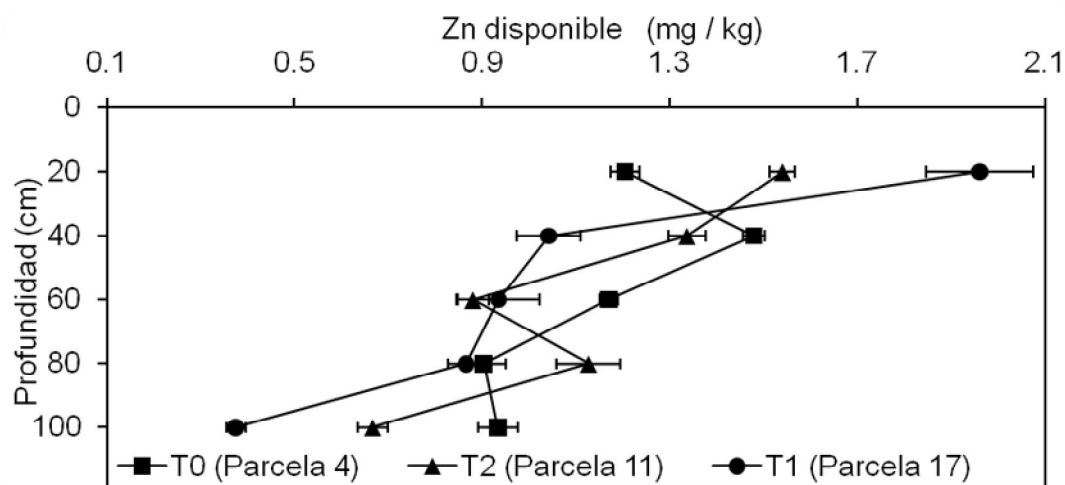


Figura 31. Zinc disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Se puede establecer que en los seis grupos de muestras analizadas el zinc disponible muestra una tendencia a disminuir conforme se incrementa la profundidad del suelo

Fue posible calcular el porcentaje de disponibilidad de las muestras a partir de los resultados descritos con anterioridad, los valores se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15. Porcentaje de disponibilidad de zinc

Profundidad (cm)	Disponibilidad de Zn (%)	
	Muestreo Preliminar	Muestreo Post-cosecha
0-20	3.88	2.77
20-40	3.41	3.47
40-60	1.52	T0 2.66
60-80	1.33	2.12
80-100	0.46	2.41
0-20	3.60	3.47
20-40	2.07	3.33
40-60	1.59	T2 2.13
60-80	1.47	2.59
80-100	0.62	1.91
0-20	3.06	4.31
20-40	2.04	2.56
40-60	1.14	T1 2.38
60-80	1.69	2.06
80-100	1.58	0.96

Los bajos valores de disponibilidad de este metal pueden estar determinados por el pH del suelo y el contenido de arcillas, ya que a valores moderadamente ácidos se favorece la formación de complejos solubles, principalmente con las arcillas y la materia orgánica, con las cuales, el zinc muestra una gran estabilidad (Peña, 2004).

A pesar de que el zinc presenta un comportamiento similar al cobre en el suelo, en este caso, la baja solubilidad está determinada principalmente por los minerales arcillosos que lo adsorben, óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn (Peña, 2004). Dado que en la parcela de estudio se presenta un proceso de acumulación de arcillas en los horizontes más profundos, se puede considerar

a las arcillas como el factor principal que está inmovilizando al Zn, lo que incide en los valores bajos de disponibilidad encontrados para este metal.

5.2.2.3 Níquel total, disponible y porcentaje de disponibilidad

En la Figura 32 se presenta el contenido total, los valores fueron 21.64, 22.71 y 19.60 mg/kg, y 24.62, 24.11 y 23.57 mg/kg para las muestras preliminares; y 26.03, 25.93 y 22.62 mg/kg y 31.65, 28.85 y 26.92 mg/kg para las post-cosecha respectivamente (Figura 33).

El contenido total en las muestras preliminares tiende a incrementar con la profundidad; sin embargo, el contenido máximo se encuentra a los 40 cm para la parcela 4 y 11 (27.10 y 26.32 mg/kg respectivamente); mientras que para la parcela 17 el máximo corresponde a la muestra de mayor profundidad (23.57 mg/kg).

Para las muestras post-cosecha se presenta un incremento muy ligero en los valores totales con la aplicación de los tratamientos. Así mismo, se observa que el contenido total de níquel se incrementa conforme aumenta la profundidad. Sin embargo, este incremento no es proporcional, ya que a los 60 cm se presenta un máximo en el contenido de este metal para T2 y T1 (28.97 y 27.21 mg/kg); mientras que para T0 el contenido máximo se presenta a los 100 cm (31.65 mg/kg).

Todas las muestras analizadas se clasificaron con contenido normal de níquel (Diario Oficial, 2002), ya que el límite para esta categoría es de hasta 50 mg/kg.

Ninguna muestra superó el valor de 40 mg/kg de níquel propuesto por Kabata-Pendias y Pendias (1992) como límite máximo en el suelo, además de que todas se ubicaron dentro del intervalo 10 - 1000 mg/kg propuesto por el mismo autor.

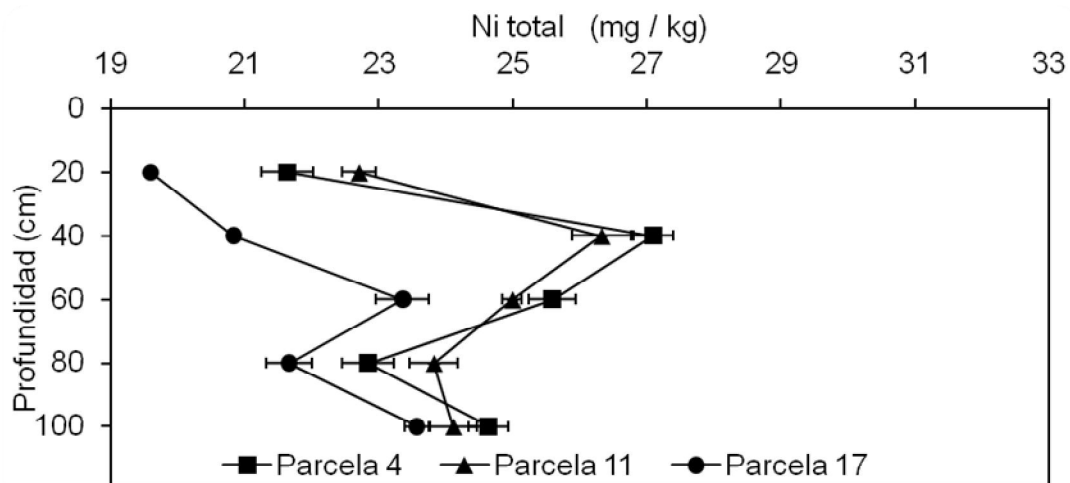


Figura 32. Níquel total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

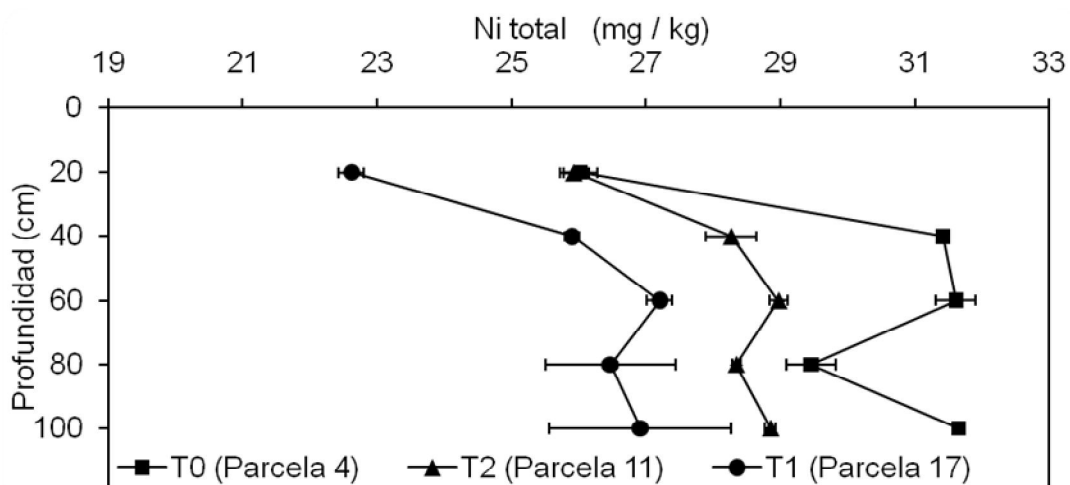


Figura 33. Níquel total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

En las Figuras 34 y 35 se presenta el contenido de níquel disponible en las muestras de suelo; los valores para las muestras preliminares fueron 0.09, 0.24 y 0.28 mg/kg; y 0.57, 0.63 y 0.31 mg/kg; mientras que para las post-cosecha los valores fueron: 0.34, 0.18 y 0.18 mg/kg, y 0.31, 0.33 y 0.39 mg/kg respectivamente.

El contenido (disponible) de este metal se incrementa en las muestras más profundas (100 cm), sin embargo, este incremento no es proporcional, ya que a los 60 cm se presenta una disminución en la parcelas 11 y 17 (0.08, y 0.13 mg/kg), y en la parcela 4 es a los 80 cm (0.08 mg/kg).

El contenido de níquel disponible mantiene el mismo comportamiento con la aplicación de los tratamientos; sin embargo, en las muestras superficiales disminuyó el níquel disponible con T2 y T1, mientras que T0 lo incrementó. En las muestras tomadas a 100 cm de profundidad, el valor aumentó 0.08 mg/kg en T0, mientras que en T2 y T1 los valores se redujeron casi a la mitad del valor obtenido en las muestras preliminares.

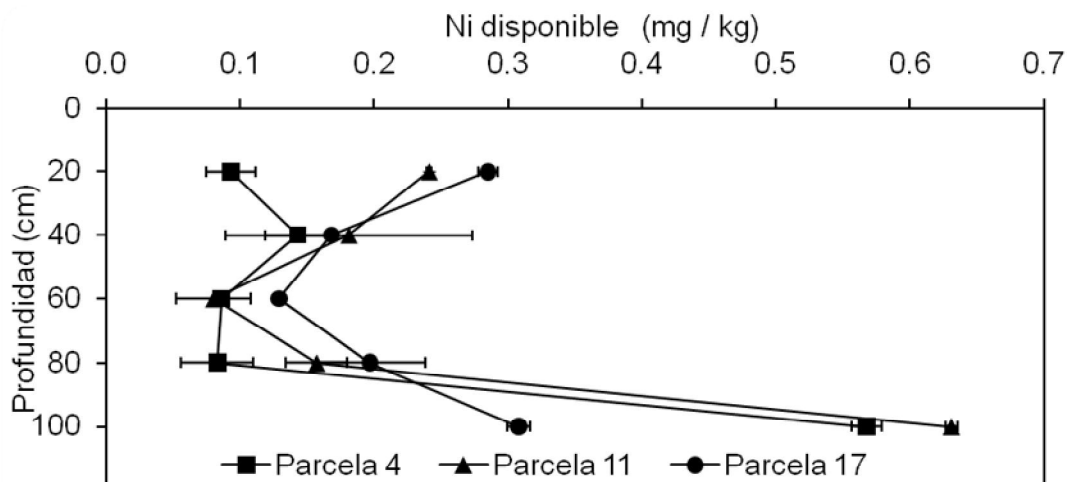


Figura 34. Níquel disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

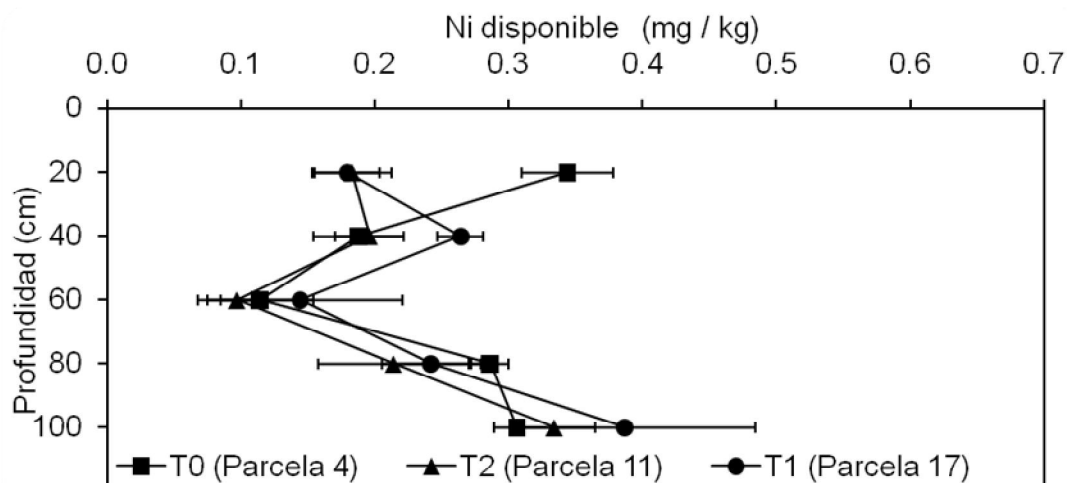


Figura 35. Níquel disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Con los valores obtenidos de níquel total y disponible se calculó el porcentaje de disponibilidad, los resultados se encuentran en la Tabla 16.

Tabla 16. Porcentaje de disponibilidad de níquel

Profundidad (cm)	Disponibilidad de Ni (%)		
	Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha
0-20			1.32
20-40	Parcela 4		0.60
40-60		T0	0.36
60-80			0.97
80-100			0.97
0-20			0.71
20-40	Parcela 11		0.69
40-60		T2	0.33
60-80			0.75
80-100			1.16
0-20			0.79
20-40	Parcela 17		1.02
40-60		T1	0.53
60-80			0.91
80-100			1.44

Los valores obtenidos para el porcentaje de disponibilidad de níquel son relativamente bajos. En los horizontes superficiales del suelo, el níquel se encuentra formando complejos orgánicos y da lugar a la producción de quelatos solubles (Kabata-Pendias y Pendias, 1992); por lo tanto, el contenido de níquel será menor en este horizonte. Además, se encuentra incorporado a minerales arcillosos en el suelo y también se halla ligado a óxidos de hierro y manganeso, provocando que en los horizontes subsuperficiales se encuentre más disponible, ya que los enlaces con estos materiales no es tan fuerte para lograr su inmovilización (Peña, 2004).

5.2.2.4 Plomo total, disponible y porcentaje de disponibilidad

Los valores de plomo total de las muestras preliminares fueron 29.90, 25.23 y 29.02 mg/kg; y 23.59, 23.42 y 22.46 mg/kg; mientras que para las post-cosecha fueron 26.26, 24.29 y 22.50 mg/kg y 23.79, 23.52 y 23.93 mg/kg respectivamente (Figura 36 y 37).

Se observa que el contenido de plomo total en las muestras preliminares disminuye conforme se incrementa la profundidad, presentándose un valor mínimo a los 60 cm de profundidad para las parcelas 11 y 17 (21.66 y 19.74

mg/kg respectivamente); mientras que para la parcela 4, el valor mínimo se presentó a los 40 cm (23.41 mg/kg).

Las muestras post-cosecha presentaron un comportamiento heterogéneo, ya que en T0 y T2 disminuye el contenido total de plomo al llegar a los 100 cm (23.79 y 23.52 mg/kg respectivamente); mientras que, en T1 aumentó (23.93) con respecto a los valores superficiales a la misma profundidad.

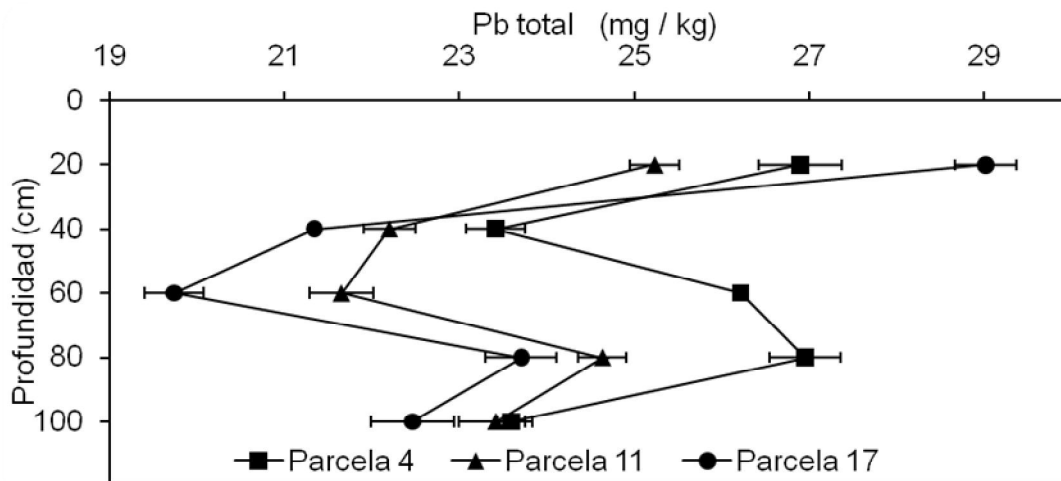


Figura 36. Plomo total en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

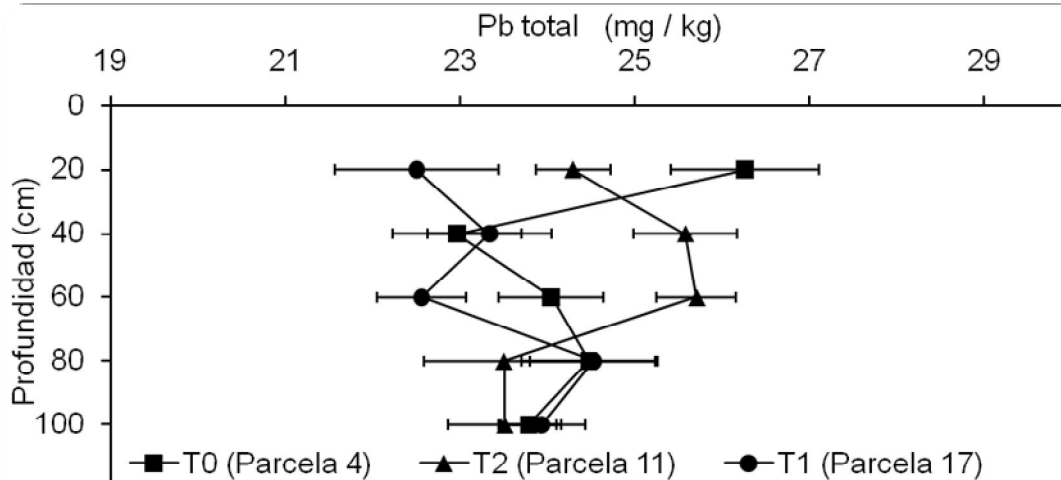


Figura 37. Plomo total en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

En la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002) se considera al plomo como elemento tóxico en el suelo y al mismo tiempo establece que, si el contenido en el suelo es de hasta 35 mg/kg se considere como normal, mientras que si el contenido se encuentra entre el intervalo 100 – 300 mg/kg se determina que su presencia en el suelo es peligrosa; en este sentido, todas las muestras se clasificaron con contenido normal de plomo.

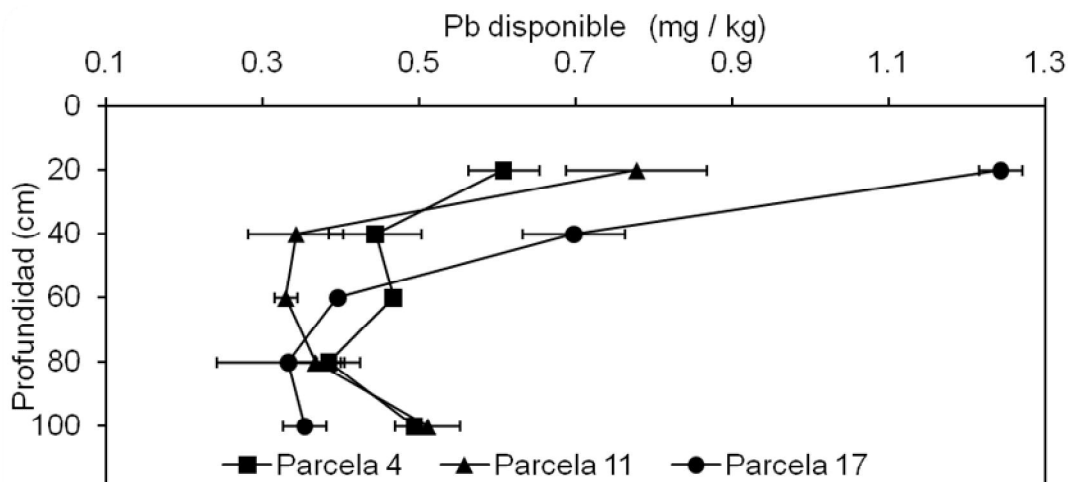


Figura 38. Plomo disponible en el suelo antes de la adición de lodo residual (muestreo preliminar).

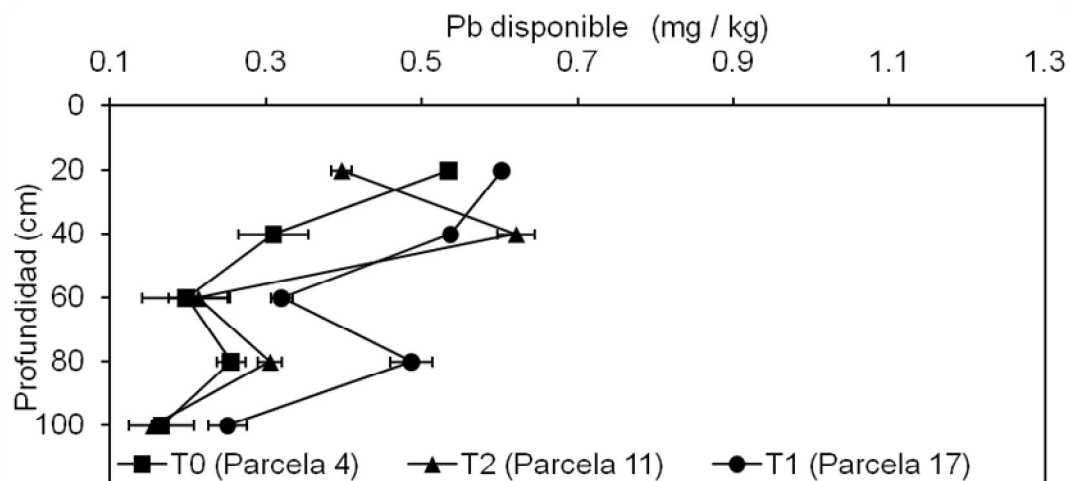


Figura 39. Plomo disponible en el suelo acondicionado con lodo residual (muestreo post-cosecha).

Todas las muestras estuvieron por arriba del valor promedio (10 mg/kg), pero dentro del intervalo de referencia (2 – 200 mg/kg) propuestos por Kabata-Pendias y Pendias (1992).

El contenido de plomo disponible correspondientes a las muestras preliminares se presentan en la Figura 38, los valores fueron 0.61, 0.78 y 1.24 mg/kg; y 0.49, 0.51 y 0.35 mg/kg; mientras que para las muestras post-cosecha fueron 0.53, 0.40 y 0.60 mg/kg; y 0.17, 0.15 y 0.25 mg/kg respectivamente (Figura 39).

En las gráficas se observa que el contenido de plomo disponible disminuye conforme aumenta la profundidad, alcanzando valores mínimos de 0.44 mg/kg para la parcela 4 a los 40 cm y de 0.33 mg/kg para las parcelas 11 y 17 a 60 y 80 cm respectivamente; mientras que para las muestras post-cosecha, los valores mínimos en los tres tratamientos corresponden a las muestras más profundas; sin embargo, en T2, se presenta un valor máximo a los 40 cm (0.62 mg/kg).

El porcentaje de disponibilidad para el plomo se determinó tomando como referencia los valores antes descritos. Los resultados se presentan en la Tabla 17.

Tabla 17. Porcentaje de disponibilidad de plomo

Profundidad (cm)	Disponibilidad de Pb (%)		
	Muestreo Preliminar	Muestreo Post-cosecha	
0-20		2.26	
20-40	Parcela 4	1.90	
40-60		T0	0.82
60-80		1.43	1.04
80-100		2.09	0.70
0-20			3.08
20-40	Parcela 11	1.54	
40-60		T2	0.83
60-80		1.49	1.30
80-100		2.18	0.66
0-20			4.29
20-40	Parcela 17	3.27	
40-60		T1	1.42
60-80		1.40	1.98
80-100		1.58	1.05

Los valores para el porcentaje de disponibilidad del plomo en las muestras analizadas son relativamente bajos. Esto se debe a que el Pb es el

metal pesado considerado como el de más baja movilidad; además, su solubilidad decrece de manera considerable por la presencia de limo Kabata-Pendias y Pendias (1992).

5.2.2.5 Cadmio total, disponible y porcentaje de disponibilidad

No se detectó cadmio total ni disponible en las muestras analizadas. Los límites de detección y de cuantificación se muestran en la Tabla 18.

Se puede establecer que a pesar de que en la zona de estudio se ha practicado la agricultura y se han utilizado fertilizantes químicos, esta actividad no ha impactado sobre el suelo en la acumulación de este metal, ya que de acuerdo con Mortredt *et al.* (1981), los fertilizantes fosfatados son los responsables principales de la presencia de este metal en el suelo agrícola, ya que en las rocas fosfatadas que se utilizan para la producción de éste, el cadmio se considera como una impureza al encontrarse en pequeñas cantidades.

Tabla 18. Limite de cuantificación y detección para el cadmio

	Limite de Cuantificación (mg/kg)	Limite de detección (mg/kg)
Cd total	0.110	0.035
Cd disponible	0.069	0.022

5.2.2.6 Parámetros de toxicidad

5.2.2.6.1 Zinc equivalente (Zn_{eq})

El Zn equivalente es un indicador de la toxicidad del suelo, el cual considera la relación que existe entre tres de los metales más abundantes en el suelo y cuya acumulación puede representar un riesgo de toxicidad para los organismos del suelo; estos metales son Cu, Ni y Zn, y se considera que el potencial tóxico del Cu y del Ni es superior 2 y 8 veces respectivamente con respecto a la toxicidad del Zn (Chumbley 1971; Diamant, 1979); dicho parámetro se calcula con la siguiente fórmula:

$$Zn_{eq} = \text{ppm Zn} + 2 \text{ ppm Cu} + 8 \text{ ppm Ni}$$

en la Tabla 19 se muestran los resultados de zinc equivalente obtenidos para las muestra preliminares y postcosecha.

Andreau y Boluda (1995), establecieron el valor de 250 ppm como límite para el Zn_{eq} , por arriba de dicho valor se considera que el suelo es potencialmente tóxico.

Tabla 19. Zinc equivalente de las muestras de suelo

Profundidad (cm)	Zn_{eq} (ppm)	
	Muestreo Preliminar	Muestreo Post-cosecha
0-20	241.1	279.7
20-40	286.6	323.6
40-60	274.2	325.8
60-80	257.3	305.2
80-100	267.0	315.4
0-20	253.6	278.7
20-40	284.6	295.5
40-60	270.8	302.4
60-80	263.1	297.7
80-100	260.0	292.0
0-20	223.3	254.6
20-40	233.7	276.2
40-60	252.7	285.6
60-80	239.0	281.1
80-100	249.1	282.0

En este sentido, de las muestras preliminares, solo la muestra superficial de la parcela 4 se considero sin riesgo de toxicidad (241.1 ppm); de la parcela 11, todas las muestras superaron el valor de referencia, por lo que el perfil completo se consideró con riesgo de toxicidad; y finalmente en la parcela 3, solo la muestra tomada a los 60 cm presentó riesgo de toxicidad con un valor de 252.7 ppm.

Por otro lado, todas las muestras se vieron afectadas con la aplicación de los tratamientos, de tal manera que los valores encontrados para el parámetro Zn_{eq} estuvieron por encima del valor de referencia, lo que clasificó al suelo con riesgo potencial de toxicidad. Los valores más altos se encontraron a los 60 cm de profundidad en los tres tratamientos, estos fueron: 325.8, 302.4 y 285.6 ppm para T0, T2 y T1 respectivamente. Como se observa, el mayor incremento se presentó en T0, lo que indica que la aplicación de fertilizante

químico puede representar mayor impacto en el suelo que la adición de lodos residuales.

El hecho de que en los tres pozos se haya encontrado el valor mayor a los 60 cm de profundidad indica que los metales pesados se están lixiviando y acumulando en los sitios de intercambio de las arcillas. Sin embargo, para afirmar lo anterior es necesario hacer un seguimiento de estos suelos y llevar a cabo estudios de fraccionamiento de metales, para establecer las formas químicas en las que se encuentran y entender su comportamiento dentro del perfil del suelo.

Se debe tener cuidado al hablar de toxicidad del suelo, ya que al considerar un solo parámetro para estimarla se puede llegar a conclusiones erróneas; por ello, es necesario emplear algunos otros indicadores como lo son el factor de enriquecimiento (EF), y el índice de geoacumulación (I_{geo}) que nos ayuden a entender mejor cual es la situación de un suelo e inferir con mayores argumentos si realmente existe riesgo de toxicidad en el suelo.

5.2.2.6.2 Relación Zinc/cadmio (Zn/Cd)

Al no detectarse cadmio en las muestras de suelo, este parámetro no se pudo determinar, lo que indica que no existe competencia con el zinc por los sitios de unión para ser adsorbidos en el suelo y posteriormente quedar en posibilidad de ser absorción en el proceso de nutrición de las plantas.

De tal manera que se puede afirmar que no existe riesgo potencial de toxicidad en el suelo y cultivos por cadmio (Andreu y Boluda, 1995)

5.2.3 Fraccionamiento de fósforo

Las muestras de suelo fueron tratadas con los reactivos propuestos por Taranto (2000) para el fraccionamiento de fósforo (Figura 4, pag. 36).

5.2.3.1 Fósforo lábil

De manera general, en los seis pozos que se realizaron (3 preliminares y 3 post-cosechas) se presentó una disminución en el contenido de fósforo lábil

desde la superficie y hasta los 60 cm de profundidad; a partir de ahí, se presenta un ligero incremento, el cual permanece relativamente constante hasta los 100 cm de profundidad (Figura 40).

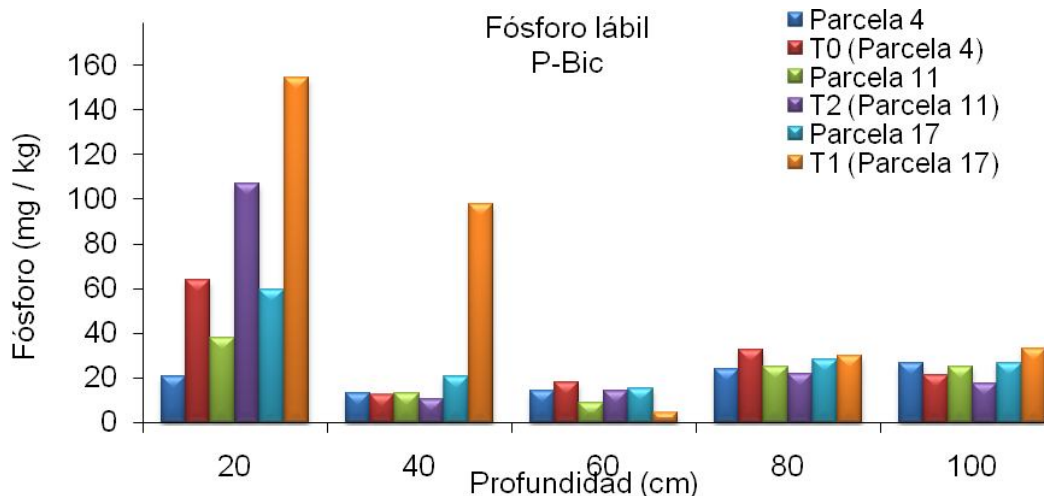


Figura 40. Fósforo lábil

En las tres parcelas donde se aplicaron los tratamientos el contenido de fósforo lábil en las muestras superficiales se modificó con respecto al obtenido en las muestras preliminares; el valor para T0 se incrementó de 20.50 a 63.87 mg/kg, lo que representó un incremento del 211%; para T2, el incremento fue de 183% (de 37.87 a 107.16 mg/kg); y para T1, se presentó un incremento de 159% (de 59.64 a 154.56 mg/kg) (Tabla 20).

El mayor incremento de fósforo lábil (211%) se presentó en la parcela que recibió fertilizante químico (T0).

Se presentó una disminución en el valor de fósforo lábil en todas las muestras subsuperficiales, (respecto a las muestras superficiales), excepto en T1 (40 cm), donde se presentó el mayor incremento; sin embargo, los valores obtenidos en las profundidades de 80 y 100 cm son ligeramente mayores que los encontrados a 40 y 60 cm respectivamente.

Estas variaciones en el contenido de fósforo lábil en las muestras subsuperficiales pueden estar relacionadas con el contenido de arcilla, ya que

de acuerdo con Hedley *et al.* (1982), Sattell y Morris (1992) y Taranto *et al.*, 2000, las principales formas lábiles del fósforo están asociadas con aquellas que hacen que éste se encuentre disponible para los cultivos, y corresponde a una combinación de fósforo inorgánico que se encuentra en la solución del suelo, otra que se encuentra en los complejos de cambio y, adicionalmente, fósforo orgánico lábil fácilmente mineralizable.

En la Tabla 20 se encuentran los porcentajes del incremento relativo de fósforo en cada una de las fracciones con los tratamientos aplicados. Se han omitido los valores que no sufrieron modificación o que por alguna variación metodológica se obtuvieron valores negativos.

Tabla 20. Incremento relativo de fósforo con los tratamientos.

Profundidad (cm)	Tratamiento	P – Bic P – NaOH P – Ult P – HCl P – res (%)				
0-20	T0	211	103	80	52	
20-40				50		17
40-60		25	26		18	15
60-80		37	52		56	
80-100				10	39	
0-20	T2	183	55	60	52	18
20-40						
40-60		54	14			5
60-80						8
80-100						
0-20	T1	159	187			
20-40		376	282		19	90
40-60				10		37
60-80		5	6			37
80-100		23	54			119

5.2.3.2 Fósforo moderadamente lábil (P-NaOH)

Como se puede observar en la Figura 41, en los seis pozos los valores mantienen el mismo comportamiento que se describió para la fracción anterior; es decir, el contenido de fósforo moderadamente lábil en el suelo, tiende a disminuir hasta que se alcanzan los 60 cm, y a partir de ahí se presenta un incremento que permanece relativamente constante hasta los 100 cm de profundidad; sin embargo, la variación en los valores es menos drásticas en esta fracción, que en la obtenida con bicarbonato de sodio.

Los porcentajes de incremento relativo de fósforo en esta fracción debida a la aplicación de los tratamientos fueron (para las muestras superficiales) de 103, 55 y 187% para T0, T2 y T1 respectivamente. El mayor contenido se presentó en T1 para la muestra superficial y a 40 cm de profundidad.

Las formas moderadamente lábiles de fósforo que se extraen en esta fracción corresponden principalmente a fósforo orgánico que se encuentra retenido químicamente en la superficie del suelo y están asociadas principalmente a óxidos de hierro y aluminio (Hedley *et al.*, 1982; Sattell y Morris, 1992; Taranto *et al.*, 2000).

En la Fig. 6 (pág. 43) se presentó el contenido de MO, que mostró un comportamiento similar a la fracción de fósforo moderadamente lábil, es decir, en ambos casos se presenta una disminución desde la superficie hasta alcanzar los 60 cm de profundidad y posteriormente aumenta ligeramente hasta los 100 cm. Además de que el mayor contenido de MO se presentó en T1, lo que corresponde con el máximo valor de fósforo moderadamente lábil encontrado para el mismo tratamiento.

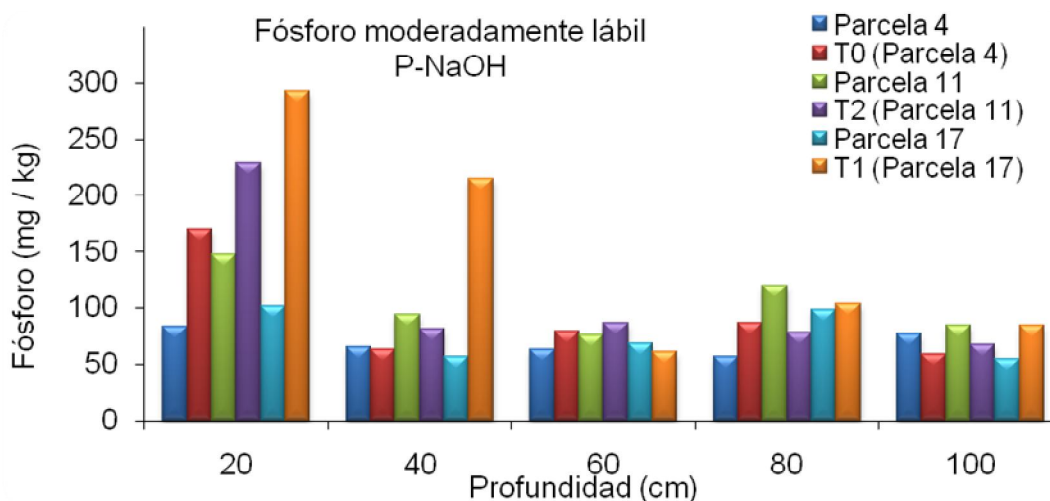


Figura 41. Fósforo moderadamente lábil

5.2.3.3 Fósforo resistente (P-ult)

Como se aprecia en la Figura 42, los valores de fósforo resistente para las muestras de suelo nuevamente muestran una tendencia a disminuir a partir de las muestras superficiales hasta llegar a los 60 cm, y posteriormente, se presenta un incremento hasta alcanzar los 100 cm (excepto en la muestra superficial de la parcela 17, que presenta un valor extremo).

A pesar del comportamiento descrito con anterioridad, la variabilidad en los resultados entre las profundidades es menor en esta fracción, La mayor variación con los tratamientos la presentó T0 en la muestra superficial (80%), el resto de las muestras presentó una variación relativa mínima.

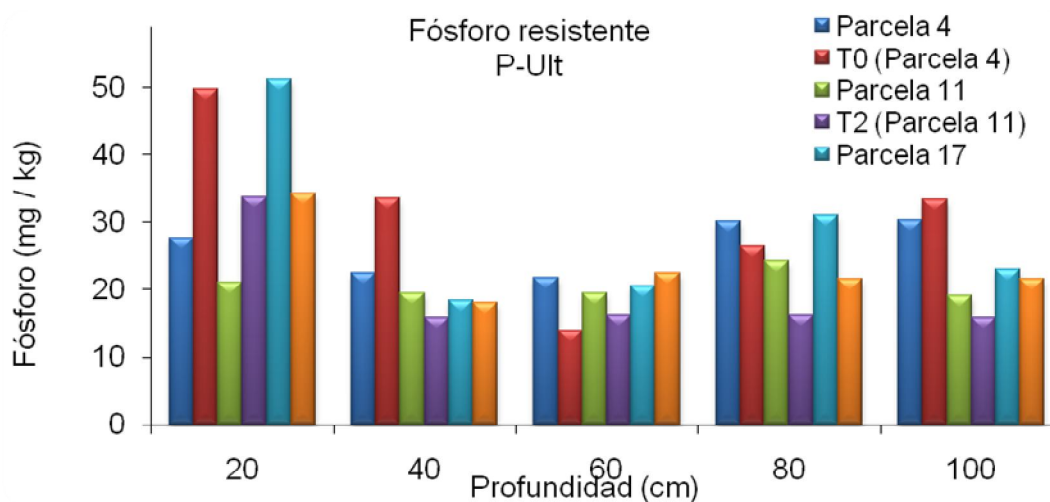


Figura 42. Fósforo resistente

Las formas de fósforo que se extraen en esta fracción corresponden principalmente a fósforo orgánico que se encuentra retenido en las superficies internas de los agregados del suelo, y por lo tanto, es difícil encontrar variaciones en el corto plazo en esta especie de fósforo (Hedley *et al.*, 1982; Sattell y Morris, 1992; Taranto *et al.*, 2000).

5.2.3.4 Fósforo precipitado (P-HCl)

En esta fracción se mantiene la tendencia que ya se ha descrito para las fracciones anteriores; sin embargo, es de llamar la atención el comportamiento

de la parcela 11, que presenta valores muy bajos, además de que a los 60 cm no se detectó fósforo correspondiente a esta fracción.

Es importante mencionar que en esta fracción se presentaron menos variaciones en los valores de fósforo con los tratamientos, (el valor mayor fue 56%, para T0 a los 80 cm).

Las formas de fósforo que se extraen en esta fracción corresponden a fósforo inorgánico que se encuentra en los minerales del suelo del tipo de la apatita (Hedley *et al.*, 1982; Sattell y Morris, 1992; Taranto *et al.*, 2000).

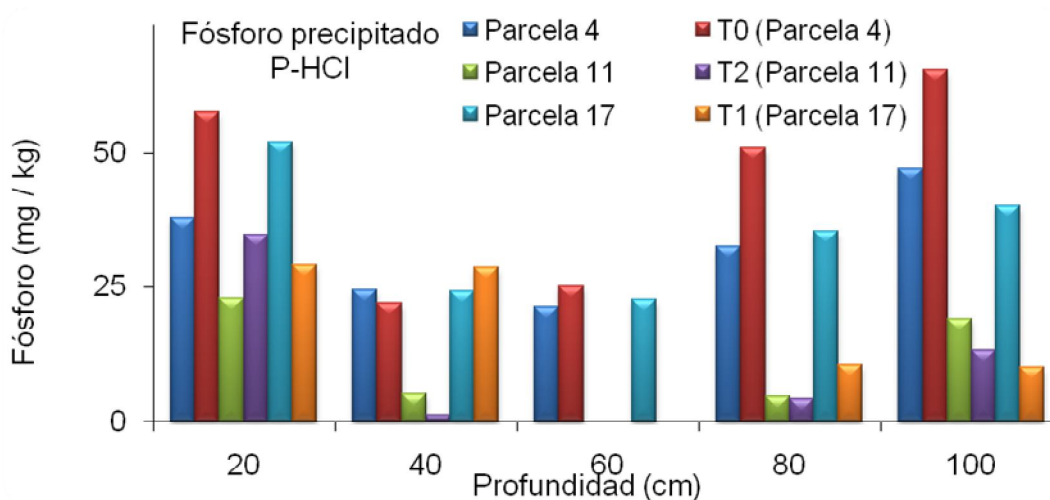


Figura 43. Fósforo precipitado

Debido a los valores relativamente bajos que se determinaron en esta fracción, se puede argumentar que los minerales de apatita se encuentran en muy baja proporción en estos suelos, esto puede ser debido a que los materiales que se han depositado en el suelo no lo contienen, o bien, la apatita se ha ido transformando por medio del intemperismo físico, químico y/o biológico en otras especies minerales.

5.2.3.5 Fósforo residual (P-res)

Finalmente, se llevó a cabo una digestión con una mezcla de 10 ml de $\text{HCl}_{\text{conc.}}$ y 5 ml de H_2O_2 al 30% a 70°C durante 4 hrs, para obtener la última fracción de fósforo de las muestras de suelo, la cual se denomina fósforo residual (P-res) y corresponde a las formas de fósforo orgánico químicamente

más estable y fósforo inorgánico relativamente insoluble. Los resultados se encuentran en la Figura 44.

En esta fracción, el contenido de fósforo muestra un comportamiento similar en todas las muestras, aún con la aplicación de los tratamientos; De manera general, se puede establecer que con T1 se presentó el mayor incremento, encontrando el valor mayor a los 100 cm (119%).

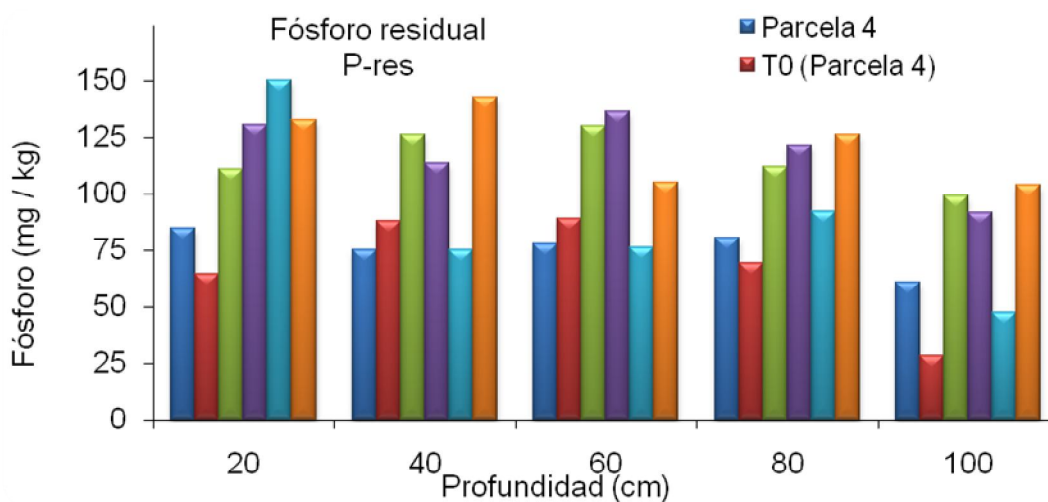


Figura 44. Fósforo residual

Debido a los valores obtenidos en esta fracción se puede establecer que el fósforo que se ha almacenando en el suelo en las formas químicamente más estables. Esto significa una desventaja para los cultivos, ya que son formas de fósforo no disponibles para la nutrición de las plantas; sin embargo, para el ambiente es un proceso favorable, ya que al incrementarse el contenido de estas formas de fósforo en el suelo, disminuye su movilidad y por consiguiente, puede minimizarse su pérdida por lixiviación.

5.2.3.6 Porcentaje de recuperación del fraccionamiento de fósforo

En las Tablas 21 y 22 se encuentran los valores del contenido de fósforo de cada fracción correspondientes al fraccionamiento del fósforo tanto de las muestras preliminares y post-cosecha.

Con los datos obtenidos se determinó el porcentaje de recuperación, para lo cual se realizó la extracción de fósforo mediante digestión ácida + peróxido de hidrógeno de un muestra completa de suelo (P-total). El resultado obtenido se comparó con el valor acumulado de cada fracción. Los resultados se presentan en la Tabla 23.

Tabla 21. Contenido de fósforo en cada fracción (Muestreo preliminar)

Profundidad (cm)	Parcela	P – Bic	P – NaOH	P – Ult	P – HCl	P – res
		(mg / kg)				
0-20	4	20.52	83.69	27.71	37.94	84.98
20-40		13.17	65.30	22.44	24.53	75.04
40-60		14.42	63.22	21.75	21.19	77.73
60-80		24.06	56.58	30.19	32.60	80.60
80-100		26.88	77.28	30.30	47.02	60.73
0-20	11	37.87	147.16	21.15	22.87	111.02
20-40		13.28	94.05	19.46	5.18	126.39
40-60		9.20	76.24	19.39	0.00	130.18
60-80		25.33	119.55	24.20	4.72	111.92
80-100		24.97	84.85	19.02	18.95	99.12
0-20	17	59.64	102.06	51.16	52.01	150.32
20-40		20.59	56.38	18.38	24.17	75.12
40-60		15.55	68.20	20.45	22.67	76.35
60-80		28.45	98.33	31.13	35.44	92.14
80-100		26.89	54.64	22.94	40.09	47.30

Tabla 22. Contenido de fósforo en cada fracción (Muestreo post-cosecha)

Profundidad (cm)	Tratamiento	P – Bic	P – NaOH	P – Ult	P – HCl	P – res
		(mg / kg)				
0-20	T0	63.87	169.82	49.79	57.72	64.40
20-40		12.45	63.42	33.61	21.94	87.73
40-60		17.96	79.44	13.96	25.08	89.04
60-80		32.86	86.15	26.41	50.86	69.15
80-100		21.54	59.03	33.35	65.54	28.38
0-20	T2	107.16	228.65	33.79	34.78	130.54
20-40		10.59	80.95	15.96	1.19	113.31
40-60		14.14	86.78	16.34	0.00	136.35
60-80		21.75	77.58	16.34	4.28	121.32
80-100		17.77	67.73	15.95	13.17	91.58
0-20	T1	154.56	292.44	34.22	29.05	132.41
20-40		97.98	215.16	18.10	28.65	143.04
40-60		4.75	60.73	22.54	0.00	104.80
60-80		29.89	104.10	21.64	10.50	126.34
80-100		33.01	84.28	21.62	10.05	103.67

En todas las muestras el valor obtenido para el fósforo total fue mayor que la suma de las fracciones, lo que nos indica que el método de fraccionamiento se ha desarrollado de manera correcta en el laboratorio.

Tabla 23. Porcentaje de recuperación del fraccionamiento de fósforo

Profundidad (cm)	Preliminar			Post-cosecha				
	Σ fracciones	P-Total	% Rec	Σ fracciones	P-Total	% Rec		
0-20		254.84	292.63	87.09		405.59	433.70	93.52
20-40	Pozo	200.49	209.20	95.84		219.15	233.47	93.87
40-60		198.32	199.66	99.33	T0	225.48	240.93	93.59
60-80	1	224.03	284.98	78.61		265.43	266.61	99.56
80-100		242.22	255.11	94.95	207.84	276.80	75.09	
0-20		340.08	467.16	72.80		534.92	556.21	96.17
20-40	Pozo	258.36	315.57	81.87		222.00	274.72	80.81
40-60		235.01	238.61	98.49	T2	253.60	274.69	92.32
60-80	2	285.73	345.17	82.78		241.27	301.72	79.97
80-100		246.91	331.28	74.53	206.21	282.98	72.87	
0-20		415.19	512.76	80.97		642.69	650.43	98.81
20-40	Pozo	194.63	197.82	98.39		502.93	528.54	95.15
40-60		203.23	217.21	93.56	T1	192.82	254.81	75.67
60-80	3	285.50	293.16	97.39		292.48	305.03	95.89
80-100		191.87	217.18	88.35	252.62	301.05	83.91	

Se puede establecer que los porcentajes de recuperación son aceptables, ya que se obtuvieron 7 valores (23% de muestras) entre 70 y 80%, 7 valores entre 80 y 90% y 16 valores (54% de las muestras) por arriba de 90%, todo ello de un total de 30 muestras.

Esta variación en el porcentaje de recuperación se puede explicar por pérdidas durante el fraccionamiento al pasar de una fracción a otra, sin embargo, se puede establecer que el método ha sido estandarizado en el laboratorio satisfactoriamente.

6. CONCLUSIONES

La muestra de lodos residuales proveniente de la Planta Tratadora de Aguas Residuales Municipales Toluca Oriente perteneciente a la Operadora de Ecosistemas SA de CV, se clasificó como excelente de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003), lo que significa que pueden ser destinados para uso urbano, forestal, en el mejoramiento y recuperación de suelos o bien, en la agricultura.

Ninguno de los metales analizados sobrepasó los límites establecidos por la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002); por lo tanto, y de acuerdo con este criterio, ninguna muestra presentó problemas de toxicidad por acumulación de metales pesados.

De acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2000 (Diario Oficial, 2002), el contenido de Cu y Zn en las muestras clasificaron al suelo con contenido adecuado; mientras que el contenido de Pb y Ni lo clasificaron con contenido normal.

Con respecto a los límites máximos de metales pesados en el suelo propuestos por Kabata-Pendias y Pendias (1992), los valores correspondientes estuvieron por debajo del valor promedio y dentro del intervalo de referencia.

Ninguna muestra presentó problemas de toxicidad por acumulación de metales pesados de acuerdo con los límites máximos de metales pesados en el suelo propuestos por Kabata-Pendias y Pendias (1992).

No se detectó Cd en la muestra de lodo residual ni en las muestras de suelo, lo que nos indica que en el suelo no existe riesgo de toxicidad por dicho metal.

La adición de lodos residuales no modificó las propiedades físicas y químicas del suelo ni el contenido de metales totales o disponibles.

El parámetro Zn_{eq} se modificó tanto con la adición de fertilizante químico como con la adición de lodos residuales, clasificando a todas las muestras como potencialmente tóxicas; sin embargo, el valor más alto (325.8 ppm) se presentó con la adición de fertilizante químico.

El contenido de fósforo correspondiente a la fracción lábil (P-bic) aumentó en las muestras superficiales con la aplicación de los tres tratamientos, estableciéndose la secuencia de $T1 > T2 > T0$.

La fracción de fósforo moderadamente lábil (P-NaOH) mostró un comportamiento similar al fósforo lábil, lo que indica que estas dos fracciones son las más afectadas por la adición de fertilizante químico o de lodos residuales.

La aplicación de lodos residuales no afecta las fracciones de fósforo lábil y moderadamente lábil después de los 40 cm de profundidad.

La fracción de fósforo retenido en agregados del suelo (P-ult) no se modificó debido a los tratamientos, ya que en todas las profundidades se presenta un comportamiento similar;

La fracción de fósforo precipitado (P-HCl) se vio modificada con la aplicación de fertilizante químico, ya que exceptuando la profundidad de 40 cm, en las muestras restantes se presenta un incremento en el contenido de fósforo.

La fracción de fósforo residual (P-res) no se modificó con ninguno de los tratamientos.

En aquellas fracciones donde se modificó el contenido de fósforo, el fertilizante químico fue el que generó mayor variabilidad.

El impacto que tiene la aplicación de lodos residuales sobre el suelo es menor que el provocado por la aplicación de fertilizante químico.

El porcentaje de recuperación del fraccionamiento de fósforo es aceptable, ya que 54% de las muestras estuvieron por arriba del 90% de recuperación, lo que indica que sí se logró la estandarización de la técnica.

Con los datos analizados del fraccionamiento del fósforo se puede establecer que las fracciones que se están alterando con la aplicación de los tratamientos son las correspondientes al fósforo lábil y moderadamente lábil.

La aplicación de lodos residuales en suelo de uso agrícola puede considerarse como un riesgo debido a la lixiviación de fósforo si no existe vegetación que absorba el fósforo de las fracciones lábiles, ya que esta especie química además de ser la más disponible para las plantas, es la forma más soluble de este elemento.

7. SUGERENCIAS

Dado que la NOM-004-SEMARNAT-2002 (Diario Oficial, 2003), establece el análisis bromatológico para la clasificación de lodos residuales, se propone que éstos se realicen en las muestras de lodo usadas para las investigaciones, para tener dicho control.

Se recomienda llevar a cabo estudios de fraccionamiento de metales pesados en el suelo, para determinar las especies químicas que se encuentran a cada profundidad y comprender de una manera más clara la movilidad que presenta cada metal.

Es importante determinar otros parámetros como el índice de geoacumulación y el factor de enriquecimiento, los cuales nos permiten entender cuál es el origen de los metales en el suelo, y con esta información se pueda dar una conclusión más acertada con respecto al posible origen de la toxicidad del suelo y estimar de manera más clara el impacto de los lodos en el suelo.

Es importante tener continuidad en el análisis de fraccionamiento de fósforo en suelos de uso agrícola adicionados con lodos residuales con la finalidad de establecer con mayor certeza la posibilidad de lixiviación de dicho elemento.

8. LITERATURA CITADA

- Abdelrahman, H.A. y Al-Ajmi, H. 1994. Heavy metals in some water and wastewater irrigated soils of Oman. *Commun. Soil. Sci. Plant Anl.* 25 (5-6), 605-613.
- Alloway, B.J. 1990. Heavy metals in soils. JohnWiley & Soon. New York. 339.
- Andreu, V. y Boluda, Jr. 1995. Application of Contamination Index on Different Farming Soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54, 228-236.
- Antonio-Mondragón, A. 2005. Índices de toxicidad por metales pesados en suelos irrigados de uso agrícola del Valle de Santiago, Guanajuato. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UAEMéx.
- Basta, N.T., Pantone, D.J. y Tabatabai, M.A. 1993. Path analysis of heavy metal adsorption by soil. Published in *Agon. J.* 85, 1054-1057.
- Bhogal, A., Nicholson, F., Chambers, B., Shepherd, M., 2003. Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes. *Environmental Pollution* 121, 413-423.
- Blackmer, A.M., Ellsworth, J.W. y Hansen, D.J., 2000. Managing Animal Manures to Minimize Greenhouse Gas Production During Corn Production. In Iowa Carbon Conference. Proceedings, August 21.
- Bourg, A.C.M. y Loch, J.P.G. 1994. Mobilization of heavy metals affect by pH and redox conditions. In Salomons, W & Stigliani, W.M. (eds) *Biogeochemistry of Pollutants in soils and sediments.* Springer-Verlag, Berlin. 87-102.
- Bouyucos, G.V., 1962. Hydrometer method improved for making psrticle size analysis of soils *Agron. J.* 54, 464-465.
- Brofas, G., Michopoulos, P., Alifragis, D., 2000. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine soils reclamation. *J. Environ. Qual.* 28, 811-816.
- Burt, R., Wilson, M.A., Mays, M.D., Lee, C.W. 2003. Major and trace elements of selected pedons in USA. *J. Environ. Qual.* 32, 2109-2121.
- Cala-Rivero, V., Rodríguez-Sanchidrian, J., Gasca, M. 1992. Influencia de la disponibilidad de Zn y Cd en suelos sobre su absorción por plantas hortícolas. *Rev. Toxicol.* 9, 40-44.
- Casado-Vela, J., Selle, S., Navarro, J. 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Management.* 26, 946-952.
- Coulombe, E.C., Wilding, P.L., Dixon, B.J. 1996. Overview of Vertisols: Characteristics and Impact on Society. Academic Press, Inc. USA. 375.
- Chang, S.C., Jackson, M.L. 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.* 84, 133-144.
- Chavez, V.M. 2002. Evaluación de las características fisicoquímicas del follaje de maíz, cultivado en suelo mejorado con lodos residuales municipales. Tesis de Maestria. Facultad de Química. UAEMéx.

- Chumbley, C.G. 1971. Permissible levels of toxic metal in sewage used on agricultural land. Soils. ADAS Advisory Paper No. 10. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. England.
- Dai, J. Y., Xu, M.Q., Chen, J.P., Yang, X.P., Ke, Z.S. 2007. PCDD/F, PAH and heavy metals in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*. 66, 353-361.
- Day, A.D., Thompson, R.K., Tucker, T.C. 1983. Effects of dried sewage sludge on Barley genotypes. *J. Environ. Qual.* 12, 213-215.
- Del Aguila, J.P. 2002. Distribución de metales pesados (Cd, Cu, Mn, Ni, Fe, Pb y Zn) en suelos vertisoles cercanos a la Presa José Antonio Alzate, Estado de México. Tesis de Maestría. Facultad de Química. UAEMex.
- Diamant, B.Z. 1979. Environmental health impact of heavy metals in wastewater sludge applied to cropland. International Conference "Heavy metals in the environment". London.
- Diario Oficial de la Federación. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 31 de Diciembre de 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000.
- Diario Oficial de la Federación. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 15 de Agosto de 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002.
- Duchaufour, P. 1984. Edafología: génesis y clasificación. Masson, S. A. España. 493.
- Eghball, B., Binford G.D., Baltensperger D.D. 1996. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.* 25, 1339-1343.
- Elliot, H.A., O'Connor G.A., Brinton S. 2002. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soils. *J. Environ. Qual.* 31, 681-689.
- Engelhart, M., M. Kruger, J. Kopp, N. Dichtl. 2000. Effects of desintegration on anaerobic degradation of sewage excess sludge in downflow stationary fixed film digester. *Water science technology*. 41, 171-179.
- Epstein, E. 2003. Land application of sewage sludge and biosolids. Lewis Publ., Boca Raton, Fl.
- Frank, R., Ishidra, K., Suda, P. 1976. Metals in agricultural soils of Ontario, Can. *J. Soc. Sci.* 56: 181-197.
- Gao, Y., J. He. W. Ling, H. Hu, F. Liu. 2003. Effects of organic acids on copper and cadmium desorption from contaminated soils. *Environment International* 29, 613-618.
- Gavande, S.A. 1980. Física de suelos. Limusa. México. 34-35.
- Gómez, B.G. 1998. Variación estacional de metales pesados en lodos residuales de la planta tratadora de aguas "Toluca oriente" México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UAEMex.

- Gómez, T. H. M. y Mhulia, M. E. 1987. Evaluación biológica de la calidad de agua residual e industrial y de lodos activados usando como indicador frijol y haba. Tesis de Licenciatura UAEMéx.
- Grey, M., C. Henry. 2002. Phosphorus and nitrogen runoff from a forested watershed fertilized with biosolids. *J. Environ. Qual.* 31, 926–936.
- Grierson, P.F., N.B. Comerford, E.J. Jokela. 1999. Phosphorus mineralization and microbial biomass in a Florida Spodosol: Effects of water potential, temperature and fertilizer application. *Biol. Fertil. Soils* 28, 244–252.
- Harter, R.D. 1983. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. *Soil. Sci. Am. J.* 47, 47-51.
- Hatton, D., W. Pickering. 1980. The effect of pH on the retention of Cu, Pb, Zn y Cd by clay-humic acid mixtures. *Water, Air and Soil Pollution.* 14, 13-21.
- Hedley, M.J., J.W.B. Stewart. B.S. Chauhan. 1982. Changes in inorganic and organic soil P fraction induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal.* 46, 970-976.
- Hodsong, J. M. (1987). Muestreo y descripción del suelo. Reverté. España. 229
- Hua, L., Y. Wang, W. Wu, M.B. McBride, Y. C. 2008. Biomass and Cu and Zn uptake of two turfgrass species grown in sludge compost-soil mixtures. *Water Air Soil pollut.* 188, 225-234.
- Hue N.V., Silva J.A., Arifin R. (1988). Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.* 17, 384-390.
- Hue N.V. y Ranjith S. A. (1994). Sewage sludges in Hawai: Chemical composition and reactions with soil and plants. *Water, Air and Soil Pollut.* 72: 265-283.
- Ibarra, S. V., Castillo, M., Gómez, R., Arriaga, A. R. M. y Becerra E. (1997). Evaluación de elementos traza en suelos agrícolas en el municipio de Santiago Ixc. Nayarit. Memorias del Congreso Nacional de las Ciencias del Suelo. Villahermosa Tabasco. 61.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2001. Síntesis de Información Geográfica del Estado de México.
- Jackson, L. M. (1982). Análisis químico de suelos. Omega. España. 662.
- kabata-pendias, A. y Pendias H. (1992). Trace elements in soil and plants. Vol. 1 CCR. Press, Inc. Boca Raton. Florida, USA. 365.
- kabata-pendias, A. (1995). Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: Solomons, W., Förstner U. And Mader, P. Heavy metals. Problems and solutions. Springer. Germany. 3-18.
- Keller C., S.P. McGrath, S.J. Dunham. 2002. Trace Metal Leaching through a Soil–Grassland System after Sewage Sludge Application. *J. Environ. Qual.* 31, 1550–1560.
- Korboulewsky, N., S. Dupouyet, G. Bonin. 2002. Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: carbon, heavy metals, nitrogen and phosphorus accumulation. *J. Environ. Qual.* 31, 1522–1527.

- Kuo, S. y Baker, A. S. (1980). Sorption of copper, zinc and cadmium by some acid soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 44: 969-974.
- Kuo, S. 1996. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods.* SSSA. Book series No.5.
- Kvamstrom, E., C. Morel, J. Fardeam, J. Morel. 2000. Changes in the phosphorus availability of a chemically precipitated urban sewage sludge as a result of different dewatering processes. *Waste Management and research.* 18, 249- 258.
- López, J. L. y López, J. M. (1990). *El diagnóstico de suelos y plantas.* Ediciones Mundi-Prensa. España. 264.
- Loué, L. (1988). *Los microelementos en la agricultura.* Ediciones Mundi-Prensa. España. 326.
- Lugo-De La Fuente, J. A. (2002). *Dinámica de metales pesados en el sistema suelo-sedimento-fracción húmica y arcillosa en la cuenca alta y media del río Lerma.* Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Martín Del Campo, M.G. (1996). *Distribución de metales pesados en el sistema sedimento-suelo de la presa "José Antonio Alzate", Estado de México.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UAEMéx.
- Martínez, F., G. Cuevas, R. Calvo, I. Walter. 2003. Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem. *J. Environ. Qual.* 10, 193-197.
- Mbila, M.O., M.L. Thompson, J.S.C. Mbagwu, D.A. Laird. 2001. Distribution and movement of sludge-derived trace metals in selected Nigerian soils. *J. Environ. Qual.* 30, 1667–1674.
- McBride, M.B., B.K. Richards, T. Steenhuis, G. Spiers. 1999. Long-term leaching of trace elements in a heavily sludge-amended silty clay loam soil. *Soil Sci.* 164, 613–623.
- Mortredt, J. J., Mays, D. A. y OSborn, G. (1981). Uptake by wheat of cadmium and other heavy metal contaminants in phosphate fertilizers. *J. Environ. Qual.* 10: 193-197.
- Murphy, J., J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31–36.
- Navarro, B. S. y Navarro, G. G. (2000). *Química Agrícola: El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal.* Ediciones Mundi-Prensa. España. 254.
- Nikolaidis N.P., Chheda P., Lackovic J.A., Guillard K., Simpson B. And Pedersen, T. (1999) Nitrogen Mobility In Biosolid Amended Glaciated Soil. *Water Environment Research.*, 71(3), 368-376
- Novak, J.M., D.W. Watts, P.G. Hunt, K.C., Stone. 2000. Phosphorus movement through a coastal plain soil after a decade of intensive swine manure application. *J. Environ. Qual.* 29, 1310–1315.
- Oberhaster G. (1991). South Africa practice in land disposal of sludge, including legislation and health aspects. *Wat. Sci. Technol.* 15, 151-155.

- Ortiz, M. L. (1994). Caracterización y propuestas de manejo de los lodos residuales de las plantas de tratamiento CIVAC, Morelos. Tesis de Maestría en Ciencias. UNAM.
- Parsa, A. (1970), Solid wastes as zinc fertilizer. Proc. Soil for Management of Organic Wastes Waste Waters. Symp. Alabama. USA.
- Peña, C. W. (2004). Los suelos desarrollados sobre serpentines y su relación con la flora endémica. Tesis Doctoral. USC. España.
- Peterson G.W., R.B. Corey. 1966. A modified Chang and Jackson procedure for routine fractionation of inorganic soil phosphates. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30, 563-565.
- Petruzzelli, G., Guidi, G. y Lubrano, L. (1978). Organic matter as an influencing factor on copper and cadmium adsorption by soils. Water, Air and Soil Pollution. 9: 263-269.
- Pierzynski, G.M. 2005. Plant Nutrient Issues for Sustainable Land Application. J. Environ. Qual. 34, 8–28.
- Porta, C. J., López-Acevedo, R. M. y Roquero, L. C. (1999). Edafología: para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mindi-Prensa. España. 807.
- Potash & Phosphate Institute. (1997). Manual Internacional de fertilidad de los suelos. Research education. USA.
- Rodríguez, R. E. (2000). Evaluación de metales pesados en suelos irrigados en la cuenca media del río Lerma. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UAEMéx.
- Ross, M. S. (1994) Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In: ROOS, M. S. Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons. 63-152.
- Sattell, R.R., R.A.Morris. 1992. Phosphorus fractions and availability in Sri Lankan alfisols. Soil, Sci. Soc. Am. J. 56, 1510-1515.
- Siddique, M.T., J.S. Robinson, B.J. Alloway. 2000. Phosphorus reaction and leaching potential in soils amended with sewage sludge. J. Environ. Qual. 29, 1931–1938.
- Siddique, M.T., J.S. Robinson. 2003. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures and sewage sludge. J. Environ. Qual. 32, 1114–1121.
- Sims, J.T., R.R. Simard, B.C. Joern. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. J. Environ. Qual. 27:277–293.
- Sadonikova, L. K., Renesnikov, S. L. y Ladonin, D. V. (1993). The heavy metals content of activate sludge used as organic fertilizer. Eurasia Soil Sci. 25(11): 60-70.
- Sposito, G. 1989. The chemistry of soil. Oxford University Press. New York.
- Su, D.C., J.W.C. Wong. 2003. Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni and Cd in soil amended with fly ash-stabilized sewage sludge. Environmental International. 29, 895-900.

- Sukreeyapongse, O., P.E. Holm, B.W. Strobel, S. Panichsakpatana, J. Magid, H.C.B. Hansen. 2002. pH-Dependent Release of Cadmium, Copper, and Lead from Natural and Sludge-Amended Soils. *J. Environ. Qual.* 31:1901–1909.
- Taranto, M.T., M.A. Adams, P.J. Polglase. 2000. Sequential fractionation and characterisation (^{31}P -NMR) of phosphorus-amended soils in *Banksia integrifolia* (L.f.) woodland and adjacent pasture. *Soil Biology and Biochemistry.* 32, 169-177.
- Thorne, E. M., Zamora, A. B. y Kennedy, C. A. (1998). Sewage sludge and micorrhizal effects on blue bunch wheat grass in mine soil. *J. Environ. Qual* 27: 1228-1233.
- Tian, G., C. Granato, R.I. Pietz, C.R. Carlson, Z. Abedin. 2006. Effect of long-term application of biosolids for land reclamation on surface water chemistry. *J. Environ. Qual.* 35, 101–113.
- Udom, B.E., J.S.C. Mbagwu, J.K. Adesodum, N.N. Agbim. 2004. Distribution of zinc, copper, cadmium and lead in a tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge. *Environmental International.* 30, 467-470.
- Vaca-Paulin, R., Hernández, S. G. y Lugo-De La Fuente, J. A. (1998). Extracción secuencial de Cd, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn en sedimentos de la Cuenca Alta del río Lerma. *Actas INAGEQ.* 4: 86-96.
- Valdares, J. M. A. S., Gal, M., Mingelggin, V. y Page, A. R. (1983). Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield and their uptake by plants. *J. Environ. Qual.* 12(1): 49-57.
- Walkey, A.L., Black, A. 1947. A rapid determination of soil organic matter. *J. Agric. Sci.* 25, 563-568.
- Wang, C., X. Hu, M.L. Chen, Y.H. Wu. 2005. Total concentration and fraction of Cd, Cr, Pb, Cu, Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment plants. *Journal of hazardous materials.* 119, 245-249.
- Webster, R. y Oliver, M. A. (1991). *Statistical methods in soil land resource survey.* Oxford University Press. Great Britain.
- WERF Water Environment Research Federation (1999). *Watershed effects of biosolids land application.* Literature Review. WERF Alexandria, Va, USA.
- Wild, A. (1992). *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell.* Ediciones Mundi-Prensa. España.
- William, M., Jaffé, P. R. y Anderberg, S. (1993). Heavy metal pollution in the Rhine Basi. *Envirin. Sci. Technal.* 27(5): 786-793.
- Williams, J., Syres, J. y Walker T. (1967). Fractionation of soil Inorganic phosphates by a modification of Chang and Jackson procedure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 31: 736-739.
- WRB, IUSS Grupo de Trabajo. 2007. *Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No. 103.* FAO, Roma.

A N E X O I

**Tablas de determinaciones físicas y químicas en suelo acondicionados
con lodos residuales**

Tabla 1. pH real en suelo

Profundidad (cm)		pH				
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha		
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2	
0-20	Parcela 4	5.45	5.52	T0	5.62	5.58
20-40		6.36	6.28		6.34	6.40
40-60		6.55	6.48		6.48	6.59
60-80		6.58	6.63		6.65	6.67
80-100		6.50	6.62		6.64	6.55
0-20	Parcela 11	5.00	4.98	T2	4.88	4.75
20-40		5.84	5.92		6.16	6.19
40-60		6.31	6.20		6.42	6.33
60-80		6.39	6.49		6.45	6.44
80-100		6.60	6.66		6.73	6.58
0-20	Parcela 17	5.73	5.68	T1	5.49	5.45
20-40		6.23	6.12		6.34	6.40
40-60		6.69	6.78		6.67	6.80
60-80		6.64	6.59		6.54	6.60
80-100		6.55	6.54		6.52	6.44

Tabla 2. pH potencial en suelo

Profundidad (cm)		pH				
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha		
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2	
0-20	Parcela 4	4.76	4.86	T0	4.54	4.41
20-40		5.24	5.30		5.41	5.45
40-60		5.49	5.36		5.47	5.50
60-80		5.40	5.45		5.50	5.59
80-100		5.27	5.31		5.59	5.58
0-20	Parcela 11	4.51	4.40	T2	4.37	4.23
20-40		5.25	5.18		5.08	5.15
40-60		5.47	5.39		5.58	5.49
60-80		5.76	5.80		5.60	5.78
80-100		5.65	5.50		5.51	5.66
0-20	Parcela 17	4.81	4.76	T1	4.50	4.56
20-40		5.42	5.51		5.09	5.01
40-60		5.57	5.60		5.68	5.75
60-80		5.57	5.62		5.51	5.50
80-100		5.67	5.54		5.76	5.62

Tabla 3. Contenido de materia orgánica en suelo

Profundidad (cm)		MO (%)				
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha		
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2	
0-20	Parcela 4	1.27	1.21	T0	1.34	1.27
20-40		0.95	1.01		1.08	1.14
40-60		0.68	0.62		0.68	0.62
60-80		0.95	1.01		1.08	1.01
80-100		1.66	1.60		1.66	1.60
0-20	Parcela 11	1.21	1.14	T2	2.31	2.38
20-40		1.08	1.01		0.95	0.88
40-60		0.68	0.68		0.75	0.68
60-80		1.14	1.21		1.01	0.95
80-100		1.66	1.79		1.73	1.66
0-20	Parcela 17	1.73	1.60	T1	2.84	2.97
20-40		0.75	0.75		1.01	0.95
40-60		0.68	0.68		0.75	0.82
60-80		1.08	1.01		1.08	1.01
80-100		1.66	1.73		1.73	1.66

Tabla 4. Capacidad de Intercambio Catiónico en suelo

Profundidad (cm)	CIC (Cmol(+) Kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20		20.42	20.28		20.73	20.83
20-40	Parcela 4	24.54	24.66	T0	25.06	24.88
40-60		27.28	27.65		27.47	27.09
60-80		26.28	26.67		27.76	27.38
80-100		27.97	27.64		26.51	26.34
0-20			20.06		19.97	
20-40	Parcela 11	21.69	21.98	T2	21.66	21.48
40-60		23.93	23.84		24.27	24.20
60-80		28.00	27.81		26.16	26.03
80-100		29.98	29.79		27.99	28.09
0-20			20.20		20.80	
20-40	Parcela 17	23.04	23.25	T1	22.13	22.09
40-60		27.39	27.64		28.38	28.23
60-80		29.61	29.85		28.05	27.58
80-100		28.68	28.80		27.93	28.03

Tabla 5. Contenido de potasio en suelo

Profundidad (cm)	K (Cmol(+) Kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20		0.30	0.32		0.62	0.64
20-40	Parcela 4	0.32	0.30	T0	0.29	0.27
40-60		0.34	0.35		0.27	0.29
60-80		0.32	0.33		0.29	0.28
80-100		0.26	0.26		0.27	0.29
0-20			0.33		0.32	
20-40	Parcela 11	0.31	0.32	T2	0.27	0.29
40-60		0.31	0.29		0.29	0.29
60-80		0.32	0.33		0.24	0.23
80-100		0.24	0.25		0.21	0.22
0-20			0.34		0.32	
20-40	Parcela 17	0.34	0.36	T1	0.34	0.35
40-60		0.31	0.31		0.27	0.26
60-80		0.31	0.31		0.27	0.28
80-100		0.24	0.24		0.27	0.26

Tabla 6. Contenido de sodio en suelo

Profundidad (cm)	Na (Cmol(+) Kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20		0.93	0.87		0.67	0.73
20-40	Parcela 4	1.45	1.33	T0	1.44	1.40
40-60		1.95	1.92		1.55	1.62
60-80		2.03	2.09		1.32	1.39
80-100		1.93	1.92		1.20	1.24
0-20			0.66		0.67	
20-40	Parcela 11	0.79	0.76	T2	0.59	0.68
40-60		0.95	1.00		1.37	1.35
60-80		1.48	1.43		1.53	1.47
80-100		1.62	1.61		1.28	1.35
0-20			0.77		0.77	
20-40	Parcela 17	0.96	1.02	T1	0.71	0.77
40-60		1.69	1.63		1.46	1.43
60-80		1.82	1.75		1.82	1.78
80-100		1.57	1.61		1.67	1.63

Tabla 7. Contenido de calcio en suelo

Profundidad (cm)	Ca (Cmol(+) Kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20	Parcela 4	10.12	9.78	T0	7.96	7.83
20-40		11.63	11.25		11.95	11.45
40-60		11.12	11.26		10.56	11.67
60-80		12.93	13.33		13.57	13.80
80-100		14.04	14.31		13.69	14.49
0-20	Parcela 11	7.00	7.03	T2	7.30	7.77
20-40		9.65	9.28		10.01	9.61
40-60		14.89	15.00		12.20	12.18
60-80		15.01	15.80		12.40	12.27
80-100		14.56	14.55		14.92	14.94
0-20	Parcela 17	12.26	12.04	T1	12.37	12.18
20-40		12.54	12.69		12.67	12.84
40-60		13.25	13.10		13.24	13.42
60-80		12.36	12.42		12.57	12.66
80-100		13.29	13.30		13.55	13.56

Tabla 8. Contenido de magnesio en suelo

Profundidad (cm)	Mg (Cmol(+) Kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20	Parcela 4	3.75	3.73	T0	1.78	1.92
20-40		5.72	5.67		5.42	5.27
40-60		6.13	6.53		5.94	5.79
60-80		6.86	7.01		5.62	6.06
80-100		9.33	9.11		7.95	7.89
0-20	Parcela 11	2.20	2.17	T2	3.30	3.52
20-40		3.13	2.95		5.98	6.36
40-60		4.64	4.73		6.25	6.43
60-80		7.53	7.42		7.68	7.47
80-100		9.76	9.74		7.87	7.89
0-20	Parcela 17	2.99	2.58	T1	3.15	3.28
20-40		5.12	4.75		5.58	5.85
40-60		6.94	7.08		7.61	7.38
60-80		8.85	8.73		8.69	8.70
80-100		9.66	9.68		8.78	8.80

Tabla 9. Granulometría en suelo

Profundidad (cm)	(%)							
	Arena	Arcilla	Limo		Arena	Arcilla	Limo	
0-20	Parcela 4	44.4	31.6	24	T0	44.4	31.6	24
20-40		16.4	45.6	38		16.4	45.6	38
40-60		14.4	47.6	38		14.4	47.6	38
60-80		24.4	59.6	16		24.4	59.6	16
80-100		32.4	49.6	18		32.4	49.6	18
0-20	Parcela 11	50.4	27.6	22	T2	50.4	27.6	22
20-40		24.4	41.6	34		24.4	41.6	34
40-60		14.4	47.6	38		14.4	47.6	38
60-80		18.4	49.6	32		18.4	49.6	32
80-100		26.4	55.6	18		26.4	55.6	18
0-20	Parcela 17	46.4	27.6	26	T1	46.4	27.6	26
20-40		46.4	29.6	24		46.4	29.6	24
40-60		18.4	39.6	42		18.4	39.6	42
60-80		20.4	59.6	20		20.4	59.6	20
80-100		20.4	57.6	22		20.4	57.6	22

A N E X O I I

Tablas de contenido de metales pesados en suelo acondicionado con lodos residuales

Tabla 1. Contenido de cobre total en suelo

Profundidad (cm)		Cu (mg / kg)			
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1*	Lectura 2*
0-20		12.80	12.48	11.74	11.42
20-40	Parcela 4	14.18	14.71	12.19	12.59
40-60		14.24	14.49	12.28	11.90
60-80		14.77	14.23	11.00	11.13
80-100		12.13	11.94	9.40	9.38
0-20		13.39	13.14	11.11	11.06
20-40	Parcela 11	13.89	14.13	12.28	12.25
40-60		14.84	14.40	12.08	12.57
60-80		14.80	15.00	11.41	11.29
80-100		12.63	12.43	10.80	10.74
0-20		12.69	12.79	11.71	11.67
20-40	Parcela 17	13.55	13.74	11.80	11.83
40-60		14.26	13.64	11.94	12.00
60-80		14.08	14.26	11.05	11.46
80-100		11.99	11.42	11.51	11.52

* Agregar a la lectura el factor de corrección de 2.37

Tabla 2. Contenido de cobre disponible en suelo

Profundidad (cm)		Cu (mg / kg)			
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2
0-20		0.55	0.80	1.28	1.21
20-40	Parcela 4	0.80	0.81	0.52	0.52
40-60		0.58	0.63	0.42	0.39
60-80		0.44	0.38	0.54	0.55
80-100		0.89	0.90	0.12	0.16
0-20		1.13	1.14	0.75	0.78
20-40	Parcela 11	0.54	0.51	0.69	0.67
40-60		0.58	0.54	0.47	0.45
60-80		0.68	0.68	0.60	0.41
80-100		0.88	0.84	0.36	0.54
0-20		1.41	1.34	1.36	1.13
20-40	Parcela 17	0.55	0.59	0.61	0.60
40-60		0.53	0.60	0.39	0.28
60-80		0.65	0.54	0.51	0.48
80-100		0.57	0.53	0.56	0.80

Tabla 3. Contenido de níquel total en suelo

Profundidad (cm)		Ni (mg / kg)			
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1*	Lectura 2*
0-20		21.91	21.37	18.24	18.60
20-40	Parcela 4	27.31	26.88	23.83	23.79
40-60		25.84	25.35	24.22	23.80
60-80		23.12	22.57	21.59	22.10
80-100		24.85	24.43	24.09	23.99
0-20		22.53	22.88	18.48	18.17
20-40	Parcela 11	26.64	26.01	20.92	20.39
40-60		24.89	25.10	21.26	21.46
60-80		23.97	24.01	20.78	20.69
80-100		24.36	23.87	21.30	21.19
0-20		19.63	19.58	14.88	15.14
20-40	Parcela 17	20.79	20.89	18.21	18.37
40-60		23.64	23.08	19.47	19.73
60-80		21.42	21.91	19.54	18.18
80-100		23.45	23.69	18.35	20.26

* Valor + factor de corrección de 7.61

Tabla 4. Contenido de níquel disponible en suelo

Profundidad (cm)	Ni (mg / kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20		0.11	0.08		0.32	0.37
20-40	Parcela 4	0.16	0.13	T0	0.21	0.16
40-60		0.08	0.09		0.14	0.09
60-80		0.10	0.06		0.28	0.30
80-100		0.56	0.58		0.31	0.30
0-20		0.24	0.24		0.16	0.20
20-40	Parcela 11	0.25	0.12	T2	0.21	0.18
40-60		0.06	0.10		0.11	0.09
60-80		0.17	0.15		0.25	0.17
80-100		0.63	0.63		0.31	0.36
0-20		0.28	0.29		0.20	0.16
20-40	Parcela 17	0.17	0.17	T1	0.25	0.28
40-60		0.13	0.13		0.20	0.09
60-80		0.17	0.23		0.27	0.22
80-100		0.30	0.31		0.32	0.46

Tabla 5. Contenido de plomo total en suelo

Profundidad (cm)	Pb (mg / kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20		27.24	26.56		19.34	20.54
20-40	Parcela 4	23.18	23.65	T0	17.16	16.12
40-60		26.23	26.19		18.15	17.30
60-80		27.24	26.67		18.69	17.61
80-100		23.70	23.48		17.69	17.24
0-20		25.43	25.03		18.28	17.67
20-40	Parcela 11	21.99	22.41	T2	19.68	18.84
40-60		21.91	21.40		19.07	19.71
60-80		24.97	24.71		17.83	16.54
80-100		23.71	23.12		17.66	16.74
0-20		28.77	29.27		15.53	16.84
20-40	Parcela 17	21.29	21.39	T1	16.52	17.52
40-60		19.50	19.98		15.88	16.60
60-80		23.42	24.00		17.69	18.73
80-100		22.13	22.80		17.26	17.96

* Valor + factor de corrección de 6.32

Tabla 6. Contenido de plomo disponible total en suelo

Profundidad (cm)	Pb (mg / kg)					
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha		
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2	
0-20		0.64	0.58		0.54	0.53
20-40	Parcela 4	0.40	0.49	T0	0.34	0.28
40-60		0.47	0.47		0.24	0.16
60-80		0.40	0.37		0.24	0.27
80-100		0.49	0.50		0.14	0.20
0-20		0.71	0.84		0.39	0.41
20-40	Parcela 11	0.39	0.30	T2	0.64	0.60
40-60		0.32	0.34		0.24	0.19
60-80		0.42	0.37		0.32	0.29
80-100		0.48	0.54		0.16	0.15
0-20		1.22	1.26		0.60	0.61
20-40	Parcela 17	0.65	0.74	T1	0.53	0.54
40-60		0.39	0.40		0.31	0.33
60-80		0.27	0.40		0.51	0.47
80-100		0.37	0.33		0.23	0.27

Tabla 7. Contenido de zinc total en suelo

Profundidad (cm)		Zn (mg / kg)			
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2
0-20		43.12	42.29	40.13	39.29
20-40	Parcela 4	41.17	40.65	38.41	39.27
40-60		40.67	40.73	40.38	39.90
60-80		45.64	45.35	38.54	39.02
80-100		45.96	45.56	34.43	35.29
0-20		44.76	46.06	41.19	39.89
20-40	Parcela 11	46.18	45.83	37.01	35.59
40-60		41.09	42.15	37.89	36.98
60-80		43.16	44.09	38.61	40.78
80-100		42.45	41.65	31.57	30.63
0-20		40.81	41.10	41.69	41.58
20-40	Parcela 17	39.49	39.83	37.62	35.99
40-60		37.70	38.12	35.10	35.73
60-80		36.65	38.01	37.84	38.75
80-100		36.66	37.56	36.36	33.73

* Valor + factor de corrección de 3.84

Tabla 8. Contenido de zinc disponible en suelo

Profundidad (cm)		Zn (mg / kg)			
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2
0-20		1.23	1.18	1.66	1.65
20-40	Parcela 4	1.50	1.46	1.40	1.38
40-60		1.16	1.18	0.59	0.65
60-80		0.94	0.87	0.60	0.60
80-100		0.96	0.90	0.24	0.18
0-20		1.56	1.52	1.62	1.65
20-40	Parcela 11	1.37	1.31	0.96	0.94
40-60		0.86	0.91	0.64	0.68
60-80		1.18	1.19	0.63	0.64
80-100		0.64	0.69	0.24	0.28
0-20		2.04	1.88	1.29	1.22
20-40	Parcela 17	1.09	0.99	0.86	0.75
40-60		0.87	1.00	0.47	0.40
60-80		0.84	0.89	0.65	0.61
80-100		0.39	0.36	0.58	0.60

A N E X O I I I

Tablas correspondientes al fraccionamiento del fósforo

Tabla 1. Fósforo lábil en suelo

Profundidad (cm)	Fósforo lábil (mg / kg)				
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2
0-20		22.33	18.72	56.44	71.31
20-40	Parcela 4	13.15	13.19	12.48	12.43
40-60		15.59	13.26	16.37	19.56
60-80		24.89	23.23	30.21	35.52
80-100		27.12	26.64	21.93	21.15
0-20		40.44	35.31	116.62	97.70
20-40	Parcela 11	13.75	12.82	9.25	11.94
40-60		9.20	9.23	12.79	15.48
60-80		23.48	27.19	20.85	22.65
80-100		23.58	26.35	18.20	17.35
0-20		60.00	59.28	155.20	153.93
20-40	Parcela 17	22.55	18.63	100.33	95.63
40-60		17.18	13.93	4.74	4.76
60-80		28.97	27.94	29.93	29.85
80-100		27.97	25.82	28.91	37.10

Tabla 2. Fósforo moderadamente lábil en suelo

Profundidad (cm)	Fósforo moderadamente lábil (mg / kg)				
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2
0-20		84.48	82.89	169.85	169.79
20-40	Parcela 4	65.47	65.14	63.28	63.55
40-60		63.19	63.26	79.58	79.30
60-80		56.42	56.73	86.02	86.27
80-100		77.40	77.16	59.03	59.04
0-20		149.74	144.58	224.42	232.89
20-40	Parcela 11	92.84	95.26	80.55	81.35
40-60		77.89	74.89	87.22	86.34
60-80		121.01	118.10	77.56	77.61
80-100		87.36	82.34	68.06	67.40
0-20		101.74	102.39	292.85	292.03
20-40	Parcela 17	56.41	56.35	217.91	212.40
40-60		68.23	68.18	62.84	58.62
60-80		98.49	98.17	103.36	104.84
80-100		54.72	54.56	85.45	83.11

Tabla 3. Fósforo resistente en suelo

Profundidad (cm)	Fósforo resistente (mg / kg)				
		Muestreo Preliminar		Muestreo Post-cosecha	
		Lectura 1	Lectura 2	Lectura 1	Lectura 2
0-20		27.93	27.49	49.80	49.78
20-40	Parcela 4	22.41	22.48	33.28	33.95
40-60		21.74	21.76	14.35	13.57
60-80		29.84	30.53	26.45	26.36
80-100		30.54	30.06	33.35	33.36
0-20		22.39	19.91	32.94	34.65
20-40	Parcela 11	19.04	19.87	15.53	16.39
40-60		17.96	22.51	16.34	16.34
60-80		25.02	23.39	16.33	16.34
80-100		19.87	18.17	16.36	15.53
0-20		51.14	51.19	35.38	33.07
20-40	Parcela 17	18.39	18.37	18.91	17.29
40-60		20.13	20.77	23.39	21.69
60-80		30.85	31.40	20.79	22.49
80-100		23.27	22.61	22.46	20.78

Tabla 4. Fósforo precipitado en suelo

Profundidad (cm)	Fósforo precipitado (mg / kg)				
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha	
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2
0-20		38.84	37.04	56.56	58.87
20-40	Parcela 4	25.26	23.80	23.15	20.73
40-60		21.57	20.81	25.42	24.73
60-80		31.51	33.69	49.80	51.93
80-100		48.30	45.73	65.92	65.15
0-20		24.13	21.62	35.69	33.88
20-40	Parcela 11	5.63	4.73	2.07	0.30
40-60		0.30	-1.47	-0.59	0.29
60-80		4.71	4.73	4.72	3.84
80-100		18.92	18.98	13.60	12.75
0-20		52.37	51.65	24.94	33.16
20-40	Parcela 17	23.80	24.54	31.21	26.09
40-60		23.15	22.18	0.30	-0.59
60-80		35.60	35.29	10.96	10.05
80-100		40.72	39.45	10.92	9.18

Tabla 5. Fósforo residual en suelo

Profundidad (cm)	Fósforo residual (mg / kg)				
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha	
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2
0-20		85.52	84.43	64.41	64.38
20-40	Parcela 4	74.93	75.16	86.80	88.66
40-60		77.69	77.77	88.89	89.19
60-80		79.65	81.55	68.15	70.15
80-100		61.52	59.95	28.38	28.38
0-20		111.60	110.45	130.61	130.46
20-40	Parcela 11	127.47	125.31	114.31	112.31
40-60		136.92	124.96	136.35	136.35
60-80		111.64	112.20	121.29	121.36
80-100		98.97	99.27	91.44	91.73
0-20		149.13	151.52	133.67	131.14
20-40	Parcela 17	75.16	75.07	143.48	142.60
40-60		75.57	77.14	106.54	103.06
60-80		75.66	79.47	125.56	127.12
80-100		48.26	46.35	102.55	104.78

Tabla 6. Fósforo total en suelo

Profundidad (cm)	Fósforo total (mg / kg)				
	Muestreo Preliminar			Muestreo Post-cosecha	
	Lectura 1	Lectura 2		Lectura 1	Lectura 2
0-20		289.79	295.46	431.01	436.38
20-40	Parcela 4	208.47	209.93	233.94	233.00
40-60		197.08	202.25	239.75	242.11
60-80		284.78	285.18	265.92	267.31
80-100		253.97	256.25	275.35	278.26
0-20		478.69	455.63	564.30	548.11
20-40	Parcela 11	318.16	312.99	278.07	271.36
40-60		227.01	252.68	270.93	278.45
60-80		340.89	349.46	304.17	299.26
80-100		335.34	327.22	280.18	285.79
0-20		514.43	511.09	638.68	662.18
20-40	Parcela 17	193.98	201.65	522.96	534.13
40-60		216.73	217.69	250.49	259.14
60-80		292.89	293.42	310.79	299.26
80-100		217.33	217.03	294.25	307.85