

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONOMICAS**  
**ESCUELA DE AGRONOMIA**

**MINERALIZACIÓN *IN VITRO* DE NITRÓGENO Y FÓSFORO Y CONTENIDO DE METALES  
PESADOS EN SUELOS ACONDICIONADOS CON LODO PROVENIENTE DE UNA PLANTA  
DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS**

**LUCÍA GABRIELA ANGÉLICA ÁLVAREZ GONZÁLEZ**

**SANTIAGO – CHILE**  
**2004**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONOMICAS**  
**ESCUELA DE AGRONOMIA**

MINERALIZACIÓN *IN VITRO* DE NITRÓGENO Y FÓSFORO Y CONTENIDO DE METALES  
PESADOS EN SUELOS ACONDICIONADOS CON LODO PROVENIENTE DE UNA PLANTA  
DE TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS

Memoria para optar al Título  
Profesional de Ingeniero en  
Recursos Naturales Renovables

**LUCÍA GABRIELA ANGÉLICA ÁLVAREZ GONZÁLEZ**

	Calificaciones
PROFESOR GUÍA Sra. M. Adriana Carrasco R. Químico. Ms. Cs.	6,0
PROFESORES CONSEJEROS	
Sr. Carlos Benavides Z. Ingeniero Agrónomo	6,0
Sr. Andrés De La Fuente D. La F. Ingeniero Agrónomo	6,5

SANTIAGO – CHILE  
2004

## INDICE

	<b>Página</b>
<b>1. RESUMEN</b>	<b>1</b>
<b>2. SUMMARY</b>	<b>2</b>
<b>3. INTRODUCCIÓN</b>	<b>3</b>
Objetivos	<b>5</b>
<b>4. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>6</b>
4.1 Tratamiento de aguas servidas	6
4.2 Aplicación de lodos en suelo agrícola	8
4.3 Metales pesados	11
4.3.1 Acumulación y disponibilidad de metales pesados en el suelo	13
4.4 Nutrientes importantes para las plantas	15
4.4.1 Nitrógeno	15
4.4.1.1 Mineralización de nitrógeno	15
4.4.2 Fósforo	16
4.5 Conductividad eléctrica y pH	17
<b>5. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>18</b>
5.1 Materiales	18
5.1.1 Toma de muestras	18
5.1.2 Lugar del estudio	20
5.2 Métodos	20
5.2.1 Incubación de suelos	20
5.2.2 Análisis químico	21
5.2.3 Análisis estadístico	22
<b>6. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS</b>	<b>23</b>
6.1 Metales pesados disponibles	23
6.1.1 Cromo	24
6.1.2 Manganeso	24
6.1.3 Hierro	25
6.1.4 Níquel	26
6.1.5 Cobre	26
	<b>Página</b>

6.1.6 Cinc	27
6.1.7 Cadmio	28
6.1.8 Plomo	29
6.1.9 Discusión	30
6.2 Nitrógeno y fósforo disponible	30
6.2.1 Discusión	33
6.3 Conductividad eléctrica	34
6.4 Reacción del suelo (pH)	35
<b>7. CONCLUSIONES</b>	<b>37</b>
<b>8. LITERATURA CITADA</b>	<b>38</b>
<b>APÉNDICE I</b>	<b>43</b>
<b>APÉNDICE II</b>	<b>47</b>
<b>ANEXO 1</b>	<b>53</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

	<b>Página</b>
<b>Cuadro 1.</b> Tasas máximas de aplicación de lodo	10
<b>Cuadro 2.</b> Análisis químico de los suelos y el lodo	19
<b>Cuadro 3</b> Caracterización física de los suelos	20
<b>Cuadro 4</b> Metales totales y metales DTPA presentes en los suelos y el lodo a tiempo cero	23

## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>Página</b>
<b>Figura 1:</b> Planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal. Etapas de tratamiento	7
<b>Figura 2:</b> Eliminación de lodos en la Unión Europea 1994	9
<b>Figura 3:</b> Dinámica de metales pesados en el suelo	12
<b>Figura 4:</b> Contenido de Mn-DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	24
<b>Figura 5:</b> Contenido de Fe-DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	25
<b>Figura 6:</b> Contenido de Ni-DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	26
<b>Figura 7:</b> Contenido de Cu-DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	27
<b>Figura 8:</b> Contenido de Zn-DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	28
<b>Figura 9:</b> Contenido de Cd-DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	29
<b>Figura 10:</b> Contenido de Pb-DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	29
<b>Figura 11:</b> Evolución del N disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	31
<b>Figura 12:</b> Evolución del P disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	31
<b>Figura 13:</b> Aporte de N disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ al aplicar lodo	32
<b>Figura 14:</b> Aporte de P disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ al aplicar	33
<b>Figura 15:</b> Evolución de la conductividad eléctrica durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	34
<b>Figura 16:</b> Evolución del pH en H <sub>2</sub> O durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	36
<b>Figura 17:</b> Evolución del pH en KCl durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo	36

## RESUMEN

En Chile, el tratamiento de aguas servidas se está llevando a cabo desde el año 2001 para cumplir con la normativa que regula la calidad de las aguas superficiales. Este tratamiento del agua origina, en importantes volúmenes, un residuo conocido como lodo. Por ser esta una experiencia sin precedentes en nuestro país, la información respecto de las características de manejo y disposición del lodo es escasa, sin embargo, se puede usar como referente la experiencia de más de cuatro décadas acumulada en Europa y Estados Unidos.

Por ser la aplicación al suelo la alternativa de disposición más económica y a la vez beneficiosa (si se toman los resguardos necesarios), es que se trazó como objetivo principal de este estudio, determinar si el lodo al interactuar con el suelo originaba cambio en algunas de sus propiedades químicas. Para ello se tomó un suelo de la serie Maipo (MAO), en la Región Metropolitana y otro de la serie Lo Vásquez (LVZ) en la VI Región. Ambos se incubaron siete semanas a temperatura y humedad constantes. Cada suelo tuvo un tratamiento sin aplicación de lodo y otro con aplicación de lodo, equivalente a 30 t/ha, semanalmente se midieron metales pesados (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb), extraíbles con DTPA, nitrógeno mineral y fósforo disponible, conductividad eléctrica y pH.

Los resultados indicaron diferencias significativas en el comportamiento de ambos suelos en el tiempo debido a las características iniciales de cada uno. Se observó que los metales pesados no se estabilizaron durante la incubación produciéndose constantes cambios en su concentración. En los suelos tratados con lodo, aumentó significativamente la concentración de Zn. El Ni aumentó significativamente en el suelo LVZ y el Fe en el suelo MAO.

Durante el periodo de estudio se produjo mineralización de nitrógeno y fósforo en ambos suelos, la que aumentó significativamente con la aplicación de lodo.

Por su parte la conductividad eléctrica sigue un comportamiento muy similar al del nitrógeno, es decir, aumenta de manera importante en los suelos tratados con lodo. El pH del suelo no presentó cambios significativos a lo largo de la incubación.

**Palabras clave: Lodo, tratamiento de aguas servidas, mineralización, metales pesados extraíbles con DTPA.**

## SUMMARY

In Chile, the treatment of waste waters is carried out since 2001 to comply with the current legislation that regulates the quality of superficial waters. This treatment originates, in significant volumes, a residue known as sludge. Since this experience is unprecedented in Chile, the data about characteristics of treatment and disposal of the sludge is scarce, however, it can be used as reference the experience of more than four decades accumulated in Europe and the United States.

Since the soil application is the most economic alternative of disposal, and at the same time the most beneficial (if necessary safeguards are taken), this research attempted to determine if the interaction of the sludge with the soil originates changes in some of the chemical properties of the soil.

For that purpose, samples of two types of soil with different characteristics were collected, one from the soil serie Maipo (MAO), in the Metropolitan Region, and other from the soil serie Lo Vásquez, in the VI Region. Both samples were incubated for seven weeks with constant temperature and moisture.

Both samples were subject of two different treatments, one without sludge application and other with sludge application equivalent to 30 t/ha. On a weekly basis it was performed a measure of extractable heavy metals (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb) with DTPA, mineral nitrogen, available phosphorus, electrical conductivity, and pH.

The results indicate significant differences in the behavior of both soil samples in time due to the initial characteristics of each one. It was observed that heavy metals did not become stable during the incubation, showing constant changes in their concentration. In the soils treated with sludge, the concentration of Zn was significantly increased. The Ni increased significantly in the LVZ soil, so was the Fe in the MAO soil.

During the period of study it took place mineralization of nitrogen and phosphorus in both soils, which increased significantly with the sludge application.

In concern of the electrical conductivity, it follows a similar behavior than the nitrogen, that is, increases in a notable way in the treated soil. The pH of the soil did not show significant changes along the incubation.

**Key words: Sludge, waste waters treatment, mineralization, and heavy metals.**

## INTRODUCCIÓN

El tratamiento de aguas servidas tiene por objetivo el cumplimiento del D.S. N° 90 de 2001, que regula la calidad de las aguas superficiales. Para cumplir con esto, se deben eliminar la materia orgánica y los sólidos suspendidos en el caudal, además de los organismos patógenos de origen entérico, causantes de múltiples enfermedades. Con ese objetivo, se ha iniciado en el país un proceso de saneamiento de las aguas servidas.

La operación de plantas de tratamiento de aguas servidas, genera gran cantidad de lodos los que alcanzan aproximadamente a 95.000 toneladas por año, sólo en la Región Metropolitana.

El lodo puede ser considerado como un subproducto para ser utilizado en la agricultura o en la recuperación de suelos o como un residuo, para lo cual es necesario buscar alternativas eficientes y seguras de manejo y disposición que se adecuen a la realidad chilena, tomando como referente la experiencia de más de 40 años en Europa y Estados Unidos.

Históricamente, la forma de disposición más usada en Europa ha sido el transporte a vertederos, pero se han utilizado también otras como la aplicación en suelos agrícolas, la incineración, el compostaje y el vertido al mar. La incineración de los lodos no está permitida en Santiago debido a las condiciones atmosféricas de la cuenca y a la generación de gases que contribuyen al efecto invernadero. Por otro lado el vertido al mar en Chile, se encuentra estrictamente prohibido en el anteproyecto para el manejo de lodos no peligrosos generados en



las plantas de tratamiento de aguas servidas, aprobado por la Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA el año 2000.

El uso de lodos en suelos agrícolas, está condicionado a los resguardos sanitarios y ambientales que se tomen para su manejo, siendo posiblemente este método de eliminación el más económico y al mismo tiempo beneficioso para el suelo por mejorar algunas de sus propiedades físicas y químicas, aportar materia orgánica y también reciclar elementos fertilizantes y materia orgánica que son básicos para la productividad del suelo (Bellapart, 1996).

Los beneficios de la aplicación de lodos en suelo agrícola son variados, ya que mejoran la estructura del suelo, el drenaje, la porosidad, la retención de agua, el contenido de nutrientes y ayuda a prevenir la erosión, a la vez que favorece el desarrollo de las raíces, la nutrición de las plantas y su rendimiento. Sin embargo, también existen riesgos asociados a su uso, como la acumulación de metales pesados en el suelo, principalmente zinc, cobre, níquel, cadmio, plomo, y cromo, los que posteriormente pueden ser traspasados a las plantas y a la cadena trófica y originar problemas de toxicidad.

Otro riesgo es la contaminación de las aguas subterráneas, por efecto de la lixiviación de los nitratos contenidos en los lodos y del nitrógeno orgánico que se puede mineralizar en cantidades superiores a las requeridas por el cultivo cuando se hacen aplicaciones altas de lodo. Debido a estos riesgos, algunos países como Dinamarca y Suecia, prohíben la aplicación de lodos de todo tipo a los suelos destinados al pastoreo; mientras que en otros como Alemania y los Países Bajos, regulan incluso, su uso en la agricultura convencional (FAO, 2000).

## **Objetivos**

### **Objetivo general**

El objetivo de este estudio fue establecer, en una primera aproximación, si el acondicionar el suelo con lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas modifica algunas propiedades químicas del suelo.

### **Objetivos específicos**

- Medir la disponibilidad de metales pesados (cromo, manganeso hierro, níquel, cobre, cinc, cadmio y plomo) durante la incubación de suelos acondicionados con lodo.
- Medir el aporte de nitrógeno mineral y fósforo disponible en los suelos acondicionados con lodo durante el proceso de mineralización.
- Evaluar el comportamiento del pH y la conductividad eléctrica durante la incubación de los suelos.

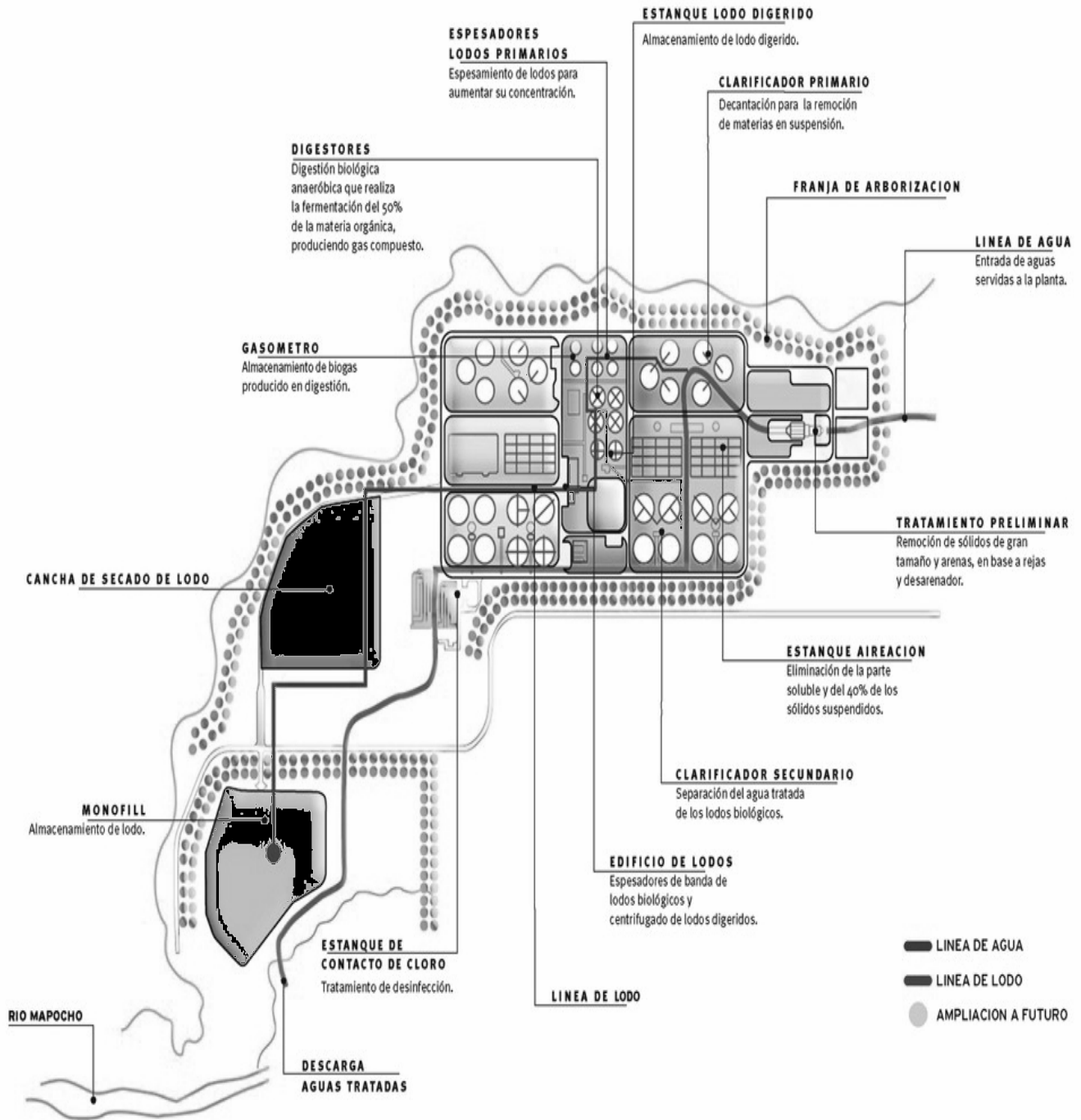
## REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### Tratamiento de aguas servidas

El tratamiento de aguas servidas, se puede llevar a cabo mediante procesos físicos, químicos o biológicos. Las etapas consisten en: tratamiento preliminar, primario, secundario y terciario. El tratamiento que se escoja dependerá de las características del agua, del sitio y de la legislación existente. Cualquiera sea la opción de tratamiento que se escoja generará un subproducto denominado lodo.

Según Rolim 2000, los lodos, pueden ser tratados en medio aeróbico o anaeróbico. El tratamiento aeróbico (o de maduración) tiene como objetivo la destrucción de microorganismos patógenos. Por otra parte, los lodos pueden ser digeridos en reactores anaeróbicos, donde la eficiencia del sistema depende de la temperatura y el tiempo de retención. La cantidad de lodos generados en un tratamiento aeróbico alcanza en promedio a 24,17 gr/(hab día), versus 16,8 gr/(hab día) en el caso de realizar un tratamiento anaeróbico; en el cual se originan, además, 22 L/(hab día) de biogás con una composición de 52% de CH<sub>4</sub> y 48% de CO<sub>2</sub> (Bustamante, 1999).

En la Región Metropolitana se encuentran operando las plantas El Trebal, que trata el 23% de las aguas servidas, con un caudal de 4,4 m<sup>3</sup>/s y La Farfana, que sanea 8,8 m<sup>3</sup>/s de aguas servidas, siendo ésta última la más grande de Latinoamérica (Aguas Andinas, 2001). Ambas plantas se basan en el sistema de lodos activados. Las etapas de tratamiento de agua en la planta El Trebal se muestran en la Figura 1.



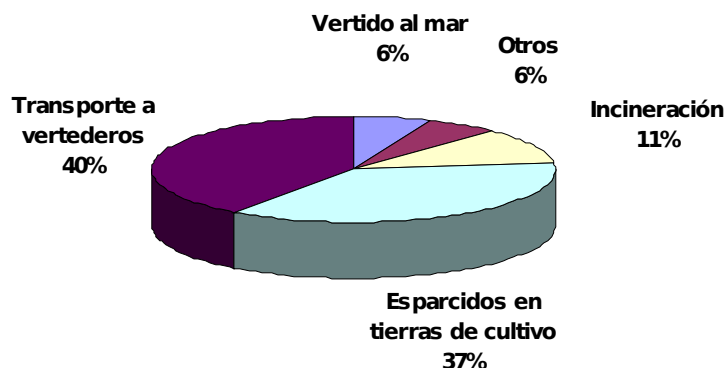
**Figura 1: Planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal, etapas de tratamiento**

Fuente: Aguas Andinas, 2001

### **Aplicación de lodos en suelo agrícola**

Los lodos, han sido generados por décadas en países de la Unión Europea y en Estados Unidos, siendo las principales vías de eliminación el transporte a vertederos, aplicación al suelo, vertido al mar, sobre todo en el Reino Unido, e incineración (Bontoux *et al.*, 1998). Estas dos últimas vías están siendo prohibidas por la ley en varios países, por esta razón el uso del lodo en suelo agrícola se ha planteado como la alternativa más viable a la hora de planificar su disposición, y por ello quizás sea el destino más usado de los lodos. En la Unión Europea un 37% de los lodos se aplica en suelo agrícola (Figura 2). En este sentido, se deben considerar las preocupaciones que suscita su uso en lo que se refiere a la contaminación de los suelos y los alimentos con metales pesados, compuestos orgánicos y patógenos (FAO, 2000).

Los lodos aportan simultáneamente nitrógeno, fósforo, micro nutrientes y materia orgánica al suelo a un bajo costo de tratamiento (Bellapart, 1996). El uso de lodos podría ayudar a remediar las deficiencias de ciertos elementos traza que a menudo se presentan en suelos que han sido cultivados por décadas (Martens and Westerman, 1991). Sin embargo es necesario que antes de su uso, se conozcan sus propiedades e interacción con el sistema suelo-agua-planta. Las características de un lodo están dadas por su contenido de materia orgánica, metales pesados, patógenos y nutrientes. Su uso, por lo tanto, conlleva ciertos riesgos que es necesario evaluar como son: la incorporación al medio de metales pesados (O'Riordan *et al.*, 1994; Berti and Jacobs, 1998), compuestos orgánicos tóxicos (Kirchmann and Tengsved, 1991; Wild and Jones 1992), sales (Guidi *et al.*, 1982.) y patógenos (Felipó, 1995).



**Figura 2: Eliminación de lodos en la UE en 1994.** Fuente: Smith 1996

Los problemas del uso de lodos en suelos agrícolas, están generalmente asociados además de su composición, a las características del sitio y a la aceptación que tengan las personas de consumir productos que hayan sido cultivados en suelos tratados con lodo (Oberle and Keeney, 1994).

Las concentraciones de metales pesados, principalmente Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Hg y Cr en los lodos suelen ser mayores que las que existen en el suelo, y estos elementos pueden quedar retenidos indefinidamente en las estratas del suelo cultivado. El potencial de acumulación de los metales pesados en los tejidos, tanto vegetales como animales y su bio acumulación en la cadena alimenticia suscitan preocupaciones.

La materia orgánica del suelo es un indicador importante de la calidad del suelo. Dentro de la materia orgánica del suelo, se considera a la fracción lábil como la responsable de suministrar nutrientes a las plantas, y de ser la primera en descomponerse como resultado del cultivo ( Pautsian *et al.* , 1993). Por otra parte, al mineralizarse la materia orgánica, aporta nutrientes como nitrógeno en forma de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y fósforo como fosfato.

Para determinar el efecto que la incorporación de lodos tendrá en el suelo es necesario conocer las concentraciones de los contaminantes presentes en el lodo, así como su bio disponibilidad, acumulación y movilización en el tiempo (Mazzarino, 1999 ).

Atendiendo la necesidad de establecer la normativa para el uso de lodo en agricultura, la CONAMA inició la tramitación del reglamento para el manejo de lodos no peligrosos, en el que se establecen los parámetros que determinan la calidad del lodo y los usos permitidos, así como las dosis máximas de aplicación dependiendo del tipo de suelo (Cuadro 1).

**Cuadro 1. Tasas máximas de aplicación de lodos**

<b>Tipos de usos</b>	<b>Tasa máxima t /ha año (base seca)</b>
Suelos agrícolas y forestales, incluyendo suelos erosionados con potencial de uso agrícola inmediato	15
Césped, jardines y áreas verdes	2
Suelos degradados sin potencial de uso agrícola inmediato (recuperación de cárcavas para generar capa vegetal o para estabilizar estructuras riesgosas)	30

Fuente: CONAMA 2000

Los lodos se consideran como enmiendas, porque al incrementar la materia orgánica del suelo, mejoran su porosidad, estructura y capacidad de retención de agua, al mismo tiempo que le aportan lentamente nitrógeno y fósforo al suelo. En este sentido se debe tener especial atención sobre los efectos adversos que las adiciones de lodo pudieran provocar en el suelo ya que uno de los factores que limitan su uso es el contenido de nitrógeno que posee, ya que cuando se aplica en dosis altas, se produce lixiviación de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (Henry and Cole, 1994). Numerosos estudios dan cuenta de un incremento sustancial de este compuesto en las aguas subterráneas (Riekirk and Cole, 1976). La lixiviación de nitratos puede adquirir

relevancia en situaciones en donde se combinan suelos de texturas gruesas con uso de riego o, en donde se presentan eventos de precipitación abundantes.

También es necesario analizar el posible efecto salino sobre el suelo, que pueda tener la incorporación de lodo dada su elevada conductividad eléctrica. Es necesario considerar este aspecto, ya que la aplicación de lodos con elevados contenidos en sales solubles podría causar disminución de la capacidad de germinación de las semillas y crecimiento de las plantas.

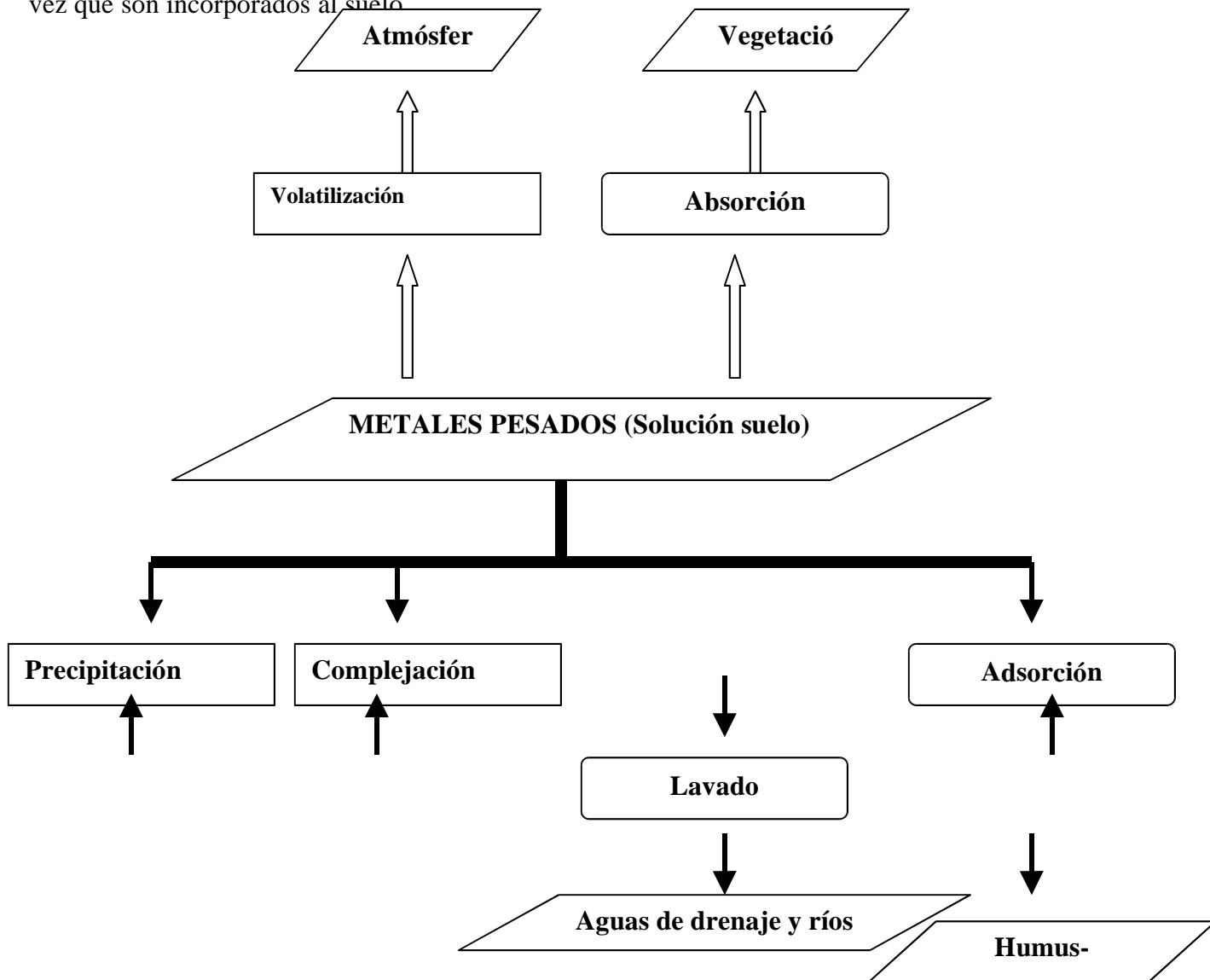
### **Metales pesados**

Se considera metal pesado a aquellos elementos cuya densidad es igual o superior a 5 g cm<sup>-3</sup>, o cuyo número atómico es superior a 20, excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos. Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01% (con excepción del Fe). Desde el punto de vista biológico, se distinguen dos grupos de metales pesados: aquellos elementos que son requeridos por el organismo en pequeñas cantidades, pero que pasado cierto umbral se vuelven tóxicos (Co, Cr, Mo, Mn, Se y Zn), y los metales pesados sin función biológica conocida que se acumulan en los organismos vivos, su presencia en determinadas cantidades produce disfunciones en el organismo de los seres vivos y resultan altamente tóxicos (son principalmente Cd, Hg, Pb, Sb, Bi). El contenido de metales pesados en el suelo, debería ser únicamente función de la composición del material parental y de los procesos edáficos que ocurren en el suelo, sin embargo, es la actividad humana la que los incrementa en cantidades considerables, llegando incluso a ser tóxicas. Los metales pesados en el suelo pueden:



- Estar en la solución suelo o bien retenidos por procesos de adsorción, precipitación y complejación en la fracción coloidal
- Ser absorbidos por las plantas y así ser incorporados a la cadena trófica.
- Pasar a la atmósfera por volatilización
- Movilizarse a las aguas superficiales por escorrentía o subterráneas por lixiviación.

En la Figura 3, se esquematiza la dinámica que pueden seguir los metales pesados una vez que son incorporados al suelo



La adsorción y precipitación de la mayoría de los metales pesados en el suelo y su retención en las raíces, limita su desplazamiento hacia la parte aérea de la planta y por ende, evita la fitotoxicidad a causa del aumento en las concentraciones de zinc, cobre o níquel (Chaney, 1994).

### **Figura 3: Dinámica de metales pesados en el suelo**

La toxicidad en un suelo por metales pesados es consecuencia directa de sus concentraciones en las fracciones bio asimilables presentes en la solución suelo y en la fracción coloidal. La fracción asimilable se equipara a la extraída por DTPA (ácido dietilén-triamino-penta-acético). La extracción con DTPA, se ha utilizado ampliamente para determinar la disponibilidad de metales pesados (Monday *et al.*, 2001). Algunos estudios han establecido que existe una alta correlación entre los metales extraídos con DTPA y aquellos disponibles para las plantas (Lindsay and Cox, 1985).

La concentración de metales pesados disponibles mide la peligrosidad actual para las plantas, mientras que la concentración total es válida para evaluar la peligrosidad potencial o futura y solo representa el grado de contaminación

En general, los metales pesados son poco móviles en el suelo y tienden a acumularse en la parte superficial.

### **Acumulación y disponibilidad de metales pesados en el suelo**

Los factores que condicionan la acumulación y disponibilidad de los metales pesados en el suelo son:

- pH: es un factor esencial, ya que determina la solubilidad.

- Estructura: el tipo de estructura puede favorecer o impedir la permeabilidad del suelo y por lo tanto el movimiento de la solución del suelo, la cual puede contener metales pesados.
- Tipo de arcillas: los factores que influyen en la adsorción de los metales pesados por los minerales de arcilla son la naturaleza del silicato (fundamentalmente la fuerza del enlace interlaminar), densidad de carga laminar (siendo la adsorción directamente proporcional a la densidad de carga) y la naturaleza de los cationes de cambio.
- Materia orgánica: reacciona con los metales formando complejos y quelatos, los cuales migran con mayor facilidad a lo largo del perfil.

La complejación y la quelación son dos reacciones que favorecen la solubilidad y la bioasimilación de los metales pesados. La toxicidad de los metales pesados se potencia en gran medida por su fuerte tendencia a formar complejos organometálicos y quelatos, lo que facilita su solubilidad, disponibilidad y difusión.

- Potencial redox : condiciona la solubilidad de los elementos metálicos, ya que al cambiar su estado de oxidación pueden quedar disponibles o asimilables, pudiendo incluso volverse tóxicos.
- Óxidos e hidróxidos de hierro, aluminio y manganeso no cristalinos : juegan un papel importante debido a su capacidad de retener a los metales pesados.
- Carbonatos: la presencia de carbonatos condiciona el pH en el suelo. El  $\text{CaCO}_3$  lo mantiene en torno a 8,0 y 8,2 y el  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  entre 10 y 10,5. En estos rangos de pH la mayoría de los metales pesados tiende a precipitar.

- **Salinidad** : el aumento de la salinidad puede incrementar la movilización de algunos metales pesados. El cloruro puede formar complejos solubles estables con metales pesados tales como Cd, Zn y Hg.

### **Nutrientes importantes para las plantas**

Las plantas se nutren a partir de elementos químicos presentes en el aire, agua y suelo. Al agregar lodo al suelo se están adicionando entre otros, los elementos nitrógeno, fósforo y potasio.

#### **Nitrógeno**

Entre los nutrientes del suelo, el nitrógeno es uno de los elementos más importantes para las plantas por ser usado en la síntesis de proteínas esenciales para su funcionamiento. El nitrógeno en el suelo está compuesto por una fracción orgánica superior al 90% (la cual tiende a disminuir en profundidad) y por otra fracción mineral, o nitrógeno disponible (Legg and Meisinger, 1982). El nitrógeno es absorbido por las raíces bajo las formas de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ , la diferencia entre ambos es que el ión nitrato se encuentra disuelto en la solución del suelo, mientras que gran parte del ión amonio está adsorbido sobre las superficies de las arcillas.

Generalmente, los lodos contienen de 1 a 6 % de nitrógeno total en relación con su peso en materia seca (Page *et al.* , 1996) el que se encuentra mayoritariamente en forma orgánica.

**Mineralización de nitrógeno:** es el proceso biológico en el que el nitrógeno orgánico pasa a la forma inorgánica  $\text{NH}_4^+$ . Los factores que condicionan la mineralización son la textura, estructura y humedad del suelo, la temperatura, la presión y el pH (Mardónez, 2000). Las incubaciones en laboratorio indican que la mineralización ocurre intensamente en los primeros 20 cm de sue-

lo (Hadas *et al.* , 1986). Los metales pesados como Pb, Cd y Hg reducen la mineralización (Chang and Broadbent, 1982).

La mineralización de nitrógeno, se puede medir mediante la incubación de una masa de suelo conocida, bajo condiciones de temperatura y humedad controladas por tiempos definidos, determinando el incremento de N inorgánico al finalizar el periodo de incubación (Mardonez, 2000). La mayoría de los microorganismos mineralizantes prefieren temperaturas entre 20 y 30° C.

Las tasas de mineralización medidas por de incubación generalmente superan a aquellas medidas en condiciones de campo (Adams and Attiwill, 1986). La tasa de mineralización varía según el tipo de residuos en el suelo y el tiempo de incubación. A medida que se avanza en el tiempo de incubación, las tasas bajan debido a que la mineralización de los compuestos más resistentes es más lenta y a la estabilización física y química de los residuos en el suelo (Rodríguez y Matus, 1989).

Para realizar un buen diagnóstico de la capacidad que tiene el suelo de recibir sucesivas aplicaciones de lodo se debería considerar no sólo el N mineral presente en el suelo, sino además el N que se mineralizaría durante la estación de crecimiento del cultivo (Echeverría *et al.*, 1994), para lo cual es necesario conocer las tasas de mineralización. La cantidad neta de nitrógeno inorgánico posterior a la mineralización del nitrógeno orgánico en un periodo dado, depende estrechamente de las condiciones climáticas y de las características físicas y químicas del suelo (Vong *et al.*, 1989), ya que el NH<sub>4</sub> formado sufre procesos de inmovilización, nitrificación, y desnitrificación.

## **Fósforo**

El P, luego del nitrógeno, es el macro nutriente que en mayor medida limita el rendimiento de los cultivos, interviene en numerosos procesos bioquímicos a nivel celular y se lo considera un elemento esencial para las plantas.

El P en el suelo se encuentra formando parte de reservorios orgánicos e inorgánicos. Gran parte del fósforo en el suelo, está en forma orgánica (Dommergues, 1974). Las formas orgánicas se encuentran en diferentes niveles de estabilización en el humus del suelo. Dentro de la compleja configuración del humus, podemos distinguir sustancias orgánicas más accesibles para las plantas (lábil) y otras de menor accesibilidad (no lábil). El P inorgánico está representado por diferentes fracciones o reservorios: P presente en los minerales primarios, P adsorbido (lábil) en las arcillas, P en solución, que es el aprovechable por las plantas ( $\text{HPO}_4^-$  y  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) y P no lábil (poco disponible) representado por P precipitado.

A medida que el P de la solución del suelo es absorbido por las plantas, es repuesto en forma lenta ya sea por la mineralización de las fracciones más lábiles de la materia orgánica, en la cual inciden los factores: composición del sustrato orgánico, relación carbono / fósforo, pH, humedad del suelo, temperatura y vegetación (Dommergues, 1970); o por la liberación de las formas minerales más lábiles.

Los lodos contienen fósforo en cantidades importantes, que van entre un 0,8 a 6,1 % con relación a su peso en materia seca (Page, 1996).

## Conductividad eléctrica y pH

La conductividad eléctrica es utilizada en la estimación de la salinidad del suelo, refleja la concentración de sales solubles y se basa en la facilidad con que la corriente eléctrica atraviesa una solución salina, la cual es proporcional a la concentración de iones en solución. El contenido de sales del suelo puede cambiar con el riego y las precipitaciones.

El pH es quizá la propiedad más importante de analizar en el suelo antes de la aplicación del lodo, ya que es condicionante de la mayoría de los procesos químicos y biológicos que ocurren en el sistema suelo-agua-planta. Influye en la disponibilidad de metales pesados y en las formas en que éstos se encuentran en el suelo, en el comportamiento del fósforo, en la mineralización de nitrógeno, capacidad de intercambio iónico y reacciones de hidrólisis.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Materiales

#### Toma de muestras

**Suelos:** Se tomaron muestras compuestas de 0-20 cm de profundidad en forma aleatoria en seis puntos de un sector de la Estación Experimental Antumapu de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, correspondiente a la Serie Maipo (MAO), ubicada en la Región Metropolitana y de igual forma en el sector Potrero nuevo del Fundo San Esteban (Litueche) correspondiente a la Serie Lo Vásquez de la VI región (LVZ).

**Lodo:** la muestra se tomó de la planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal, en el monorelleno en abril del año 2002.

Los suelos y el lodo se secaron al aire y se tamizaron a 2mm.

La caracterización química del suelo y el lodo se realizó en el Laboratorio de Ciencias Ambientales (CRI) de La Platina, según los Métodos de análisis para los suelos chilenos (Sadzawka *et al.* 2000).cuyos resultados se muestran en el Cuadro 2 y la caracterización física de los suelos, que consideró granulometría y capacidad de retención de agua se realizó en el Laboratorio de Riego de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, cuyos resultados se muestran en el Cuadro 3.

**Cuadro 2. Análisis químico de los suelos y el lodo**

Elemento o propiedad	Método de determinación	Unidad	Suelo MAO	Suelo LVZ	Lodo
N <sub>t</sub>	Digestión Kjendahl	g kg <sup>-1</sup>	0,96	1,43	26,6
P <sub>t</sub>	Digestión ácida	g kg <sup>-1</sup>	1,10	0,37	14,4
Ca <sub>t</sub>	Digestión ácida	g kg <sup>-1</sup>	33,9	11,4	55,1
Mg <sub>t</sub>	Digestión ácida	g kg <sup>-1</sup>	14,5	2,76	9,72
K <sub>t</sub>	Digestión ácida	g kg <sup>-1</sup>	16,2	12,2	8,78
Na <sub>t</sub>	Digestión ácida	g kg <sup>-1</sup>	21,7	26,1	10,5
N <sub>i</sub>	Extracción con KCl 2 mol/L	mg kg <sup>-1</sup>	18	7	5440
P Olsen	Extracción con NaHCO <sub>3</sub> 0,5 mol/l, pH 8,5	mg kg <sup>-1</sup>	3,8	18,5	370
MO (W&B)	Digestión ácida	%	3,9	2,7	44,2
pH (H <sub>2</sub> O)	H <sub>2</sub> O 1:2,5		8,14	6,19	6,66
pH (KCl)	KCl 1 mol/L 1:2,5		7,16	4,58	6,40
CE	Extracto de saturación	ds m <sup>-1</sup>	0,9	0,3	16,5
Ca intercambiable	Extracción con NH <sub>4</sub> Ac 1 mol/L a pH 7,0	cmol+ kg <sup>-1</sup>	24,2	4,79	22,4
Mg intercambiable	Extracción con NH <sub>4</sub> Ac 1 mol/L a pH 7,0	cmol+ kg <sup>-1</sup>	1,39	1,41	4,82
K intercambiable	Extracción con NH <sub>4</sub> Ac 1 mol/L a pH 7,0	cmol+ kg <sup>-1</sup>	0,30	0,32	1,37
Na intercambiable	Extracción con NH <sub>4</sub> Ac 1 mol/L a pH 7,0	cmol+ kg <sup>-1</sup>	0,38	0,06	1,95
CIC total	Saturación con NaAc 1 mol/L a pH 7,0	cmol+ kg <sup>-1</sup>	13,2	7,04	66,5
Fe disponible	Extracción con DTPA A pH 7,3	mg kg <sup>-1</sup>	12,8	51,9	182
Mn disponible	Extracción con DTPA A pH 7,3	mg kg <sup>-1</sup>	4,8	12,8	29,2
Cu disponible	Extracción con DTPA A pH 7,3	mg kg <sup>-1</sup>	8,0	1,5	40,4
Zn disponible	Extracción con DTPA A pH 7,3	mg kg <sup>-1</sup>	2,3	1,7	366



**Cuadro 3. Caracterización física de los suelos**

Suelo	Granulometría			Textura (USDA 1999) <sup>1</sup>	Retención de agua	
	Arena	Limo	Arcilla		33 kPa	1500 kPa
	----- % -----				----- % -----	
MAO	45,4	32	23	Franca	27,4	10,4
LVZ	70,2	17,8	12	Franco arenosa	17,33	6,12

### Lugar del estudio

El estudio se desarrolló en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile.

### Métodos

#### Incubación de suelos

Los suelos se incubaron acondicionados con dosis equivalentes a 0 y 30 toneladas de lodo base seca por hectárea (lo que correspondió a 5,58 gramos de lodo por kilo de suelo), a 28 °C durante 7 semanas. La humedad se ajustó de manera que las mezclas conservaran su estado granular (aproximadamente a un 60 a 70% de la capacidad de la retención de agua).

La incubación de los suelos, se hizo en bolsas plásticas, cerradas parcialmente con una banda elástica para permitir el paso del aire. Cada tratamiento tuvo tres repeticiones y dado que para los análisis químicos se necesitaban semanalmente 80 g de suelo aproximadamente<sup>2</sup>, se consideró un total de 1020 g de suelo por repetición repartidos en tres bolsas con 340 g de suelo cada una, lo que dio un total de nueve bolsas por tratamiento y 18 bolsas para el ensayo

<sup>1</sup> SOIL SURVEY STAFF. 1999

<sup>2</sup> Los que se sacaron de una vez para alterar al mínimo las bolsas de incubación

completo. Las dosis de lodo, se mezclaron muy bien con el suelo (en seco) rotando e invirtiendo la bolsa 50 veces. La humedad se controló por pesada cada dos días.

### **Análisis químico**

Cada repetición por tratamiento se analizó en duplicado para verificar la homogeneidad de las muestras en cada bolsa. Cada siete días incluyendo el tiempo cero, se analizó: pH, conductividad eléctrica, humedad a 105°C, fósforo disponible, nitrógeno inorgánico y metales pesados extraíbles con DTPA (cromo, manganeso, hierro, níquel, cobre, cadmio y plomo). Estos análisis se realizaron según los Métodos de análisis para los suelos chilenos (Sadzawka *et al.* 2000).

**pH:** método potenciométrico en agua y KCl 1 M, con electrodo combinado en una relación suelo solución 1:25 (p/v).

**Conductividad eléctrica:** determinación en extracto acuoso en una relación suelo: agua de 1:5 (p/v), agitando 30 minutos y filtrando.<sup>1</sup>

**Fósforo disponible:** extracción por el método de Olsen y determinación colorimétrica, por el método del azul de molibdeno.

**Nitrógeno mineral:** extracción con KCl 2N y determinación por destilación con arrastre de vapor de agua.

**Aportes de nitrógeno mineral y fósforo disponible:** se obtuvieron restando semanalmente del elemento mineral o disponible determinado en el suelo con 30 t lodo ha<sup>-1</sup> el del suelo incubado sin lodo.

---

<sup>1</sup>Se usó la relación 1:5 ante la imposibilidad de disponer de suelo suficiente para preparar extracto de saturación.

**Nitrógeno total:** por el método de oxidación por vía húmeda (método de Kjeldahl) y posterior destilación por arrastre con vapor de agua.

**Metales pesados disponibles:** extracción con DTPA, a pH 7,3 y determinación en los extractos por espectrofotometría de absorción atómica. Los límites de detección de los metales pesados fueron: Cd 0,03 mg/L, Cu 0,08 mg/L, Cr 0,08 mg/L, Fe 0,1 mg/L, Mn 0,05 mg/L, Ni 0,14 mg/L, Pb 0,2 mg/L y Zn 0,02 mg/L, lo que equivale a Cd 0,06 mg/kg, Cu 0,16 mg/kg, Cr 0,16 mg/kg, Fe 0,2 mg/kg, Mn 0,1 mg/kg, Ni 0,28 mg/kg, Pb 0,4 mg/kg y Zn 0,04 mg/kg.

### **Análisis estadístico**

Una vez realizados los análisis de laboratorio para cuantificar la disponibilidad de los metales pesados, disponibilidad de nitrógeno y fósforo disponible, conductividad eléctrica y pH durante las siete semanas se efectuó un análisis estadístico de los resultados en el que se usó un diseño completamente al azar con arreglo factorial A\*B\*C (2\*2\*7) en el que A corresponde al factor suelo con dos niveles MAO y LVZ, B la dosis de lodo también con dos niveles, cero y 30 toneladas (base seca) por hectárea y C al factor tiempo con 7 niveles (observaciones semanales), lo que equivale a 28 tratamientos.

Para comparar por separado los resultados entre las diferentes dosis de lodo en los suelos, se realizó un análisis de varianza con  $\alpha = 0,05$

Paralelamente, se realizó un análisis de varianza entre los datos medidos en las distintas bolsas durante las primeras semanas, con el fin de establecer si se presentaban diferencias significativas entre ellos y así comprobar la homogeneidad de las muestras en cada bolsa.

## PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### Metales pesados disponibles

Al analizar la evolución en el tiempo de los metales pesados disponibles extraíbles con DTPA (metales - DTPA), en los suelos con y sin lodo (figuras 4 a 10), se observa que el comportamiento de todos los elementos analizados fue variable durante la incubación, produciéndose cambios en la concentración de los metales pesados. Los cambios experimentados durante la incubación se contrastaron con los metales encontrados inicialmente ( cuando aún no se mezclaba el lodo con el suelo y no había sido incubado) en el suelo y el lodo (Cuadro 4).

**Cuadro 4. Metales totales y metales- DTPA presentes en el lodo y los suelos a tiempo cero y aporte de metales -DTPA por la dosis 30 toneladas de lodo (base seca) por hectárea**

Metal	Metal total			Metal-DTPA			Aportado por el lodo
	Suelo		Lodo	Suelo		Lodo	
	MAO	LVZ		MAO	LVZ		
----- mg kg <sup>-1</sup> -----							
Cr	40	40	260	BLD	BLD	1,46	0,016
Mn	790	560	5440	4,8	13	29,2	0,31
Fe	31.000	14.700	23500	12,8	51,9	182	1,95
Ni	30	30	130	BLD	0,54	15,79	0,17
Cu	93	21	377	8,0	1,5	40,4	0,43
Zn	158	72	1214	2,3	1,7	366	3,92
Cd	4,1	1,3	4,74	0,06	0,04	1,54	0,016
Pb	33	21	67	0,93	0,37	3,06	0,033

Fuente: Inés Ahumada, 2004 Comunicación personal  
Bajo el límite de detección

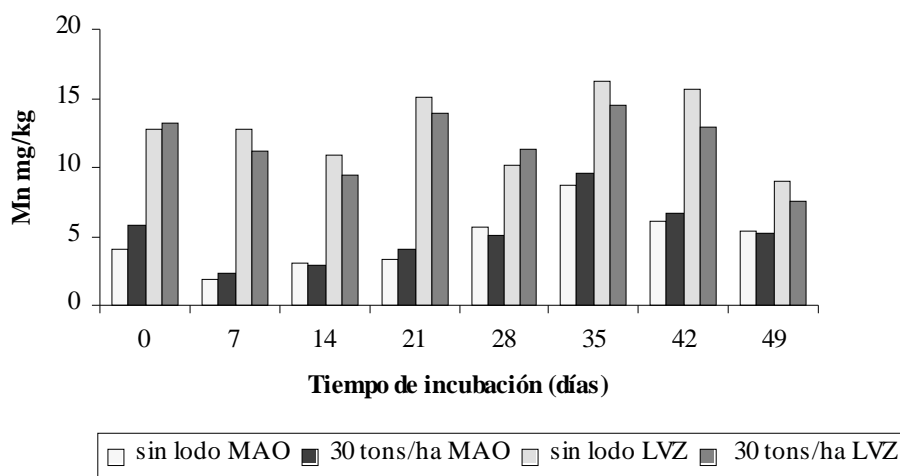
## Cromo

En ambos tratamientos, y durante toda la incubación el Cr- DTPA se encontró en niveles bajo el límite de detección (Apéndice I), es decir en concentraciones inferiores a  $0,03 \text{ mg L}^{-1}$  o su equivalente de  $0,06 \text{ mg kg}^{-1}$ ; ello debido a que inicialmente los suelos tenían niveles de cromo bajo el límite de detección y el lodo tenía  $1,46 \text{ mg kg}^{-1}$  (Cuadro 4), lo cual aportaba a la mezcla  $0,016 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cr- DTPA, cantidad que no alcanza a ser detectada instrumentalmente.

## Manganeso

El análisis estadístico estableció que el Mn-DTPA muestra diferencias significativas por efecto de los factores suelo, tiempo de incubación y dosis (Apéndice II).

En la Figura 4 se muestran los resultados para Mn-DTPA durante la incubación.



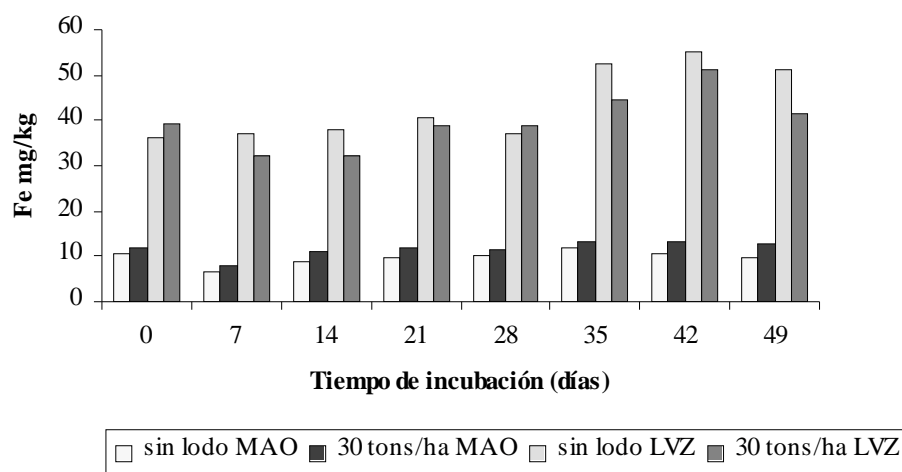
**Figura 4: Contenidos de Mn- DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

Se observan diferencias importantes entre los suelos MAO y LVZ debido a que al inicio de la incubación el suelo LVZ, tenía una concentración de Mn- DTPA tres veces superior a la

del suelo MAO. Además el suelo MAO poseía un pH moderadamente alcalino (8,14) al cual el Mn tiende a precipitar y no se encuentra soluble o extraíble. El Mn tiende a tener mayor movilidad en el suelo a pH entre 5,5 y 7,0 (Lucas et al, 1970) rango en el que se encuentra el pH del suelo LVZ, donde el Mn-DTPA varía entre 7 y 16 mg/kg.

### Hierro

El análisis estadístico mostró diferencias significativas en los resultados que se debieron por efecto de los factores los factores suelo, tiempo de incubación y dosis de lodo como se puede observar en la Figura 5.



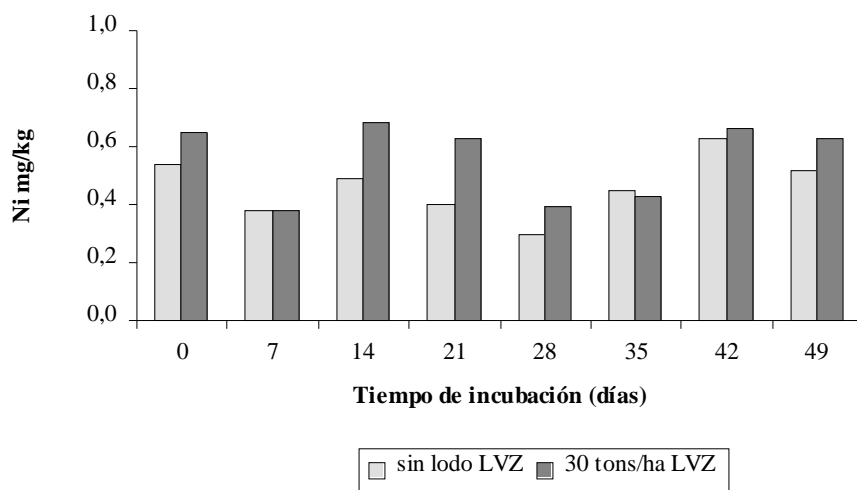
**Figura 5: Contenidos de Fe- DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

No hubo diferencias significativas en la concentración de Fe-DTPA en el suelo LVZ con y sin lodo; por el contrario, en el suelo MAO, hubo un aumento significativo en la disponibilidad de Fe en el suelo con aplicación del lodo, debido a que inicialmente el lodo tenía una concentración 15 veces mayor que la del suelo a (Cuadro 3), lo que significó un aporte de 1,95

mg kg<sup>-1</sup>, es decir un 13,22% de la concentración total de Fe-DTPA presente en la mezcla, mientras que en suelo LVZ el aporte correspondió sólo al 3,62%.

## Níquel

El Ni-DTPA no registró valores sobre el límite de detección en el suelo MAO (Apéndice I) y estaría en concentraciones menores a 0,28 mg kg<sup>-1</sup>. Lo anterior imposibilitó el análisis trifactorial hecho con los otros elementos (Apéndice II)

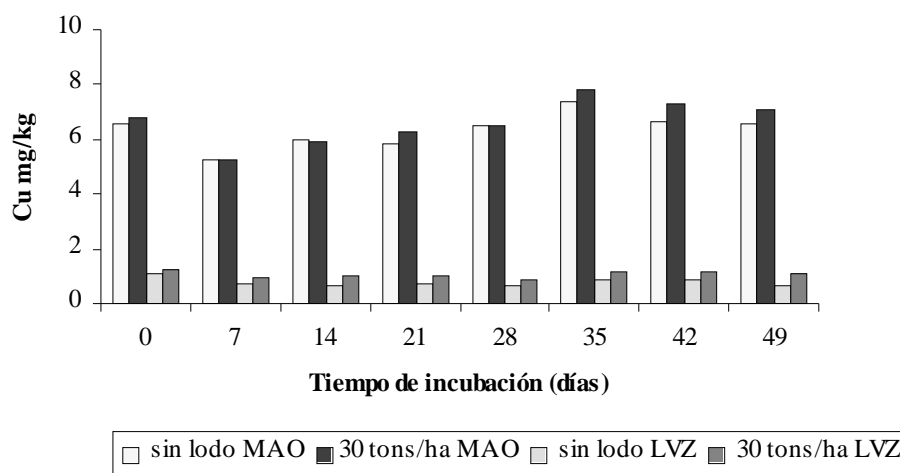


**Figura 6: Contenidos de Ni- DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

En el suelo LVZ la adición de lodo produjo aumentos significativos en la disponibilidad de níquel que se ven acentuados a los 14 y 21 días de incubación. El pH del suelo (moderadamente ácido) hace que el níquel se mantenga disponible.

## Cobre

El análisis estadístico demostró diferencias significativas en el Cu-DTPA las que se debieron a la influencia de los factores: suelo, tiempo de incubación y dosis como se observa en la Figura 7. Además, el análisis trifactorial estableció la interacción entre los factores suelo-tiempo de incubación, tiempo de incubación-dosis, y suelo-tiempo de incubación-dosis (Apéndice II).



**Figura 7: Contenidos de Cu- DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

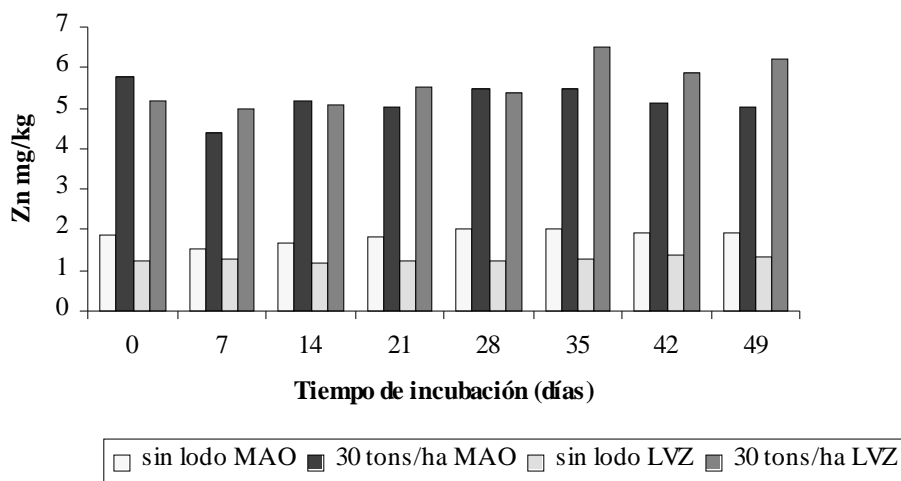
En el suelo MAO no hubo un incremento significativo del Cu-DTPA durante la incubación del suelo con lodo, esto porque el suelo inicialmente tenía  $8 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu DTPA y el aporte del lodo a la mezcla fue de solo  $0,43 \text{ mg kg}^{-1}$ , lo que corresponde al 5,1% de la concentración de Cu -DTPA presente en la mezcla.

Por el contrario, en el suelo LVZ se observa un aumento en la disponibilidad del Cu, durante la incubación con lodo ya que al inicio el suelo tenía  $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$  de Cu-DTPA y el lodo aportó  $0,43 \text{ mg kg}^{-1}$  (Cuadro 3), es decir, un 22,3% del Cu-DTPA en la mezcla.



## Cinc

En el caso del Zn-DTPA, la diferencia en los resultados se debió al efecto de los tres factores (Apéndice II) En ambos suelos la aplicación de lodo, aumentó el Zn-DTPA en 3,92 mg kg<sup>-1</sup>. (Cuadro 4). Tal aumento se mantuvo constante durante la incubación (Figura 8), indicando que el Zn –DTPA no se vio afectado por la incubación.



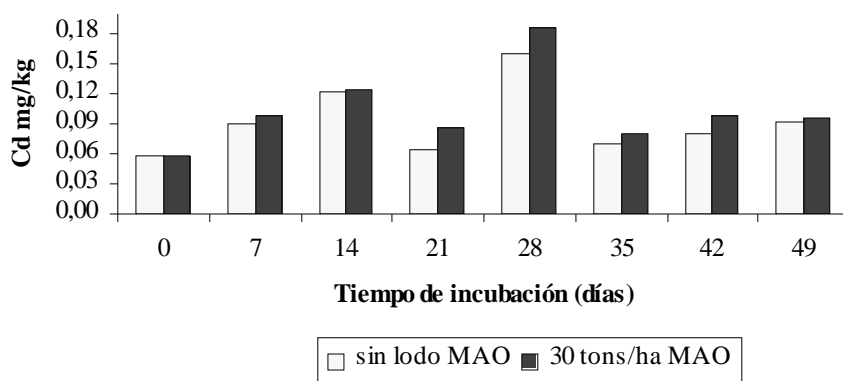
**Figura 8: Contenidos de Zn- DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

El cinc en el suelo es móvil en todos los rangos de pH, por lo que en ambos suelos la respuesta fue similar. Otro factor que hace que el Zn esté disponible durante toda la incubación es que éste no se enlaza fácilmente a la materia orgánica del lodo ( Alloway and Jackson , 1991).

## Cadmio

El cadmio en el suelo LVZ estuvo bajo el límite de detección durante toda la incubación (Apéndice I, Cuadro I-1) debido a que su concentración en el suelo era muy baja. En el suelo MAO no se produjo una diferencia significativa en el Cd- DTPA por la incorporación de lodo al

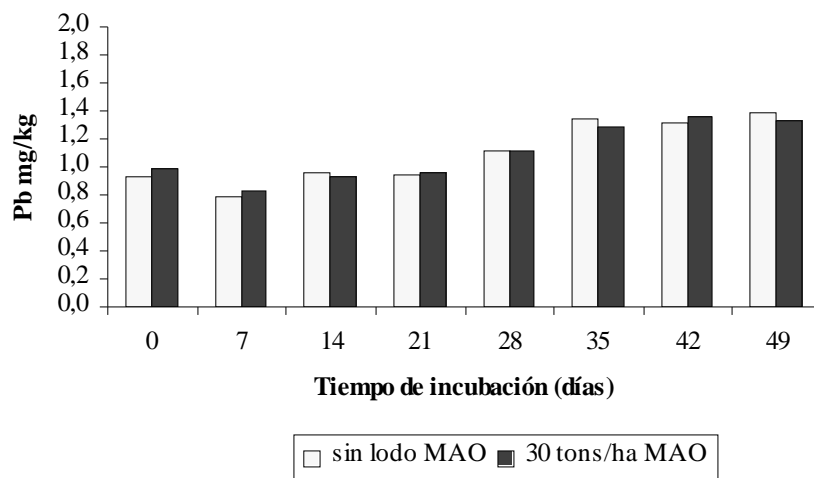
suelo dado su bajo aporte ( $0,016 \text{ mg kg}^{-1}$ , Cuadro 4). Los resultados se muestran en la Figura 9, en la cual se observa que el Cd-DTPA fue variable en ambos tratamientos durante la incubación.



**Figura 9: Contenidos de Cd- DTPA durante la incubación del suelo MAO con y sin aplicación de lodo**

### Plomo

El Pb-DTPA en el suelo LVZ estuvo bajo el límite de detección (Apéndice I. Cuadro I.1), sin embargo, en el suelo MAO mostró cambios significativos debido a la incubación (Figura 10). En el suelo MAO el Pb-DTPA aumentó en ambos tratamientos durante la incubación no existiendo diferencias significativas entre ellos, debido a que el aporte del lodo a la concentración de Pb- DTPA fue solo de  $0,033 \text{ mg kg}^{-1}$ .



**Figura 10: Contenidos de Pb- DTPA durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

### Discusión

Los contenidos de Mn, Fe y Ni extraíbles con DTPA fueron más altos en el suelo LVZ, mientras que Cu, Zn y Cd lo fueron en el suelo MAO. Estas diferencias se pueden atribuir principalmente al factor suelo, y más específicamente al pH, ligeramente ácido en el suelo LVZ que favoreció la disponibilidad de los metales antes mencionados.

La mayor disponibilidad de Cu, Zn y Cd en el suelo MAO (Cuadro 4) podría asociarse (hipotéticamente) a un factor antrópico, ya que este suelo se encuentra dentro de la ciudad, lo que no ocurre con el suelo LVZ que se encuentra en una zona rural.

En los casos de Mn y Fe DTPA la diferencia existente entre los suelos MAO y LVZ. , se puede atribuir a que el suelo MAO posee un pH moderadamente alcalino ( 8,14) en el cual el Mn y el Fe no se encuentran disponibles y tienden a precipitar. El manganeso tiende a tener mayor movilidad en el suelo a pH entre 5,5 y 7,0 (Lucas *et al* 1970) rango en el que se encuentra el suelo LVZ, donde el Mn- DTPA varía entre 7,5 y 16,3 mg kg<sup>-1</sup>. (Apéndice I, Cuadro I-1)

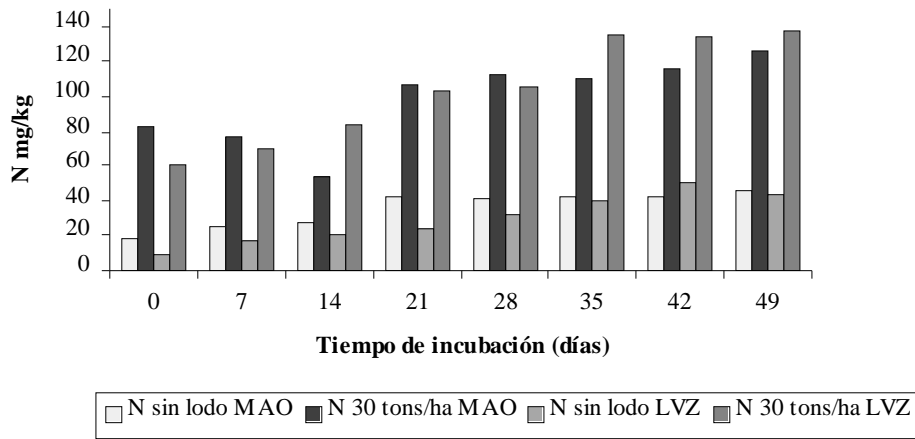
La diferencia de pH entre los suelos MAO y LVZ, también produce diferencias en la disponibilidad del níquel, debido a que este elemento en el rango de pH en que se encuentra el suelo MAO (ligeramente alcalino) se encuentra inmovilizado y por lo tanto con muy baja disponibilidad (Plant and Raiswell, 1983), en cambio en el suelo LVZ, con pH moderadamente ácido, la disponibilidad de níquel se ve favorecida.

### **Nitrógeno y fósforo disponibles**

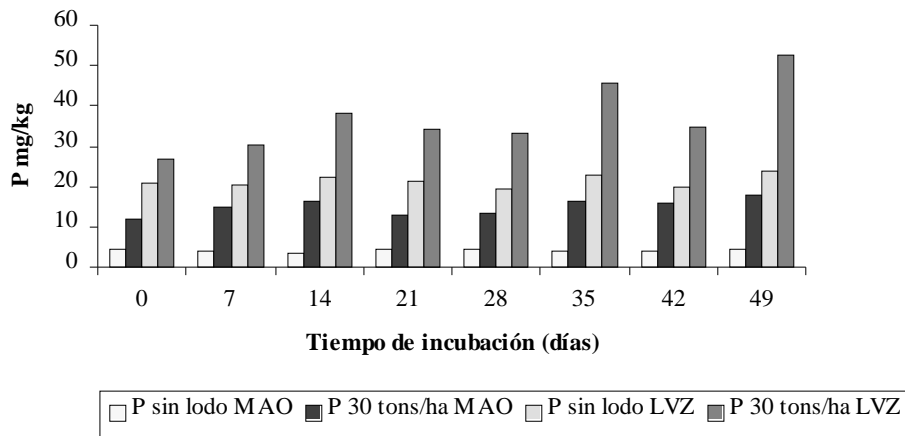
El nitrógeno y fósforo disponibles aumentaron significativamente durante la incubación en ambos suelos y tratamientos (figuras 11 y 12). En el suelo MAO con lodo, el N sufrió una inmovilización transitoria a los 14 días y alcanzó valores relativamente estables a los 28 días. En el suelo LVZ la mineralización se estabilizó a los 35 días sin observarse periodos de inmovilización (Figura 11).

En el caso del fósforo disponible el suelo MAO tuvo una ligera disminución entre los 21 y 28 días de incubación (Figura 12).

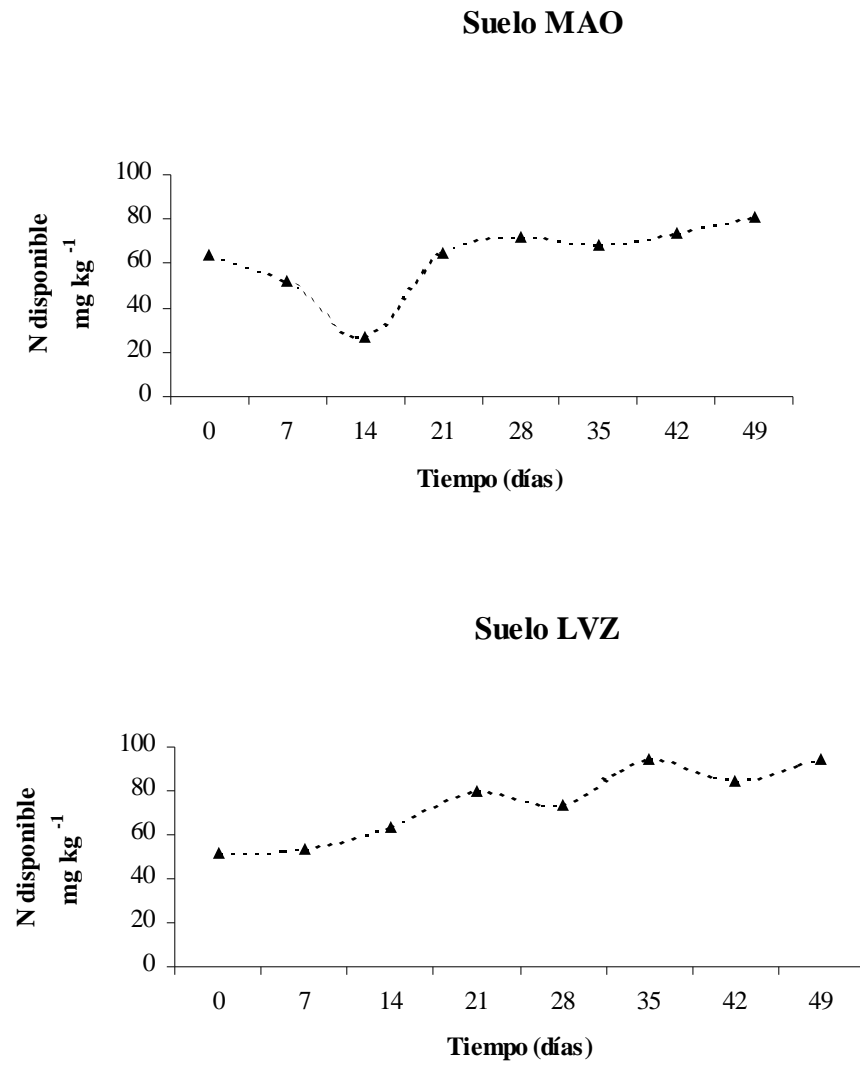
En ambos suelos el agregar lodo significó un aporte significativo de nitrógeno mineral y fósforo disponible (figuras 13 y 14). El lodo aplicado contenía 5440 mg kg<sup>-1</sup> de N inorgánico y 370 mg kg<sup>-1</sup> de P disponible, asociados a 2,66% del N total y 1,44 % de P total, respectivamente.



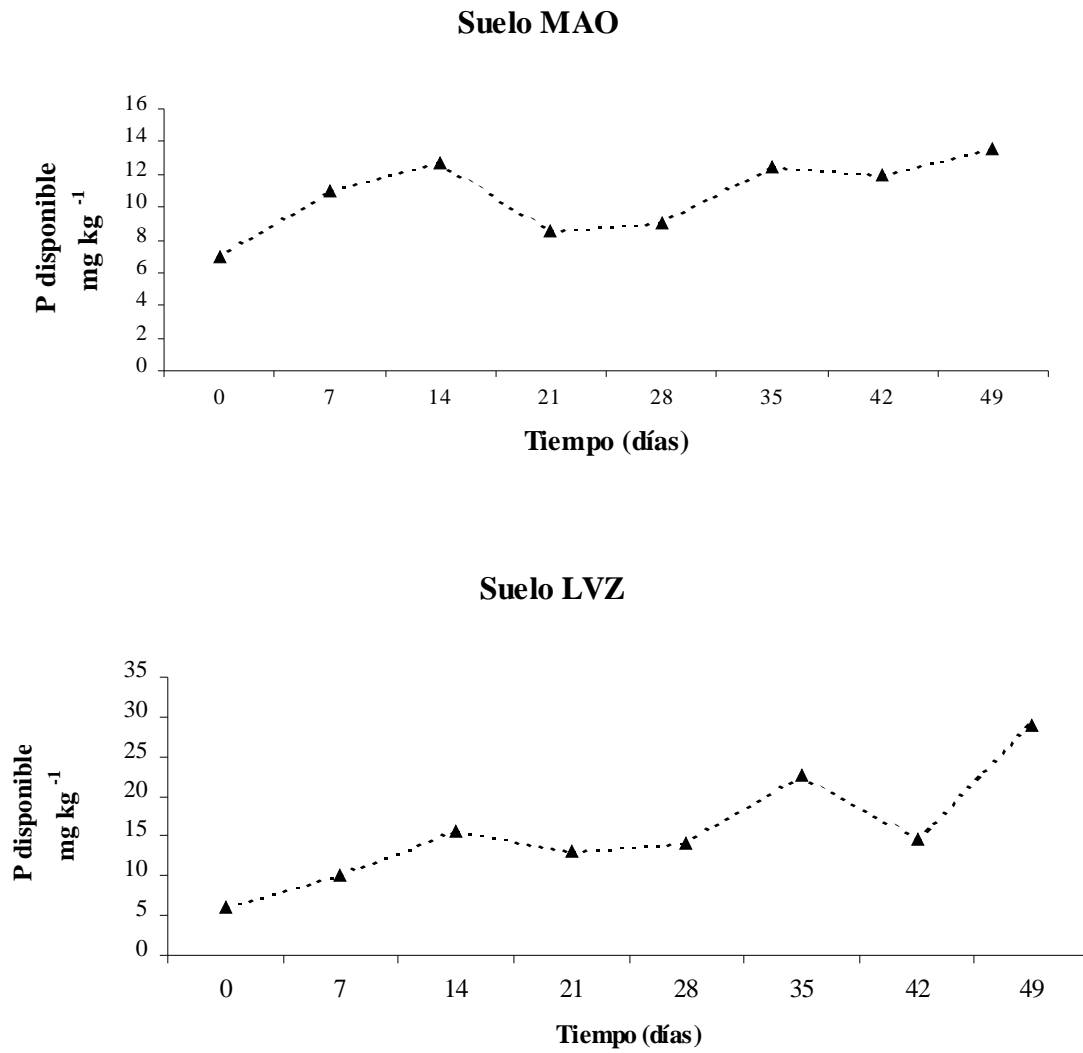
**Figura 11: Evolución del nitrógeno disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**



**Figura 12: Evolución del fósforo disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**



**Figura 13: Aporte de nitrógeno disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ al aplicar lodo**



**Figura 14: Aporte del fósforo disponible durante la incubación de los suelos MAO y LVZ al aplicar lodo**

## Discusión

Se observó que durante las primeras semanas de incubación la mineralización del nitrógeno fue más rápida, debido a que en ese periodo se produce la descomposición de azúcares, proteínas y celulosas, haciéndose más lenta hacia las últimas semanas en donde se están mineralizando aquellos materiales más resistentes y que necesitan más tiempo para descomponerse (Levi-Minzi *et al.*, 1990; Rodríguez y Matus, 1989).

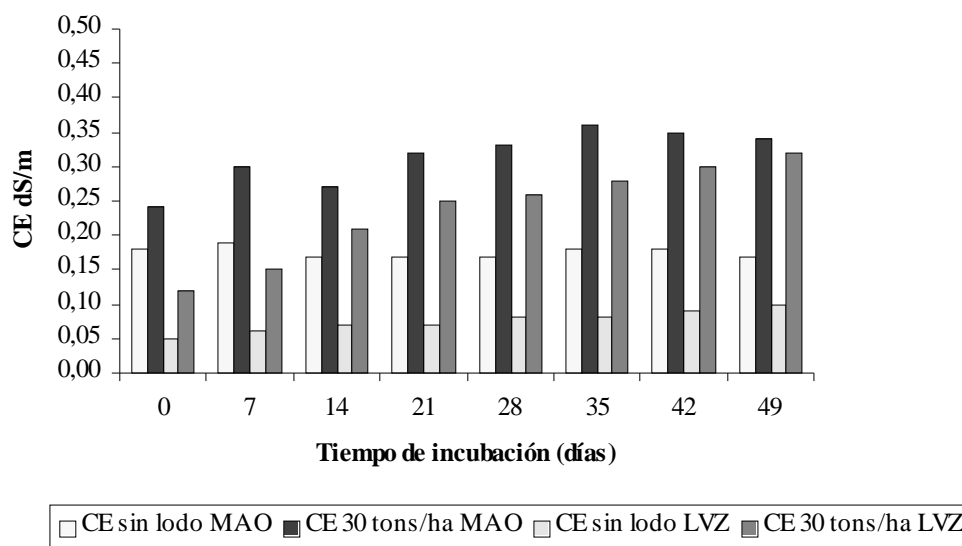
En el suelo MAO la mineralización de nitrógeno tuvo una inmovilización transitoria a los 14 días de incubación provocada por los microorganismos presentes en el suelo, pero ya a los 21 días se observa que el proceso de mineralización continúa y se produce un notorio aumento en la concentración de nitrógeno disponible.

En el suelo LVZ se observa una variación cíclica a partir de los 28 días debido a una inmovilización transitoria. En el caso del fósforo la dinámica de mineralización presenta un decaimiento a los 21 y 28 días en ambos suelos y luego se torna variable. Se observa que hacia el final de la incubación, la mineralización tiende a estabilizarse en el suelo MAO mientras que en el suelo LVZ presenta un comportamiento fluctuante.

### **Conductividad eléctrica**

La conductividad eléctrica en el suelo aumentó significativamente luego de aplicar el lodo debido a que éste era muy salino (16,5 dS/m). A lo largo del periodo de estudio, la conductividad eléctrica fue aumentando de forma sostenida, con la misma tendencia del nitrógeno (Figura 15).





**Figura 15: Evolución la conductividad eléctrica durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

La razón de esta similitud es que la materia orgánica al mineralizarse va liberando nitrógeno soluble razón por la cual el aumento de la conductividad eléctrica se relaciona con la mineralización.

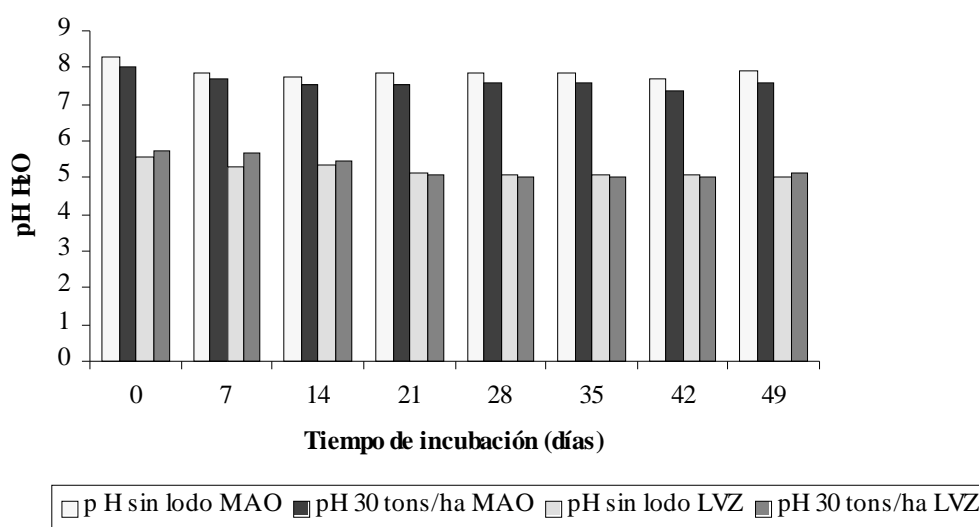
### Reacción del suelo (pH)

El pH fue distinto para ambos suelos, siendo más ácido el encontrado en el suelo LVZ que el del suelo MAO durante toda la incubación. El pH medido en agua en el suelo MAO presentó diferencias significativas entre tratamientos.

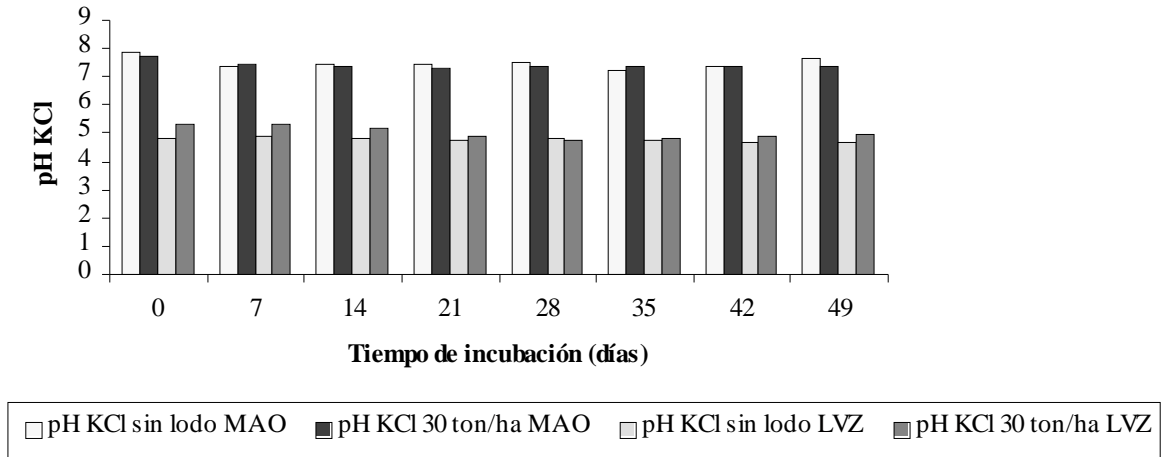
La adición de lodo al suelo significó una disminución en los valores de pH en el suelo MAO (Figura 16), atribuible al efecto salino del lodo. Sin embargo, esta disminución del pH no tuvo influencia en la disponibilidad de los metales pesados ya que los valores se siguieron manteniendo en un rango alcalino. En cambio en el suelo LVZ por ser ligeramente ácido, la aplicación de lodo generó un aumento del pH al comienzo de la incubación.

Los valores de pH medidos en H<sub>2</sub>O (Apéndice I. Cuadro I-4) en el suelo MAO, disminuyeron al final de la incubación de 0,34 y 0,44 unidades en los tratamientos sin y con lodo, respectivamente, mientras que en el suelo LVZ esta variación fue de 0,52 y 0,59 unidades.

El pH medido en KCl fue más bajo que el medido en agua, para todos los tratamientos (Figura 17 y Apéndice I, Cuadro I-4). La diferencia del pH medido en agua y KCl antes de la incubación fue de 0,98 en el suelo MAO, de 1,61 en el suelo LVZ y sólo de 0,26 unidades en el lodo (Cuadro 2).



**Figura 16: Evolución del pH en H<sub>2</sub>O durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**



**Figura 17: Evolución del pH en KCl durante la incubación de los suelos MAO y LVZ con y sin aplicación de lodo**

## CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio permiten concluir:

- Los metales extraíbles con DTPA presentan un comportamiento variable durante la incubación sin y con lodo, que varió según el tipo de suelo y el elemento.
- La aplicación de lodo produjo un aumento significativo en la concentración de Zn-DTPA en ambos suelos, en la de Ni en el suelo LVZ y en la de Fe en el suelo MAO .
- El lodo contiene cantidades importantes de nitrógeno y fósforo orgánicos que se mineralizan a lo largo del tiempo al incorporar lodo en el suelo.
- La conductividad eléctrica aumenta al aplicar lodo, por lo que es importante analizar las dosis de lodo que se aplicará y limitar su uso en cultivos sensibles a la salinidad.
- Dado que la generación de lodos de las plantas de tratamiento de aguas servidas en la Región Metropolitana es reciente (se inició el año 2002), es necesario continuar estudiando las características de éstos en distintas épocas del año para conocer el rango de variación de los metales pesados y así determinar los efectos que se pudieran producir al aplicarlos al suelo.
- Los resultados de la presente investigación deberían ser probados en campo, para saber cómo las condiciones climáticas pueden afectar los procesos de mineralización, especialmente del nitrógeno; con el fin de establecer las dosis de aplicación de lodo que sean adecuadas y así minimizar el riesgo de contaminación de los suelos y aguas subterráneas.

- En futuros ensayos de mineralización *in vitro*, podría reducirse el número de observaciones, manteniendo el tiempo de incubación en siete semanas.

## LITERATURA CITADA

ADAMS, M.. and ATTIWIL, P. 1986 Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of southeastern Australia. II Indices of nitrogen mineralization. *Plant Soil* 92: 341-362.

ALLOWAY, J and JACKSON, A. 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge amended soils. *The Science Of The Total Environment* 100: 151- 176.

BELLAPART, C. 1996. Nueva agricultura biológica en equilibrio con la agricultura química. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, España. 297 p.

BERTI, W and JACOBS, L. 1998 Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge applications. *Journal Environmental Quality* 27, 1280-1286.

BONTOUX, L. VEGA, M y PAPAMELETIU, D. 1998. Tratamiento de las aguas residuales urbanas en Europa: el problema de los lodos. IPTS Report, N° 23. [www.jrc.es/iptsreport/vol23](http://www.jrc.es/iptsreport/vol23).

BUSTAMANTE, M. 1999. Diseño conceptual de la disposición de lodos y biosólidos provenientes de plantas de tratamiento de aguas servidas. Tesis Ing. Civil Químico. Universidad de Chile, Facultad de Cs. Físicas y Matemáticas 50 p.

CHANEY, R. 1994. Trace metal movements: soil-plant systems and bioavailability of biosolids applied metals. p 27-31. *In* Clapp C, Linden D, Larson W and Dowdy R. (Ed). *Sewage sludge: Land utilization and the environment*. SSSA Misc. Publication American Society of Agronomy. 258 p

CHANG, F. and BROADBENT, E. 1982. Influence of trace metals on some soil nitrogen transformations. *Journal of Environmental Quality*. 11: 1-4.

CONAMA, 2000. Anteproyecto de reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamiento de aguas. CONAMA. 2000. [www.conama.cl](http://www.conama.cl)

DOMMERGUES, Y. et MANGENOT, F. 1970. Ecologie microbienne du sol. Masson , Paris. 796 p

FAO.2000. Inocuidad y calidad de los alimentos en relación con la agricultura orgánica. 22ª conferencia regional de la FAO para Europa. Oporto, Portugal 2000. [www.fao.org](http://www.fao.org).

FELIPÓ, M. 1995 Reutilización de residuos urbanos y posible contaminación p 27-36. En: Jornadas técnicas de Gestión y utilización de residuos urbanos para la agricultura. Ed. Mundi Prensa. Madrid.

GUIDI, G. PAGLIAI, M. and GIACHETTI, M. 1982. Modifications of some physical and chemical soil properties following sludge and compost applications p 122-130. *In*: CATROUX, P and SUESS, E. The influence of sewage sludge on physical and biological properties of soils. Dordrasht, Holanda.

HADAS, A. EIGENBAUM, A. and PORTNOY, R. 1986. Distribution of nitrogen forms and availability indices in profiles of differently managed soil types. *Soil Science Society American Journal*. 50: 308-313.

HENRY, C. and COLE, W. 1994. Biosolids utilization in forest lands. *In* Clapp C, Linden D, Larson W and Dowdy R.(Ed). *Sewage sludge: Land utilization and the environment*. SSSA Misc. Publication American Society of Agronomy. 258p

KIRCHMANN, H. and TENGSVED, A. 1991. Analysis of barley grains grown on sludge fertilized soil. *Swedish Journal Agriculture Research* 21: 115-119. f

- LEGG, J. and MEISINGER, J. 1982. Soil nitrogen budgets, p 503-566. *In*: Stevenson, F. (Ed.). Nitrogen in agricultural soils. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- LEVI-MINZI, R., RIFFALDI, R and SAIOZZI, A. 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 31: 325-335.
- LINDSAY, W. and COX, F. 1985. Micronutrient soil testing for the tropics. *Fertilizer Research* 7:169-199.
- LUCAS, H., EDGINGTON, D. and COLBY, P. 1970. Concentrations of trace elements in Great Lake Fish. *Journal Fish. Research* 27: 677-684
- MARDONEZ, R. 2000. Variabilidad espacial de la mineralización de nitrógeno. Tesis Ingeniero Agrónomo. Chillán. Universidad de Concepción, Chile. 23p.
- MARTENS, D. and WESTERMANN, D. 1991. Fertilizer applications for correcting micronutrient deficiencies in micronutrients in agriculture. Soil Science Society of America. Book series N°4. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.
- MAZZARINO, M. 1999. Contaminación de suelos por uso de residuos orgánicos y agroquímicos (texto en CD ROM). XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Pucón Chile.
- MONDAY, M. THOMPSON, M. MBAGWU, C. and LAIRD, D. 2001. Distribution and movement of sludge-derived trace metals in selected Nigerian soils. *Journal of Environmental Quality*. 30: 1667-1674.
- OBERLE, S. and KEENEY, D. 1994. Interactions of sewage sludge with soil crop water systems. p: 17-20 *In* Clapp C, Linden D, Larson W and Dowdy R.(Ed). *Sewage sludge: Land Utilization and the environment*. SSSA Misc. Publication American Society of Agronomy. 258p



- O'RIORDAN, E.; DODD, V., FLEMING, G. and TUNNEY, H. 1994. Repeated application of a metal-rich sewage sludge to grassland. Effects on metal levels in soil. *Irish Journal Agricultural Food Research* 33: 41-51
- PAGE, A. AYANEBA, A. BARAM, M. BARRET, G. BOGGESS, W. CHANG, A. COOPER, R. DICK, R. GIRAEF, S. LONG, T. HILAIRE, C. SILVERSTEIN, J. STUART, S. and WAGNER, P. 1996. The use of reclaimed water and sludge in food crop production. National Academy Press. Washington D.C. USA. 178 p.
- PAUTSIAN, K.; ELLIOTT; T. COLLINS; H. COLE; C and. PAUL, E. 1993. Changes in active C fractions as a function of land management practices. ASA. Madison, Wisconsin. USA 257p.
- PLANT, J. and RAISWELL, R. (1983) Principles of environmental geochemistry. *In* Thornton I. (ed.) Applied environmental geochemistry. Academic Press, London.
- RIEKIRK, H. and D.W. COLE. 1976. Chemistry of soil and ground water solutions associated with sludge applications. *In* Edmonds, R. and Cole D. (eds.). Use of Dewatered Sludge as an Amendment for Forest Growth, Vol. I. Center for Ecosystem Studies, College of Forest Resources, Univ. of Washington. 112 p.
- RODRÍGUEZ, J y MATUS, F. 1989. Modelo simple para estimar el suministro de nitrógeno en el suelo. *Ciencia e Investigación Agraria* 16: 33-46.
- ROLIM, S. 2000. Sistema de lagunas de estabilización. Santa Fe. Colombia. Mc Graw Hill Interamericana. 370 p.
- SADZAWKA, A. GREZ, R. MORA, M. SAAVEDRA, N. CARRASCO, M.A. y ROJAS, C. 2000 Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria INIA. Chile.

- SMITH, S. 1996. Agricultural Recycling of Sewage Sludge and the Environment, Cab International United Kingdom. En BONTOUX, L. VEGA, M y PAPAMELETIU, D. 1998. Tratamiento de las aguas residuales urbanas en Europa: el problema de los lodos. IPTS Report, N° 23. [www.jrc.es/iptsreport/vol23](http://www.jrc.es/iptsreport/vol23).
- SOIL SURVEY STAFF. 1999. Soil taxonomy. A basic systems of soil classification for making and interpreting soil Survey. United States Department of Agriculture. USA. 869p.
- VONG, P. BOUCHAMA, H. er JACQUIN, F. 1989. Contribution à l'étude du potentiel de minéralisation de l'azote en sols cultivés lorrains. Science do sol 27 (3): 215-226.
- WILD, S. and JONES, K. 1992. Organic chemicals entering agricultural soils in sewage-sludge: screaning for their potential to transfer to crop plants and livestock. Science Total Environ. 119: 85-119.
- [WWW.AGUASANDINAS.CL](http://WWW.AGUASANDINAS.CL)

## APÉNDICE I

Cuadro I-1 . Metales pesados extraíbles con DTPA

Tiempo Día	Suelo				
	MAO		mg kg <sup>-1</sup>	LVZ	
	S/L <sup>1</sup>	C/L <sup>2</sup>		S/L	C/L
	<b>Cromo</b>				
0	BLD <sup>3</sup>	BLD		BLD	BLD
7	BLD	BLD		BLD	BLD
14	BLD	BLD		BLD	BLD
21	BLD	BLD		BLD	BLD
28	BLD	BLD		BLD	BLD
35	BLD	BLD		BLD	BLD
42	BLD	BLD		BLD	BLD
49	BLD	BLD		BLD	BLD
	<b>Manganeso</b>				
0	4,1	5,7		12,8	13,2
7	2,0	2,3		12,8	11,1
14	3,0	3,0		10,9	9,5
21	3,4	4,0		15,0	13,9
28	5,7	5,1		10,2	11,3
35	8,8	9,5		16,3	14,6
42	6,1	6,7		15,7	12,9
49	5,4	5,2		9,0	7,5
	<b>Hierro</b>				
0	10,6	12,1		36,1	39,4
7	6,5	7,8		37,2	32,2
14	9,0	11,0		37,9	32,0
21	9,9	11,8		40,6	38,7
28	10,3	11,5		37,0	38,6
35	11,7	13,3		52,4	44,7
42	10,6	13,1		55,2	51,4
49	9,9	12,6		51,3	41,3
	<b>Níquel</b>				
0	BLD	BLD		0,54	0,65
7	BLD	BLD		0,38	0,38
14	BLD	BLD		0,49	0,68
21	BLD	BLD		0,40	0,63

<sup>1</sup> S/L= Sin lodo<sup>2</sup> C/L= 30 toneladas de lodo base seca por hectárea<sup>3</sup> BLD= Valor bajo el límite de detección

28	BLD	BLD	0,30	0,39
35	BLD	BLD	0,45	0,43
42	BLD	BLD	0,63	0,66
49	BLD	BLD	0,52	0,63
<b>Suelo</b>				
	<b>MAO</b>		<b>LVZ</b>	
Tiempo	S/L	C/L	S/L	C/L
Día	----- mg kg <sup>-1</sup> -----			
<b>Cobre</b>				
0	6,6	6,8	1,13	1,22
7	5,3	5,3	0,70	0,92
14	6,0	5,9	0,66	1,01
21	5,9	6,3	0,74	1,05
28	6,5	6,5	0,63	0,85
35	7,4	7,8	0,84	1,19
42	6,6	7,3	0,85	1,19
49	6,6	7,1	0,68	1,09
<b>Cinc</b>				
0	1,9	5,8	1,2	5,2
7	1,5	4,4	1,3	5,0
14	1,7	5,2	1,2	5,1
21	1,8	5,0	1,2	5,5
28	2,0	5,5	1,2	5,4
35	2,0	5,5	1,3	6,5
42	1,9	5,1	1,4	5,9
49	1,9	5,1	1,3	6,2
<b>Cadmio</b>				
0	0,06	0,06	BLD	BLD
7	0,09	0,10	BLD	BLD
14	0,12	0,12	BLD	BLD
21	0,06	0,09	BLD	BLD
28	0,08	0,09	BLD	BLD
35	0,07	0,08	BLD	BLD
42	0,08	0,10	BLD	BLD
49	0,09	0,10	BLD	BLD
<b>Plomo</b>				
0	0,93	0,99	BLD	BLD
7	0,79	0,82	BLD	BLD
14	0,95	0,93	BLD	BLD
21	0,95	0,96	BLD	BLD
28	1,12	1,11	BLD	BLD
35	1,35	1,28	BLD	BLD
42	1,32	1,36	BLD	BLD

49

1,39

1,33

BLD

BLD

---

**Cuadro I-2. Nitrógeno y fósforo disponible**

Tiempo	Suelo			
	MAO		LVZ	
Día	S/L	C/L	S/L	C/L
	mg kg <sup>-1</sup>			
	<b>Nitrógeno</b>			
0	18	83	9,4	61
7	25	77	17	70
14	27	54	20	84
21	42	107	24	104
28	41	113	32	105
35	42	110	40	135
42	42	116	50	134
49	45	127	43	13
	<b>Fósforo</b>			
0	4,7	12	21	27
7	4,0	15	20	30
14	4,0	16	22	38
21	4,5	13	21	34
28	4,5	140	19	33
35	4,0	17	23	46
42	4,0	16	20	35
49	4,5	18	24	5

**Cuadro I-3. Conductividad eléctrica**

Tiempo	Suelo			
	MAO		LVZ	
	S/L	C/L	S/L	C/L
Día	----- dS/m -----			
	<b>Conductividad eléctrica</b>			
0	0,18	0,24	0,05	0,12
7	0,19	0,30	0,06	0,15
14	0,17	0,27	0,07	0,21
21	0,17	0,32	0,07	0,25
28	0,17	0,33	0,08	0,26
35	0,18	0,36	0,08	0,28
42	0,18	0,35	0,09	0,30
49	0,17	0,34	0,10	0,32

**Cuadro I- 4. pH en H<sub>2</sub>O y KCl**

Tiempo	Suelo			
	MAO		LVZ	
	S/L	C/L	S/L	C/L
	<b>pH H<sub>2</sub>O</b>			
0	8,3	8,0	5,6	5,7
7	7,7	7,6	5,3	5,7
14	7,8	7,6	5,3	5,5
21	7,9	7,6	5,1	5,1
28	7,9	7,6	5,1	5,0
35	7,9	7,6	5,1	5,0
42	7,7	7,4	5,1	5,0
49	7,9	7,6	5,0	5,2
	<b>pH KCl</b>			
0	7,9	7,7	4,8	5,4
7	7,4	7,4	4,9	5,3
14	7,5	7,4	4,8	5,2
21	7,4	7,3	4,8	5,0
28	7,5	7,3	4,8	4,8
35	7,2	7,4	4,8	4,8
42	7,4	7,3	4,7	4,9
49	7,5	7,3	4,7	5,0

## APÉNDICE II

Cuadro II-1. Análisis factorial de metales pesados extraíbles con DTPA

Metal	FV	SC	gl	CM	F	p
<b>DTPA</b>						
<b>Mn</b>						
Suelo		1273	1	1273	7136	0,000
Tiempo		324	7	46	260	0,000
Lodos		3	1	3	17	0,000
Suelo*Tiempo		129	7	18	103	0,000
Suelo*Lodos		13	1	13	75	0,000
Tiempo*Lodos		10	7	1	8	0,000
Suelo*Tiempo*Lodos		11	7	2	9	0,000
<b>Fe</b>						
Suelo		2,29E+04	1	2,29E+04	2,41E+04	0,000
Tiempo		1369	7	196	206	0,000
Lodos		21	1	21	22	0,000
Suelo*Tiempo		725	7	104	109	0,000
Suelo*Lodos		183	1	183	192	0,000
Tiempo*Lodos		94	7	13	14	0,000
Suelo*Tiempo*Lodos		124	7	18	19	0,000
<b>Cu</b>						
Suelo		741,9	1	741,9	4,73E+04	0,000
Tiempo		13,5	7	1,9	123	0,000
Lodos		1,8	1	1,8	117	0,000
Suelo*Tiempo		9	7	1,3	82	0,000
Suelo*Lodos		0	1	0	.	0,739
Tiempo*Lodos		0,6	7	0,1	5	0,000
Suelo*Tiempo*Lodos		0,3	7	0	3	0,018
<b>Zn</b>						
Suelo		0,2	1	0,2	6	0,017
Tiempo		4,8	7	0,7	19	0,000
Lodos		352,5	1	352,5	9847	0,000
Suelo*Tiempo		2,3	7	0,3	9	0,000
Suelo*Lodos		6	1	6	169	0,000
Tiempo*Lodos		1,8	7	0,3	7	0,000
Suelo*Tiempo*Lodos		1,9	7	0,3	7	0,000

<sup>1</sup>Por existir datos bajo el límite de detección no se pudo realizar el análisis trifactorial para los elementos Cr, Ni, Cd y Pb.



<sup>2</sup> Si  $p > 0.05$  no existe interacción entre los factores.

**Cuadro II-2. Análisis factorial de nitrógeno y fósforo disponible**

Elemento	FV	SC	gl	CM	F	p
<b>N disponible</b>						
Suelo		1	1	1	.	0,815
Tiempo		2,95E+04	7	4211	436	0,000
Lodos		1,14E+05	1	1,14E+05	1,18E+04	0,000
Suelo*Tiempo		2804	7	401	41	0,000
Suelo*Lodos		782	1	782	81	0,000
Tiempo*Lodos		4783	7	683	71	0,000
Suelo*Tiempo*Lo- dos		1252	7	179	19	0,000
<b>P disponible</b>						
Suelo		9192	1	9192	5138	0,000
Tiempo		681	7	97	54	0,000
Lodos		4182	1	4182	2337	0,000
Suelo*Tiempo		338	7	48	27	0,000
Suelo*Lodos		141	1	141	79	0,000
Tiempo*Lodos		439	7	63	35	0,000
Suelo*Tiempo*Lo- dos		164	7	23	13	0,000

**Cuadro II-3. Análisis factorial de CE y pH H<sub>2</sub>O**

Propiedad	FV	SC	gl	CM	F	p
<b>CE</b>						
Suelo		0,217	1	0,217	1,60E+04	0,000
Tiempo		0,064	7	0,009	671	0,000
Lodos		0,577	1	0,577	4,26E+04	0,000
Suelo*Tiempo		0,014	7	0,002	145	0,000
Suelo*Lodos		0,007	1	0,007	492	0,000
Tiempo*Lodos		0,066	7	0,009	693	0,000
Suelo*Tiempo*Lo- dos		0,011	7	0,002	115	0,000
<b>pH H<sub>2</sub>O</b>						
Suelo		149,9	1	149,9	2,00E+04	0,000
Tiempo		3	7	0,4	56	0,000
Lodos		0,2	1	0,2	29	0,000
Suelo*Tiempo		0,9	7	0,1	16	0,000
Suelo*Lodos		0,7	1	0,7	92	0,000

Tiempo*Lodos	0,3	7	0	6	0,000
Suelo*Tiempo*Lo- dos	0,1	7	0	2	0,153

**Cuadro II-4. Diferencia de medias, entre dosis de lodo, de metales pesados extraíbles con DTPA en suelo MAO**

Metal DTPA		Suma de cuadra- dos	Media cuadrá- tica	F	p
<b>Mn</b>					
	Inter grupos	1,776	1,776	0,389	0,537
	Intra grupos	164,395	4,567		
	Total	166,171			
<b>Fe</b>					
	Inter grupos	30,439	30,439	9,885	0,003
	Intra grupos	110,86	3,079		
	Total	141,299			
<b>Cu</b>					
	Inter grupos	0,505	0,505	0,955	0,335
	Intra grupos	19,022	0,528		
	Total	19,527			
<b>Zn</b>					
	Inter grupos	106,045	106,045	739,99	0
	Intra grupos	5,159	0,143		
	Total	111,204			
<b>Cd</b>					
	Inter grupos	0,001	0,001	0,791	0,38
	Intra grupos	0,031	0,001		

	Total	0,032			
<b>Pb</b>					
	Inter grupos	0	0	0,001	0,975
	Intra grupos	1,555	0,043		
	Total	1,555			

<sup>1</sup>No se realizó el análisis para Cr y Ni extraíbles con DTPA para por estar bajo el límite de detección.

<sup>2</sup>Si  $p > 0,05$  no existe diferencia significativa entre dosis.

**Cuadro II-5. Diferencia de medias, entre dosis de lodo, de nitrógeno y fósforo disponible en suelo MAO**

Elemento		Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	p
<b>N disponible</b>					
	Inter grupos	34987,482	34987,482	98,024	0
	Intra grupos	12849,411	356,928		
	Total	47836,893			
<b>P disponible</b>					
	Inter grupos	1084,447	1084,447	339,64	0
	Intra grupos	114,947	3,193		
	Total	1199,395			

**Cuadro II-6. Diferencia de medias, entre dosis de lodo, de pH H<sub>2</sub>O y CE en suelo MAO**

Propiedad		Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	p
<b>CE</b>					
	Inter grupos	0,162	0,162	181,07	0

<b>pH H2O</b>	Intra grupos	0,032	0,001		
	Total	0,194			
	Inter grupos	0,616	0,616	12,449	0,001
	Intra grupos	1,783	0,05		
	Total	2,399			

**Cuadro II-7. Diferencia de medias, de metales pesados extraíbles con DTPA, entre dosis de lodo en suelo LVZ**

<b>Metal DTPA</b>		<b>Suma de cuadrados</b>	<b>Media cuadrática</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Mn</b>	Inter grupos	14,531	14,531	2,419	0,127
	Intra grupos	276,338	6,007		
	Total	290,869			
<b>Fe</b>	Inter grupos	163,172	163,172	3,334	0,074
	Intra grupos	163,172	48,937		
	Total	326,344			
<b>Ni</b>	Inter grupos	0,103	0,103	7,589	0,008
	Intra grupos	0,622	0,014		
	Total	0,725			
<b>Cu</b>	Inter grupos	0,975	0,975	35,374	0
	Intra grupos	1,267	0,028		
	Total	2,242			

**Zn**

Inter grupos	225,42	225,42	1373,532	0
Intra grupos	7,549	0,164		
Total	232,969			

<sup>1</sup>No se realizó el análisis para Cr, Cd y Pb- DTPA por estar bajo el límite de detección.

**Cuadro II-8. Diferencia de medias, entre dosis de lodo, de nitrógeno y fósforo disponible en suelo LVZ**

Elemento	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	p
<b>N disponible</b>				
Inter grupos	66615,666	66615,666	128,429	0
Intra grupos	23860,111	518,698		
Total	90475,777			
<b>P disponible</b>				
Inter grupos	2929,688	2929,688	84,143	0
Intra grupos	1601,625	34,818		
Total	4531,313			

**Cuadro II-9. Diferencia de medias, entre dosis de lodo, de pH H<sub>2</sub>O y CE en suelo LVZ**

propiedad	Suma de cuadrados	Media cuadrática	F	p
<b>CE</b>				
Inter grupos	0,354	0,354	139,075	0
Intra grupos	0,117	0,003		
Total	0,471			
<b>pH H<sub>2</sub>O</b>				
Inter grupos	0,067	0,067	1,091	0,302

---

Intra	gru-		
pos		2,815	0,061
Total		2,882	

---

## ANEXO 1

**Cuadro 1.1. Concentraciones máximas de metales pesados en lodos de uso agrícola en Chile**

<b>Metal Pesado</b>	<b>Concentración máxima en mg/kg. de lodo (base seca)<sup>1</sup></b>
Cadmio	40
Cobre	1.500
Níquel	420
Plomo	300
Zinc	2.800

<sup>1</sup>Concentraciones expresadas como contenidos totales  
Fuente: CONAMA 2000

**Cuadro 1.2. Contenidos máximos de metales en suelos antes de una aplicación de lodos en Chile**

<b>Metal</b>	<b>Contenido total en mg/kg de suelo en base seca</b>		
	<b>Zona Centro-Norte<sup>1</sup></b>		<b>Zona Sur<sup>2</sup></b>
	<b>pH &gt;6,5</b>	<b>pH &lt;6,5</b>	<b>Todo pH</b>
Cadmio	2	1,25	2
Cobre	150	100	75
Plomo	75	50	50
Zinc	175	120	175

<sup>1</sup> Desde la línea de la Concordia (Primera Región) por el norte hasta el límite norte de la Sexta Región por el sur.

<sup>2</sup> Desde el límite norte de la Sexta Región por el norte hasta el Cabo de Hornos (Duodécima Región) por el sur.

Fuente : CONAMA 2000

**Cuadro 1.2. Límites de metales pesados en biosólidos usados en agricultura (expresados en materia seca)**

<b>Metales pesados</b>	<b>Concentración máx. (mg/kg)</b>	<b>Carga máx. (kg/ha)</b>	<b>Concentración límite alta calidad. (mg/kg)</b>	<b>Carga máx. anual (kg/ha año)</b>
Cd	85	39	39	1,9
Cu	4300	1500	1500	75
Pb	840	300	300	15
Ni	420	420	420	21
Zn	7500	2800	2800	140

Fuente: USEPA, 1993

**Cuadro 1.3. Límites de metales pesados en biosólidos usados en agricultura (expresados en materia seca) según disposiciones de la UE (1986)**

<b>Metales pesados</b>	<b>Concentración máx. biosólido (mg/kg)</b>	<b>Carga máx.suelos (mg/kg)</b>	<b>Carga máx. anual (kg/ha año)</b>
Cd	20-40	1-3	0.15
Cu	1000-1750	50-140	12
Pb	750-1200	50-300	15
Ni	300-400	30-75	3
Zn	2500-4000	150-300	30

<sup>1</sup> Valores correspondientes a suelos con pH 6-7, se admiten concentraciones hasta 50% más altas en suelos de pH mayor que 7.