

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

**MEMORIA DE TÍTULO**

**TÍTULO**

**ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS DE LAS SERIES COLINA, LONQUÉN Y  
LOS MORROS (REGIÓN METROPOLITANA), TRATADOS CON DOSIS  
CRECIENTES DE BIOSÓLIDOS URBANOS**

**PAULA MACARENA RIQUELME SALINAS**

**SANTIAGO, CHILE**  
**2013**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**MEMORIA DE TÍTULO**

**TÍTULO**

**ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS DE LAS SERIES COLINA, LONQUÉN Y  
LOS MORROS (REGIÓN METROPOLITANA), TRATADOS CON DOSIS  
CRECIENTES DE BIOSÓLIDOS URBANOS**

**BIOLOGICAL ACTIVITY OF COLINA, LONQUÉN, AND LOS MORROS SOIL  
SERIES (METROPOLITAN REGION), TREATED WITH INCREASED DOSES  
OF BIOSOLIDS**

**PAULA MACARENA RIQUELME SALINAS**

**SANTIAGO, CHILE  
2013**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

**ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS DE LAS SERIES COLINA, LONQUÉN Y  
LOS MORROS (REGIÓN METROPOLITANA), TRATADOS CON DOSIS  
CRECIENTES DE BIOSÓLIDOS URBANOS.**

Memoria para optar al Título Profesional de  
Ingeniera Agrónoma.

PAULA MACARENA RIQUELME SALINAS

PROFESORES GUÍAS	Calificación
Sra. María Teresa Varnero M. Químico Farmacéutica	6,5
Sr. Juan Pablo Fuentes E. Ingeniero Forestal M. Sc. Ph. D	6,9
<b>PROFESORES EVALUADORES</b>	
Sra. Yasna Tapia F. Ingeniero de Alimentos Dra.	6,4
Sra. Paola Silva Ingeniero Agrónomo Mg. Sc.	5,8

SANTIAGO, CHILE  
2013

*A mis padres*

## ÍNDICE

<b>RESUMEN</b>	1
<b>ABSTRACT</b>	2
<b>1 INTRODUCCIÓN</b>	3
<b>2 OBJETIVOS</b>	5
2.1 Objetivo general	5
2.2 Objetivos específicos	5
<b>3 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	6
3.1 Materia orgánica y actividad biológica de los suelos	6
3.1.1 Materia orgánica del suelo	6
3.1.2 Carbono orgánico y algunas propiedades del suelo	7
3.2 Mineralización de materia orgánica en el suelo y su relación con la textura	8
3.3 Aplicación de biosólidos al suelo y elementos traza metálicos	9
<b>4 MATERIALES Y MÉTODOS</b>	12
4.1 Lugar del estudio	12
4.2 Materiales	12
4.3 Métodos	14
4.3.1 Preparación de suelos y biosólido	14
4.3.2 Caracterización de suelos y lodos	14
4.3.3 Análisis químico de suelos y biosólido	14
4.3.4 Medición de la actividad biológica	14
4.3.4.1 Incubación de suelos con biosólido	14
4.3.4.2 Determinación del CO <sub>2</sub> emitido	15
4.3.4.3 Cinética de mineralización en suelos con biosólido	15
4.3.5 Determinación de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA al término de la incubación	16
4.4 Diseño experimental y análisis estadístico	16
<b>5 Resultados y Discusión</b>	17
5.1 Caracterización física y química de suelos y biosólido en estudio.	17
5.1.1 Propiedades físicas de los suelos	17
5.1.2 Propiedades químicas de los suelos y biosólido	17
5.2 Elementos traza metálicos extraíbles con DTPA	18
5.3 Actividad biológica de los suelos	19
5.3.1 Análisis diario de la Actividad biológica de los suelos	22
5.3.1.1 Suelo Serie Colina	22
5.3.1.2 Suelo Serie Lonquén	22

5.3.1.3	Suelo Serie Los Morros	23
5.3.5	Consideraciones para los tres suelos	23
5.3.5.1	Emisión inicial de C-CO <sub>2</sub>	23
5.3.5.2	Disminución de la emisión de C-CO <sub>2</sub> al término de la incubación	24
5.3.5.3	Efecto del pH en la actividad biológica	24
<b>5.4</b>	Respiración acumulada en los suelos Colina, Lonquén y Los Morros	25
<b>5.5</b>	Cinética de Mineralización del biosólido aplicado en los suelos	27
	Contenido de elementos traza metálicos en los suelos tratados con	
<b>5.6</b>	biosólidos	31
5.6.1	Hierro	33
5.6.2	Cobre	33
5.6.3	Manganeso	33
5.6.4	Zinc	34
5.6.5	Cadmio, Cromo, Níquel y Plomo	34
<b>6</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	36
<b>7</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	37
<b>8</b>	<b>APÉNDICES</b>	43
	Apéndice 1: Correlaciones entre retención de agua a -33kPa y el contenido de arcilla y limo, y MO.	43
	Apéndice 2: Análisis estadístico suelo Colina	44
	Apéndice 3: Análisis estadístico suelo Lonquén	45
	Apéndice 4: Análisis estadístico suelo Los Morros	47
	Apéndice 5: Análisis estadístico elementos traza metálicos al inicio y término de la incubación.	48
<b>9</b>	<b>Anexo</b>	49
	Anexo: Interpretación de Análisis Químicos INIA 2012	49

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1	Concentraciones máximas de elementos traza metálicos que pueden contener suelos receptores, previo a la aplicación de lodos.	10
Cuadro 2	Concentraciones máximas de metales en lodos para aplicación al suelo	11
Cuadro 3	Caracterización física de los suelos	17
Cuadro 4	Caracterización química de los suelos y biosólido	18
Cuadro 5	Contenido de elementos traza ( $\text{mg kg}^{-1}$ extraíbles con DTPA en suelos y biosólido.	19
Cuadro 6	Carbono potencialmente mineralizable ( $C_0$ ), tasa de mineralización ( $k$ ) y tiempo de mineralización total ( $1/k$ ) para las curvas de C-CO <sub>2</sub> acumulado en 58 días de incubación	30
Cuadro 7	Contenido de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA, al inicio y término de la incubación de los suelos	32

## ÍNDICE FIGURAS

Figura 1	Ubicación de los suelos de las Series Colina, Lonquén y Los Morros, en la Región Metropolitana	13
Figura 2	Vista de la planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal. Ubicado en la comuna de Padre Hurtado	13
Figura 3	CO <sub>2</sub> emitido en los suelos Colina, Lonquén y Los Morros, incubado durante 58 días con dosis de biosólidos equivalentes a 0, 30 y 60 Mg ha <sup>-1</sup>	21
Figura 4	CO <sub>2</sub> acumulado a los 58 días de incubación con dosis de biosólido equivalentes a 0, 30 y 60 Mg ha <sup>-1</sup>	26
Figura 5	Curvas de C-CO <sub>2</sub> acumulado en 58 días de incubación para los suelos Colina, Lonquén y Los Morros	28



## RESUMEN

La actividad biológica del suelo, medida como emisión de CO<sub>2</sub>, la cual depende en gran parte del contenido de materia orgánica (MO), es un proceso muy importante por su rol en el ciclo global del carbono y como indicador temprano de la contaminación. La incorporación de biosólidos puede afectar la actividad biológica aumentándola por la adición de carbono orgánico y nutrientes o disminuirla si el biosólido presenta altos contenidos de sales y/o elementos traza metálicos lo cual provoca un efecto biotóxico. En este trabajo se investiga el efecto sobre la actividad biológica de dosis crecientes de biosólidos urbanos en suelos con distintos contenidos de materia orgánica y arcilla. Suelos de las series Colina (Fluventic Haploxerolls), Lonquén (Entic Haploxerolls) y Los Morros (Mollic Haploxeralfs), de la Región Metropolitana de Chile, se incubaron a 28°C, con 0, 30 y 60 Mg/ha de biosólido, durante 58 días, mediante el método de Isermeyer (1952). Los resultados indican que los suelos con mayor contenido de MO tuvieron una mayor actividad biológica, la cual se incrementó significativamente al aplicar dosis más altas de biosólidos. A partir del día 22 de incubación se produce una notoria disminución en la emisión de C-CO<sub>2</sub>, que se adjudica, al agotamiento de las fracciones orgánicas lábiles, por parte de los microorganismos en sus actividades metabólicas. Al llegar a los 50 días, la emisión de C-CO<sub>2</sub> se estabiliza alcanzando valores similares entre las dosis aplicadas. La tasa de mineralización de la MO en los tratamientos con dosis de 60 Mg ha<sup>-1</sup> no se extiende por más de 4 días debido a un posible efecto inhibitorio de los microorganismos, en comparación con las otras dosis (hasta 5 días). El contenido de elementos traza metálicos no aumentó significativamente con el biosólido en la mayoría de los elementos (independiente del tipo de suelo), por lo tanto, la actividad biológica no se vio afectada por este factor. Se concluye que la aplicación de biosólidos urbanos aumentó el carbono potencialmente mineralizable, favoreciendo la pérdida de carbono como CO<sub>2</sub>, aumentando la actividad biológica de los suelos, la cual aumenta proporcionalmente ante la adición de dosis crecientes de biosólidos urbanos, al igual que ocurre con la constante de cinética de descomposición del carbono orgánico, según el modelo de cinética de mineralización.

Palabras claves: Carbono orgánico, Mineralización, Elementos traza metálicos.

## ABSTRACT

The soil biological activity, measured as CO<sub>2</sub> emission, depends largely on the soil organic matter content (OM). Soil biological activity plays a key role in the global carbon cycle and it is an early indicator of pollution. The incorporation of biosolids can affect the biological activity by increasing it as organic carbon and nutrients are added or by decreasing it if the biosolids has high salt contents and/or trace metals, which can create biotoxic effects. This research was aimed to determine the effect of urban biosolids applications on the biological activity of the soils. Soil samples from the soil series Colina (Fluventic Haploxerolls) Lonquén (Entic Haploxerolls) and Los Morros (Mollic Haploxeralfs) of the Metropolitan Region of Chile, were incubated for 58 days, at 28 °C (Isermeyer, 1952), with 0, 30 and 60 Mg ha<sup>-1</sup> of biosolids. The results indicate that the more OM contents of the soil, the higher the biological activity, and the latest was significantly increased by applying increasingly higher doses of biosolids. The C-CO<sub>2</sub> emission rate increases until 22 days of incubation and it starts to decrease due to the depletion of the labile C fraction of the soil. After 50 days, C-CO<sub>2</sub> emission rate reaches equilibrium, and there were no significant differences among treatments. The mineralization rate on treatments with 60 Mg ha<sup>-1</sup>, does not last longer than 4 days probably due to an inhibitory effect from the microorganisms. The metallic trace element content did not increase significantly with increasing doses of biosolids, therefore, biological activity was not affected by this factor. We conclude that urban biosolids application increased labile carbon and mineralization rates and soil biological activity, favoring the loss of carbon as CO<sub>2</sub> emissions. The kinetics of decomposition of the organic carbon constant increases according to the kinetic model of mineralization, as more biosolids are applied to the soil.

Key words: Organic carbon, Mineralization, Trace metals.

## 1. INTRODUCCIÓN

En el proceso de depuración de aguas servidas se producen residuos llamados biosólidos, los que no pueden ser vertidos a los cauces de agua y cuya eliminación y manejo no es fácil.

La EPA (2010) define los biosólidos como “residuos sólidos, semisólidos o líquidos generados durante el tratamiento de aguas servidas domiciliarias”. Éstos incluyen sólidos removidos durante el tratamiento primario, secundario o avanzado del proceso de tratamiento de aguas.

Los biosólidos, también llamados “lodos”, por algunos autores son subproductos o desechos que contienen compuestos beneficiosos como materia orgánica y nutrientes, sin embargo, también tienen una carga importante de organismos patógenos y elementos traza metálicos (ETM). Lo anterior se traduce en un problema ambiental, especialmente si se considera la alta producción de biosólidos. En la planta de tratamientos “El Trebal” se proyecta para el 2024 una producción de alrededor de 110 toneladas diarias (expresadas como peso seco según Estudio de impacto ambiental de El Trebal).

La experiencia internacional ha considerado diversas alternativas de disposición de los lodos tales como la incineración, el depósito en rellenos sanitarios, monorellenos y la aplicación directa al suelo (Epstein, 2003). Mosquera- Losada, *et al.*, (2008), señalan que la producción de lodos municipales se ha incrementado en años recientes en Europa, resultando en un aumento del problema de disposición. La Unión Europea promueve el uso de lodos en agricultura contribuyendo al reciclaje de nutrientes. En Australia, según Munn *et al.*, (2000) el 80% de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas servidas son utilizados para mejorar las condiciones de fertilidad de los suelos. Sin embargo, se sabe que existen restricciones de uso del lodo en la agricultura, las que se asocian en algunos casos a la presencia de ETM y a una alta carga de microorganismos patógenos (Alloway, 1995).

Según Hooda (2010) los ETM de alto potencial tóxico en plantas (Cr, Cu, Ni, Zn) y en animales (Pb, Cd, As) tienden a avanzar en la cadena trófica. Sin embargo, dado el bajo grado de industrialización en Chile y a la vigencia de la norma de riles (NCh2313/10), los contenidos metálicos son relativamente bajos en los biosólidos nacionales, pudiendo ser usados sin las restricciones requeridas en los países de alta industrialización (Aguilera y Rodríguez, 2005).

Por otro lado, algunos proyectos de uso de biosólidos han ingresado en la agricultura al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA, 2009) para la aplicación de biosólidos en suelos, los que se han acotado a experiencias piloto en condiciones controladas, restringiéndose sólo a suelos degradados y de bajo potencial productivo. De acuerdo a los criterios aplicados por las autoridades en su momento, no se permitía la aplicación de lodos

en suelos de alta calidad agrícola (clases I, II y III). No obstante, en abril del año 2010 entró en vigencia la normativa: “Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas” (D.S.N°4/2009), que cambió las condiciones actuales de disposición. Por una parte, se restringe la disposición final en rellenos sanitarios, y por otra, se permite, además de la disposición en monorellenos, la aplicación en prácticamente todos los tipos de suelos.

Tanto el secado al aire como el compostaje de los biosólidos reducen significativamente su carga patógena y les dan un valor agregado al obtenerse un producto menos voluminoso y más manejable, lo cual aumenta las opciones de un uso agrícola masivo y más seguro.

Según Epstein *et al.* (1975), Alloway (1990), Aguilera y Rodríguez (2005), los biosólidos pueden incrementar características tales como disponibilidad de nutrientes, porosidad y capacidad de retención de agua. En un corto plazo la adición de biosólidos mejoraría la productividad del suelo ya que entregan un suministro de nitrógeno y fósforo inmediato y sostenido en el tiempo, necesario para el desarrollo de la planta, y también aumenta la actividad biológica del suelo.

La incorporación de biosólidos al suelo tiene un doble efecto sobre la actividad biológica, por una parte, un efecto positivo por la adición de carbono orgánico (CO) y nutrientes que favorecen el desarrollo microbiano y, por otra parte, un efecto adverso si el biosólido presenta altos contenidos de Elementos traza metálicos (ETM) (Fe, Cu, Mn, Zn, Ni, Cr, Cd, Pb entre otros) que causarían toxicidad sobre los microorganismos del suelo (Fliebbach *et al.*, 1994). La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo influye en la emisión de CO<sub>2</sub>. La actividad biológica del suelo, medida como emisión de CO<sub>2</sub>, es un aspecto muy importante debido a su rol en el ciclo global del carbono (Ajwa y Tabatabai, 1994) y a que también se usa como un indicador biológico muy sensible a la contaminación en el suelo (Acevedo *et al.*, 2005).

La actividad biológica se puede utilizar como indicador de la estabilidad del CO aplicado en la enmienda y, por lo tanto, de la cantidad de lodo que es posible aplicar a un suelo sin que éste sufra alteraciones importantes en sus funciones (Ortiz y Alcañiz, 1993). Los compuestos orgánicos y la actividad biológica que los biosólidos generan, influyen en las propiedades químicas y físicas de los suelos (FAO, 2001). Los microorganismos en el suelo controlan la descomposición de materiales (de origen animal y vegetal), los ciclos biogeoquímicos, y la formación de estructura, entre otros procesos.

La aplicación de biosólidos al suelo puede resultar beneficiosa en dosis apropiadas para el tipo de suelo, según sus condiciones tanto de calidad como de salud (USDA, 1999). Las que quedan determinadas por los componentes físicos, químicos y biológicos de cada suelo y sus interacciones. Es por esto que determinar la cantidad de biosólido que se aplicará al o a los suelos, de modo tal que no afecten sus propiedades negativamente, se hace esencial al elegir enmendar suelos con biosólidos.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo general**

Evaluar la actividad biológica en suelos de la Región Metropolitana tratados con dosis creciente de un biosólido estabilizado de una planta de tratamiento de aguas servidas.

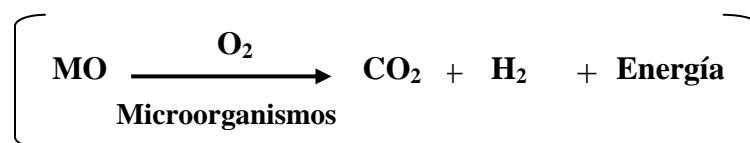
### **2.2 Objetivos específicos**

- Medir la respiración edáfica a través del desprendimiento de CO<sub>2</sub> en suelos de la Región Metropolitana al aplicarles dosis crecientes de biosólidos (0-30-60 Mg ha<sup>-1</sup>).
- Determinar si la aplicación de biosólidos en suelos de la Región Metropolitana aumenta la disponibilidad de metales afectando la actividad biológica de los suelos.

### 3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Materia orgánica y actividad biológica de los suelos

La respiración del suelo es un proceso que refleja la actividad biológica del mismo y se pone de manifiesto a través del desprendimiento de CO<sub>2</sub> o por el consumo de O<sub>2</sub> resultante del metabolismo de los organismos vivos existentes en el suelo. En el proceso de oxidación de la materia orgánica por microorganismos (respiración microbiana), el oxígeno funciona como aceptor final de electrones obteniéndose como producto final del proceso CO<sub>2</sub> y agua. La reacción general de descomposición de la materia orgánica por los microorganismos heterótrofos es:



Por tanto, la actividad metabólica de los microorganismos del suelo puede ser medida mediante el desprendimiento de CO<sub>2</sub> o por el consumo de oxígeno (García *et al.*, 2003).

La incorporación de materia orgánica (MO) produce un efecto directo sobre la población de macro y microorganismos del suelo al constituir una fuente inmediata de energía, la cual incorporan, vía metabólica, a su biomasa. Por otra parte, se han encontrado altas correlaciones entre los incrementos de las poblaciones de organismos del suelo y los aportes de MO (Parkinson *et al.*, 1980; House y Stinner, 1987; Lal *et al.*, 1995). El incremento de la población microbiana trae consigo un incremento en la evolución de CO<sub>2</sub>, y éste puede ser usado como indicador de la actividad biológica del suelo.

##### 3.1.1 Materia orgánica del suelo.

La materia orgánica del suelo (MOS) es un conjunto de residuos orgánicos de origen animal y/o vegetal, que están en diferentes etapas de descomposición, degradación y resintetización, y que se acumulan principalmente en el suelo superficial. La fracción orgánica degradada y resintetizada se conoce como “humus” y es la fracción a la cual se hace referencia como la MOS. En ella se distingue una fracción lábil, y una fracción húmica, más estable. Ésta incluye también una flora microbiana que participa en la descomposición y transformación de los residuos orgánicos.

La MOS afecta a la reacción del suelo (pH), debido a los diversos grupos funcionales que pueden liberar o adsorber iones  $H^+$ , a la capacidad de intercambio catiónico y al contenido de nitrógeno a través del proceso de mineralización de la MOS.

En suelos cercanos a la neutralidad o que contienen cantidades altas de carbonatos y bicarbonatos, el pH disminuye por el aumento en la presión parcial de  $CO_2$  en la atmósfera del suelo como resultado de la actividad biológica. En la MO total del suelo existe una fracción de gran tamaño ( $> 53 \mu m$ ) cuyo contenido de CO - principal componente de la MO - es conocido como carbono orgánico particulado o C orgánico lábil que es más activo y de rápida descomposición (Franzlubbers y Arshad, 1997). La cantidad, diversidad y actividad de la fauna del suelo y de los microorganismos está directamente relacionadas con el carbono orgánico.

### **3.1.2 Carbono orgánico y algunas propiedades del suelo.**

El CO del suelo es un indicador clave de la calidad del suelo, tanto en sus funciones agrícolas como ambientales (FAO, 2001; Pompili *et al.*, 2006). La calidad del suelo define la capacidad del medio para mantener su productividad biológica, su calidad ambiental, promoviendo además la salud de animales, plantas y hasta del propio ser humano (Turco *et al.*, 1994, Acevedo *et al.*, 2005).

El carbono orgánico proporciona recursos energéticos a los organismos del suelo, mayoritariamente heterótrofos, en forma de carbono lábil (hidratos de carbono o compuestos orgánicos de bajo peso molecular) (Borie *et al.*, 1999). Por otro lado, los OS descomponen los residuos orgánicos participando activamente en los ciclos de varios elementos utilizados por las plantas. La biota del suelo representa del 1 al 3% del COS y el componente microbiano varía desde 100 hasta 1000  $\mu g C g^{-1}$  de suelo (Paul *et al.*, 1999).

Los organismos del suelo a través de su actividad biológica influyen en la solubilización, movilización y disponibilidad de nutrientes para las plantas (Borie *et al.*, 1999). El componente microbiano del suelo incluye nematodos, protozoos, organismos filamentosos, levaduras, hongos, microalgas y una gran diversidad de bacterias, incluido los actinomicetes, el grupo archae, los quimio y fotolitotrofos y una gran cantidad de formas aun no cultivadas (Paul *et al.*, 1999).

La producción de  $CO_2$  es un indicador de la actividad de los organismos aeróbicos del suelo (Borie *et al.*, 1999), la que puede cambiar con la calidad del material orgánico aportado al suelo y con las variaciones estacionales definidas por el clima (Swift *et al.*, 1979). Además, la actividad biológica es un indicador de cambios tempranos que modifican la dinámica de nutrientes antes que éstos puedan ser detectados por análisis químicos.

En condiciones naturales, el carbono se incorpora al suelo a través del aporte continuo de material orgánico, principalmente de origen vegetal. El carbono del suelo se puede perder en forma gaseosa ( $CO_2$ ,  $CH_4$ ) por difusión directa hacia la atmósfera. El aire del suelo tiene una composición similar a la de la atmósfera pero difiere en la concentración de los gases, tiene una mayor concentración de  $CO_2$  respecto del aire atmosférico como resultado de la

actividad microbiana y respiración de las raíces. Los gases entran o salen del suelo por flujo de masa y por difusión. El flujo de masa se produce debido a variaciones de temperatura y de presión entre las distintas capas del suelo y entre éste y la atmósfera (Healy *et al.*, 1996).

El mecanismo dominante de transporte de gases en el suelo es la difusión, donde el movimiento de cada componente del aire del suelo responde a una gradiente de concentración.

### **3.2 Mineralización de materia orgánica en el suelo y su relación con la textura**

La actividad biológica de los suelos, realizada por los microorganismos heterótrofos, se puede determinar midiendo la mineralización de sustratos orgánicos. La que se define como la degradación completa de un compuesto a sus constituyentes minerales, en donde el carbono orgánico es oxidado hasta CO<sub>2</sub>. Dado que la descomposición de un sustrato orgánico por medio del proceso de respiración aeróbica tiene como productos principales a CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, la evolución de CO<sub>2</sub> puede utilizarse como un indicador preciso de la actividad respiratoria de comunidades en agua y suelo. Dicho objetivo se cumple en la medida que el ensayo de mineralización es realizado bajo condiciones aeróbicas.

La magnitud de mineralización del carbono está directamente relacionada con el contenido de carbono del suelo; es decir, la liberación de CO<sub>2</sub> es proporcional al nivel de materia orgánica.

Estudios empíricos y modelos de simulación sugieren que las diferencias en cantidad y calidad de los aportes orgánicos al suelo explican las diferencias en el tamaño de los "pooles" o reservorios orgánicos y en las tasas de mineralización de materia orgánica o carbono orgánico. Sin embargo, aún persisten dudas sobre el efecto de la textura, principalmente los contenidos de arcilla y limo, sobre el reciclaje de la materia orgánica en el suelo. Es sabido que en suelos sometidos al mismo aporte de materia orgánica, la retención de MO será mayor en los suelos arcillosos que en los suelos arenosos (Turco *et al.*, 1994). Estas diferencias se deben a la mayor adsorción de MO sobre la superficie de las partículas de arcilla y limo, o cuando la MO es "incrustada" o recubierta por los minerales de arcilla (Tisdall y Oades, 1982; Golchin *et al.*, 1997) como también cuando se localiza dentro de los micro-agregados, fuera del alcance de los microorganismos (Elliott y Coleman, 1988). Todos estos mecanismos disminuyen las tasas de mineralización del carbono orgánico.

Otros estudios, sin embargo, han encontrado que la textura del suelo no afecta las tasas de mineralización (Gregorich *et al.*, 1989). Por otra parte, los estudios de fraccionamiento físico de la MOS muestran que la mayor parte del C está asociado a las partículas de arcilla y limo, y que los suelos arenosos poseen una concentración de C hasta siete veces superior en sus partículas de arcilla y limo que los suelos arcillosos (Christensen, 1992; Matus, 1994). Una hipótesis simple para explicar estos resultados la propuso Hassink. (1997), las fracciones de arcilla y limo en los suelos arenosos se encuentran más libres, mientras que en los suelos arcillosos forman densos paquetes de agregados. Por lo tanto, la superficie



específica disponible para retener MO es muy superior en los suelos arenosos que en los suelos arcillosos.

### 3.3 Aplicación de biosólidos al suelo y contenido de elementos traza metálicos

Los metales pesados, nombrados actualmente como elementos traza metálicos (ETM) (Kabata Pendias, 2010) de importancia en el medio ambiente por su trascendencia en la contaminación de suelos y, por tanto, de cultivos agrícolas pueden ser de naturaleza geogénica o antropogénica. La actividad agrícola puede contaminar al suelo con metales a través de la aplicación de fertilizantes, plaguicidas, purines, compost y biosólidos de aguas residuales que contengan elementos traza.

La biodisponibilidad de los ETM depende de la naturaleza de los metales y de su capacidad de adsorción en la fracción coloidal del suelo. Los factores que afectan la concentración de los ETM en la solución suelo afectan su biodisponibilidad, estos factores son: pH, potencial redox, textura, contenido y tipo de arcillas, materia orgánica, óxidos de Fe y Al, y la presencia de cationes y aniones en solución (Rieuwerts *et al.*, 1998; Reichman, 2002; Silveira *et al.*, 2003; Basta, 2004; Acevedo *et al.*, 2005).

Los ETM pueden generar problemas de toxicidad que afectan la vida de organismos del suelo, en sus principales procesos biológicos como la respiración y la degradación de la materia orgánica, entre otros. En este sentido los microorganismos del suelo son más sensibles al estrés por ETM que los animales del suelo o plantas (Giller y Mcgrath., 1998). La mayor parte del riesgo ecológico se asocia con los elementos traza metálicos que están disponibles para su absorción por la biota (Basta, 2004).

Algunos estudios han demostrado que la materia orgánica de los biosólidos juega un rol fundamental en la movilidad de los ETM, ya que los compuestos orgánicos estables como los ácidos húmicos pueden formar quelatos, dejándolos en formas no disponibles, disminuyendo su toxicidad para las plantas (Alloway, 1995).

El artículo 23 del Decreto Supremo N° 004 indica que en aquellos suelos que cumplan los requisitos en cuanto a concentración máxima permitida de elementos traza metálicos (Cuadro 1), la tasa máxima de aplicación de biosólidos al suelo es de 90 Mg ha<sup>-1</sup> por año (base materia seca). Sin embargo, en aquellos suelos que posean una mayor concentración de elementos traza metálicos a las señaladas en el Cuadro 1, sin haber sido receptores de lodo, se permitirá por una sola vez una aplicación 30 Mg ha<sup>-1</sup>.

Cuadro 1. Concentraciones máximas de elementos traza metálicos que pueden contener suelos receptores, previo a la aplicación de lodos.

Metal	Concentración máxima en mg kg <sup>-1</sup> suelo (en base materia seca)		
	Zona centro - norte		Zona sur
	pH > 6,5	pH ≤ 6,5	pH > 5
Arsénico	20	12,5	10
Cadmio	2	1,25	2
Cobre	150	100	78
Mercurio	1,5	1	1
Níquel	112	50	30
Plomo	75	50	50
Selenio	4	3	4
Zinc	175	120	175

Fuente: Decreto Supremo N° 004

Sólo se podrán aplicar al suelo lodos de las clases A<sup>1</sup> y B<sup>2</sup> provenientes de plantas de tratamiento de aguas servidas que cuenten con un proyecto aprobado por la autoridad sanitaria. Estos lodos deberán cumplir con la concentración máxima de metales señalados en el Cuadro 2.

<sup>1</sup> Lodo sin restricciones sanitarias para aplicación

<sup>2</sup> Lodo apto para aplicación al suelo, con restricciones sanitarias según tipo y localización de los suelos o cultivos

Cuadro 2. Concentraciones máximas de metales en lodos para aplicación al suelo

Metales	Concentración máxima en $\text{mg kg}^{-1}$ de sólidos totales (base materia seca)	
	Suelos que cumplen los requisitos establecidos en DS N°004	Suelos degradados que cumplen los requisitos establecidos en DS N°004
Arsénico	20	40
Cadmio*	8	40
Cobre	1000	1200
Mercurio*	10	20
Níquel	80	420
Plomo*	300	400
Selenio*	50	100
Zinc	2000	2800

Fuente: Decreto Supremo N° 004

\*Cuando las concentraciones totales de cadmio, mercurio, plomo y selenio superen los valores de 20, 4, 100 y 20  $\text{mg kg}^{-1}$ , respectivamente, se deberá demostrar que estos lodos no son peligrosos para la salud, de acuerdo a lo establecido en el DS 148/2003 del Ministerio de Salud.

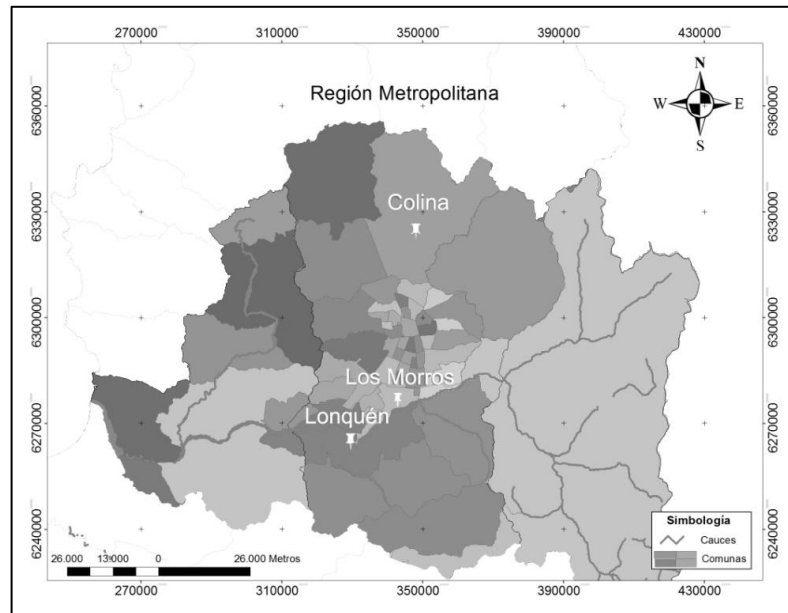
## **4. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.1 Lugar del estudio**

El ensayo de incubación para determinar la actividad biológica y los análisis químicos de los suelos y el biosólido, se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos del Departamento de Ingeniería y Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, y los análisis físicos de los suelos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Física de Suelos del Departamento de Ingeniería y Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. El estudio se realizó entre los meses de abril y junio de 2010.

### **4.2 Materiales**

Para el estudio se trabajó con tres suelos de la Región Metropolitana (Figura 1), el primero perteneciente a la Serie Colina (CNA), comuna de Colina. Esta Serie es un miembro de la Familia franco gruesa, mixta, térmica de los Fluventic Haploxerolls. El suelo es de origen sedimentario, aluvial, profundo, de escaso desarrollo genético, estratificado (CIREN, 1996). Esta característica le confiere una porosidad excepcional y por lo tanto, condiciones físicas y químicas excelentes desde el punto de vista de uso agrícola. El segundo suelo pertenece a la Serie Lonquén (LON), en el sector de Talagante-Peñaflor. Esta Serie es un miembro de la Familia franco esqueletal, mixta, térmica de los Entic Haploxerolls. El suelo es derivado de sedimentos aluviales mezclados, moderadamente profundos, que se presentan ocupando terrazas aluviales antiguas del río Mapocho (CIREN, 1996). En el caso del tercer suelo, éste forma parte de la Serie Los Morros (MRR), Comuna de Buin. La Serie es un miembro de la Familia franco fina, mixta, térmica de los Mollic Haploxeralfs. Los suelos de esta serie son suelos profundos, sedimentarios, derivados de materiales fluvio-glaciales. Se presenta en posición de terraza remanente intermedia, de topografía plana (CIREN, 1996). Las muestras de suelo fueron tomadas, en forma compuesta de ocho submuestras, de 0 a 20 cm de profundidad.



**Figura 1: Ubicación de los suelos de las Series Colina, Lonquén y Los Morros, en la Región Metropolitana.**

El biosólido utilizado para el estudio, provino de la planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal (Figura 2), la que atiende las comunas de la zona sur de Santiago, es decir: Puente Alto, La Pintana, El Bosque, San Bernardo, Maipú, Cerrillos, Rinconada de Maipú, parte de La Florida y Estación Central.



**Figura 2: Vista de la planta de tratamiento de aguas servidas El Trebal. Ubicado en la comuna de Padre Hurtado.**

## 4.3 Métodos

### 4.3.1 Preparación de suelos y biosólido

Las muestras de suelo obtenidas de los primeros 20 cm fueron secadas al aire y tamizadas a 6 mm, para facilitar una mezcla uniforme del suelo. Posteriormente los suelos fueron tamizados a 2 mm para realizar los análisis físicos y químicos correspondientes. El biosólido fue secado al aire, tamizado a 2 mm y guardado en frasco de polietileno de alta densidad.

### 4.3.2 Caracterización de suelos y biosólidos

Los suelos usados en el ensayo de incubación se sometieron a análisis físicos (granulometría, clase textural y retención de agua a -33 kPa) y químicos, incluyendo el biosólido (pH, MO oxidable, CaCO<sub>3</sub> equivalente, conductividad eléctrica (CE), CIC, nitrógeno inorgánico, fósforo y potasio disponibles). Además, se determinó el contenido de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA en los suelos y biosólido. Los análisis fueron realizados antes de la incubación.

### 4.3.3 Análisis químico de suelos y biosólidos

La caracterización química de los suelos se realizó de acuerdo a los métodos propuestos por Sadzawka *et al.* (2007) para los suelos chilenos.

Los elementos traza metálicos se midieron por extracción con DTPA, a pH 7,3. Las muestras fueron agitadas durante dos horas, los extractos se separaron por centrifugación y la concentración de los metales se determinó por espectrofotometría de absorción atómica, con un equipo Perkin Elmer modelo N° 3110.

### 4.3.4 Medición de la actividad biológica

La actividad biológica o respiración edáfica se midió como emisión de CO<sub>2</sub> durante 58 días de incubación de los suelos con el lodo.

#### 4.3.4.1 Incubación de suelos con biosólido.

Se usó frascos de vidrio de un litro, dentro de los cuales se colocaron vasos de precipitado de 50 mL (uno por frasco) con 25 gramos de suelo mezclado homogéneamente con el biosólido aplicado en dosis equivalentes a 0, 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>. Junto a los vasos se colocó dos viales de vidrio, uno con 5 mL de agua necesario para mantener la humedad y el otro

con 5 mL de NaOH (1 mol L<sup>-1</sup>) correspondiente a la trampa de solución alcalina para la absorción del CO<sub>2</sub>. Los frascos de vidrio se cerraron herméticamente y luego se llevaron a una cámara incubadora donde se mantuvieron en oscuridad y a una temperatura de 28 °C ± 1°C. Adicionalmente se incubaron dos blancos que sólo contenían los viales con agua y NaOH. La emisión de CO<sub>2</sub> se determinó, durante todo el periodo de incubación que se prolongó por 58 días, a través del método de absorción del CO<sub>2</sub> en álcali y posterior titulación con ácido del álcali no reaccionado (Isermeyer, 1952).

#### 4.3.4.2 Determinación del CO<sub>2</sub> emitido.

Las trampas de NaOH fueron reemplazadas, por otras con nueva solución de NaOH, en los días 1, 2, 5, 8, 15, 22, 36, 50 y 58 desde iniciada la incubación. El remanente de NaOH que no reaccionó en la trampa con el CO<sub>2</sub> se tituló con solución de ácido clorhídrico (HCl 1 mol/L), luego de añadir 1 mL de cloruro de bario 1,5 mol/L y dos gotas del indicador fenolftaleína al 1%.

La humedad de las muestras se controló por pesada cada dos días para mantener el suelo a un 60% de la retención de agua a -33 kPa.

El carbono emitido asociado al CO<sub>2</sub> (C-CO<sub>2</sub>) se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$\text{CO}_2 \text{ (mg C-CO}_2\text{)} = \frac{(\text{B} - \text{S}) \times (\text{M} \times 6)}{\text{G} \times t}$$

*B* (mL) = volumen de HCl usado para titular la muestra blanco.

*S* (mL) = volumen de HCl usado para titular la muestra.

*M* = molaridad exacta del ácido.

*6* = factor de conversión, considerando que 1ml de NaOH 1M equivale a 6 mg de C-CO<sub>2</sub>.

*G* = Cantidad de suelo seco (g), utilizada en el ensayo.

*t* = Tiempo de incubación en días.

#### 4.3.4.3 Cinética de mineralización en suelos con biosólido.

Se determinó la cinética de mineralización del C orgánico para la producción de C-CO<sub>2</sub> acumulado, obtenida de la incubación del suelo por 58 días. Se calculó la velocidad a la que se redujo la proporción de COS durante el período de incubación, por medio del siguiente modelo de primer orden:

$$C_t = C_o (1 - e^{-k \times t})$$

Donde,  $C_t$  (mg C-CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> ss) es la cantidad de C-CO<sub>2</sub> acumulado en 58 días de incubación,  $C_o$  corresponde al C potencialmente mineralizable o C orgánico lábil, al inicio de la incubación (mg C-CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup>), y  $k$  (días<sup>-1</sup>) es la tasa constante de mineralización de C orgánico, durante la incubación (Ellert y Bettany, 1988; Riffaldi *et al.*, 1996; Curtin *et al.*, 1998).

#### **4.3.5 Determinación del contenido de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA al término de la incubación.**

Al concluir los 58 días de incubación, se determinó el contenido de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA en los suelos para evaluar si éstos aumentaban o disminuían su disponibilidad en los suelos al concluir el ensayo de incubación.

### **4.4 Diseño experimental y análisis estadístico**

Los suelos utilizados en esta memoria se tomaron como tres ensayos independientes. Para cada suelo se utilizó un diseño completamente aleatorizado de dos factores (AxB), donde A corresponde al tiempo de incubación (9) y B a la dosis de biosólidos (3). Con tres repeticiones por tratamiento, dando un total de 27 tratamientos y 81 determinaciones para cada suelo.

Previo a someter los datos a un análisis de varianza (ANDEVA con  $\alpha = 0,05$ ), se verificaron los supuestos del análisis de varianza sobre los términos de error. Se utilizó la prueba de Anderson-Darling para verificar el supuesto de normalidad. El supuesto de homogeneidad de varianzas se verificó utilizando la prueba de Bartlett. Finalmente se realizó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey.

Se utilizó el programa estadístico Minitab14 para la realización del análisis estadístico.



## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 Caracterización física y química de los suelos y biosólido en estudio.

Al inicio de la incubación se determinaron algunas de las propiedades físicas y químicas más relevantes de los suelos y del biosólido, como también el contenido de elementos traza extraíbles con DTPA.

#### 5.1.1 Propiedades físicas de los suelos.

Los análisis físicos (Cuadro 3) indican que la retención de agua se relaciona positivamente con la suma de arcilla y limo ( $r^2=0,92$ ) y el contenido de MO ( $r^2=0,99$ ) (Apéndice 1).

Cuadro 3. Caracterización física de los suelos.

Serie de suelo	Arena	Limo	Arcilla	Textura	Retención H <sub>2</sub> O a -33kPa
	----- % -----				%
Colina	44,5	33,6	21,9	F	22,3
Lonquén	35,0	36,2	28,8	FA	24,9
Los Morros	33,8	40,5	25,7	F	24,9

Fuente: Laboratorio de Física de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Chile. 2010.

#### 5.1.2 Propiedades químicas de los suelos y biosólido.

Los valores de pH medidos (Cuadro 4) indican que el pH es neutro en el suelo Colina y biosólido, ligeramente alcalino en el suelo Los Morros, y moderadamente alcalino en el suelo Lonquén, según los estándares propuestos por INIA (2012). Los suelos Lonquén y Los Morros presentan valores de MO similares lo que explicaría que ambos tengan una retención de agua similar (Cuadro 3), en tanto, el suelo Colina presenta un menor porcentaje de MO lo que junto con un menor contenido de arcilla explicaría su retención de agua más baja. El contenido de MO del biosólido es muy alto y se encuentra dentro de los rangos normales para este tipo de materiales.

Cuadro 4. Caracterización química de los suelos y biosólido.

	<b>pH- H<sub>2</sub>O</b>	<b>MO</b>	<b>CaCO<sub>3</sub> equiv.</b>	<b>CE</b>	<b>N inorg.</b>	<b>P disp.</b>	<b>K disp.</b>	<b>CIC</b>
		----- %	-----	dS m <sup>-1</sup>	-----	mg kg <sup>-1</sup>	-----	cmol(+) kg <sup>-1</sup>
Colina	7,1	1,5	0	0,6	1	31	543	14
Lonquén	8,1	2,9	0	0,7	9	38	212	15
Los Morros	7,6	2,5	2,4	1,2	9	144	207	13
Biosólido	7,0	44,1	No analizado	14,4	1965	925	568	33

Fuente: Laboratorio de Química de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Chile. 2010.

Los suelos Colina y Lonquén no presentan problemas de salinidad dado los bajos valores de CE (INIA, 2012) En el caso del suelo Los Morros, la CE alcanza el rango que es considerado “Normal” y sin riesgo de salinización, lo que no afectaría los rendimientos de cultivos sensibles a la salinidad. La CE del biosólido supera los 4 dS m<sup>-1</sup> situándose en la categoría “Muy Alta” según INIA (2012) o salino, lo cual puede alterar los procesos microbianos específicos como nitrificación y desnitrificación. Según el USDA (1999) el biosólido es “Fuertemente salino” y en esta categoría sólo cultivos muy tolerantes rendirían satisfactoriamente; la respuesta microbiana en el suelo se vería afectada, y en esas condiciones algunos pocos organismos halofílicos seleccionados se mantendrían vivos.

El nitrógeno es muy bajo en los tres suelos, sin embargo en el biosólido es muy alto. En el caso de fósforo, en los suelos Colina y Lonquén es alto mientras que en Los Morros y el biosólido es muy alto. Por otro lado, el potasio es alto en los suelos Lonquén y Los Morros, mientras que en Colina y el biosólido es muy alto (Anexo 1).

Los valores de CIC están en la categoría “normal” según INIA (Anexo 1), para los tres suelos, mientras que para el biosólido está en categoría “muy alta”.

## 5.2 Elementos traza metálicos extraíbles con DTPA

Los valores de los elementos traza extraíbles con DTPA se presentan en el Cuadro 5. En la mayoría de los casos el biosólido supera ampliamente el contenido de ETM.

Cuadro 5. Contenido de elementos traza ( $\text{mg kg}^{-1}$  extraíbles con DTPA en suelos y biosólido).

	Colina	Lonquén	Los Morros	Biosólido
	----- $\text{mg kg}^{-1}$ -----			
Fe-DTPA	25	28	46	84
Cu-DTPA	2,5	5,0	8,9	56
Mn-DTPA	7,1	6,6	19	8,1
Zn-DTPA	1,1	1,7	8,1	145
Cd-DTPA	0,4	0,2	0,0	0,2
Cr-DTPA	0,4	0,2	Nd*	0,5
Ni-DTPA	0,3	0,2	1,9	2,1
Pb-DTPA	Nd*	Nd	1,5	1,8

Fuente: Laboratorio de Química de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Chile. 2010.

\*No detectado.

El zinc es el elemento que se encuentra en mayor concentración en el biosólido, mientras que el contenido de cadmio, cromo, níquel y plomo es similar al encontrado en los suelos. Por otro lado, el manganeso en el suelo Los Morros es más de un 100% más alto que en los otros suelos y el biosólido. El Cu-DTPA, Zn-DTPA Cd-DTPA y Ni-DTPA, se encuentran en niveles bajos en el suelo, de acuerdo a lo establecido en el Decreto Supremo N°004, para suelos receptores de biosólidos (Cuadro 1). En el caso del biosólido, la concentración de elementos traza metálicos, se encuentra por debajo de los niveles máximos aceptados en biosólidos, para aplicación a suelos (Cuadro 2).

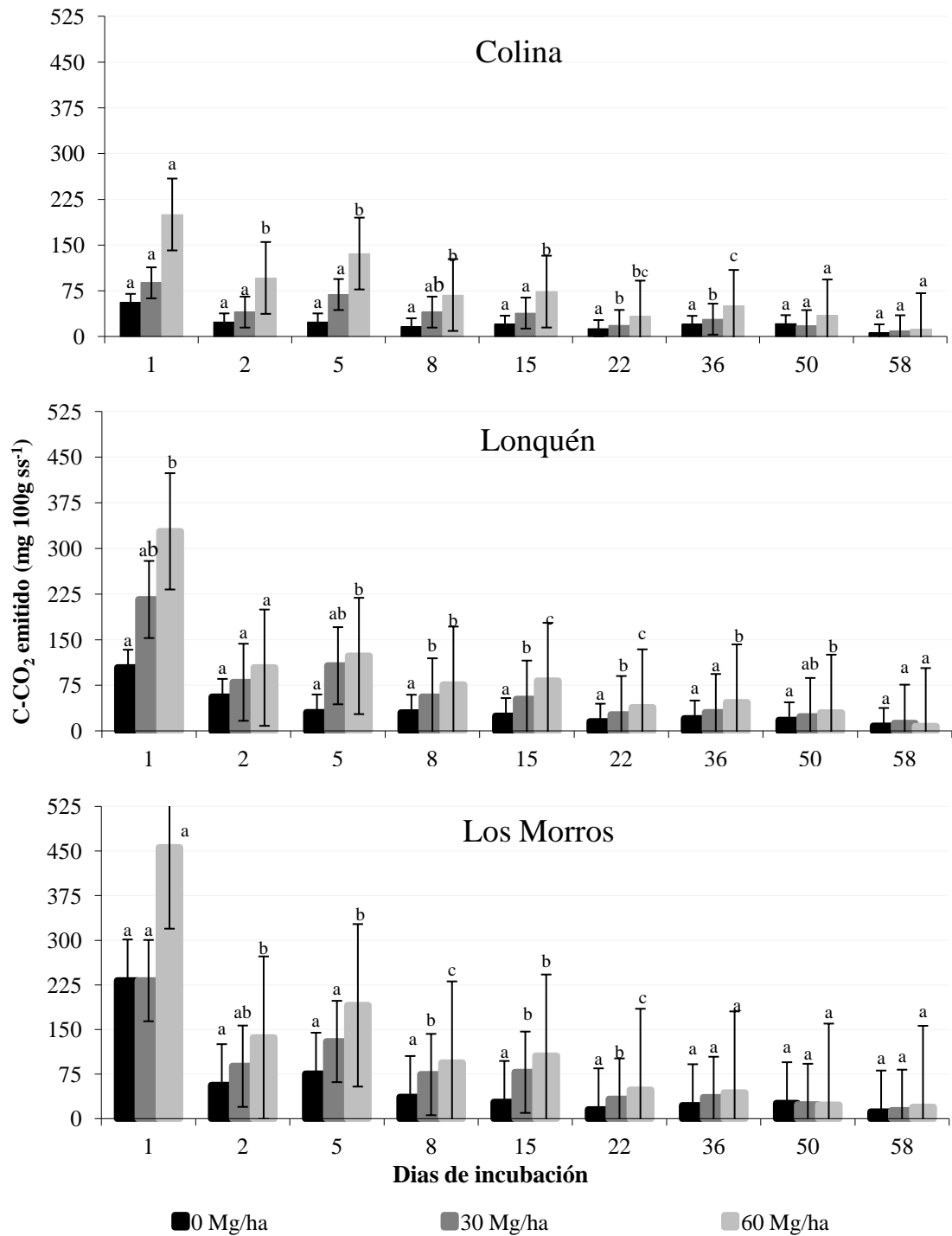
### 5.3 Actividad biológica de los suelos

La actividad biológica es un reflejo directo de la degradación de materia orgánica del suelo. Esta degradación indica que están sucediendo dos procesos: pérdida de carbono del suelo y entrega de nutrientes (Parkin *et al.*, 1996).

Un índice elevado de respiración del suelo es indicativo de una elevada actividad biológica y puede ser buen signo, indicativo de una rápida descomposición de residuos orgánicos hacia nutrientes disponibles para el crecimiento de las plantas. Sin embargo, la descomposición de la materia orgánica estable es negativa para diversos procesos físicos y químicos tales como agregación, intercambio catiónico y capacidad de retención de agua.

Para determinar el efecto de la aplicación de biosólido sobre la actividad biológica de los tres suelos en estudio, se midió el C-CO<sub>2</sub> diario, emitido entre los días 1 y 58 de incubación con distintas dosis de biosólido (Figura 3).

La preparación de las muestras de suelo, el ajuste de la humedad y la aplicación de las distintas dosis de biosólido al comienzo de los ensayos, alteraron su equilibrio biológico y estimularon la actividad de los microorganismos.



**Figura 3. CO<sub>2</sub> emitido en los suelos Colina, Lonquén y Los Morros, incubado durante 58 días con dosis de biosólidos equivalentes a 0, 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>. Las letras minúsculas sobre las barras de desviación estándar indican diferencia estadística ( $p < 0,05$ ) en emisión de C-CO<sub>2</sub> según dosis en un mismo día.**

### 5.3.1 Análisis diario de la Actividad biológica de los suelos.

#### 5.3.1.1 Suelo Serie Colina.

La emisión de C-CO<sub>2</sub> en el primer día de medición no mostró diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 3). Sin embargo, el comportamiento del tratamiento con dosis 60 Mg ha<sup>-1</sup> fue diferente, a partir del segundo día de medición se diferenció de los otros dos tratamientos hasta el día 15, presentando una mayor respiración edáfica. Luego del día 36 de incubación, la emisión de C-CO<sub>2</sub> tendió a la estabilización alcanzando valores similares entre los tratamientos a los 50 días.

Se observa que el tratamiento testigo generó una emisión de C-CO<sub>2</sub> de 56 mg de C-CO<sub>2</sub> en 100g ss<sup>-1</sup>, (Apéndice 2, Cuadro I), debido a la reactivación de la biota del suelo bajo las condiciones óptimas de humedad y temperatura en las que se desarrolló la incubación, resultados similares han encontrado Coyne (2000); García-Gil (2001) y. Pompili *et al.*, (2006).

El mayor incremento en la actividad biológica se produjo al inicio de la incubación, lo que se refleja en una mayor producción de C-CO<sub>2</sub>, en los tratamientos con dosis equivalente a 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>, debido a que el biosólido presenta una elevada cantidad de materia orgánica y, por tanto, existe una mayor disponibilidad de C lábil para la actividad microbiana de los suelos. También se produce desprendimiento de C-CO<sub>2</sub> por la mineralización, debido a la oxidación de la materia orgánica.

#### 5.3.1.2 Suelo Serie Lonquén.

El primer día de medición, que coincide con el primer día de incubación, la emisión de C-CO<sub>2</sub> alcanzó un máximo en los tratamientos con las tres dosis de biosólido aplicadas. Al segundo día se observó una disminución importante en la respiración la que se mantuvo hasta el día cinco, para luego volver a descender hasta alcanzar un grado de estabilidad al final de la incubación en los tres tratamientos, al igual como ocurrió en el suelo Colina. En todos los días de medición, el tratamiento con la dosis 60 Mg ha<sup>-1</sup> presentó la mayor emisión de C-CO<sub>2</sub>, al contrario del tratamiento con dosis 0 Mg ha<sup>-1</sup>, que alcanzó los valores más bajos de respiración.

Este suelo es el que presenta el mayor contenido de MO oxidable entre los suelos en estudio, con un 2,9 % (Cuadro 4), lo que se refleja en una mayor emisión de C-CO<sub>2</sub> durante la incubación del testigo, ya que en el primer día de incubación el C-CO<sub>2</sub> emitido alcanzó a 104 mg en 100g ss<sup>-1</sup> (Apéndice 2, Cuadro II), en comparación con el suelo Colina que llega solamente a 56 mg de C-CO<sub>2</sub> 100g ss<sup>-1</sup> (Apéndice 2, Cuadro I). Además, se observa que la mayor emisión de C-CO<sub>2</sub> durante la incubación del suelo se presentó en el tratamiento con la dosis equivalente a 60 Mg ha<sup>-1</sup>.

La emisión máxima de C-CO<sub>2</sub> (Figura 3) se presentó al inicio de la incubación. En el segundo día de incubación la emisión de C-CO<sub>2</sub> bajó bruscamente, tendiendo a aumentar al quinto día para luego estabilizarse entre los días 22 y 50.

### 5.3.1.3 Suelo Serie Los Morros.

Este suelo presentó la emisión de C-CO<sub>2</sub> más alta comparado con los otros suelos. Los tratamientos con dosis 0 y 30 Mg ha<sup>-1</sup> al inicio de la incubación presentaron valores similares de C-CO<sub>2</sub>. Esta similitud vuelve a aparecer en los días finales de la incubación. En las últimas tres mediciones no existieron diferencias significativas entre los tratamientos con biosólido, las que sí se presentaron desde el segundo día de incubación hasta el día 22. A lo largo del ensayo, el tratamiento con dosis 60 Mg ha<sup>-1</sup> presentó los valores más altos de respiración edáfica, la que se igualó a la de los otros tratamientos en las semanas finales de incubación.

El suelo Los Morros, como se indicó anteriormente, es de textura franca y presenta un 2,51 % de MO oxidable. Este valor es menor que el del suelo Lonquén, sin embargo, presenta la mayor emisión de CO<sub>2</sub> durante el tiempo de incubación, alcanzando en el primer día 228 mg de C-CO<sub>2</sub> 100g ss<sup>-1</sup>, como se observa en la Figura 3. Este resultado está indicando que el suelo Los Morros parece tener una microflora más abundante y efectiva en asimilar el biosólido que el suelo Lonquén.

Al igual que en los suelos Colina y Lonquén, la mayor emisión de CO<sub>2</sub> se presentó en el suelo tratado con 60 Mg ha<sup>-1</sup>.

Al comienzo de la incubación la emisión de CO<sub>2</sub> en el suelo acondicionado con 30 Mg ha<sup>-1</sup> fue igual a la del testigo (232 mg de C-CO<sub>2</sub> 100g ss<sup>-1</sup>), esto podría atribuirse a una mejor calidad de la materia orgánica y composición y número de la población microbiana del suelo Los Morros comparadas con las de los suelos Colina y Lonquén, en los cuales la emisión de CO<sub>2</sub> por el testigo al inicio de la incubación fue siempre menor.

Según Varnero (1994) el número y la composición de la población edáfica es afectada por la calidad y cantidad de materia orgánica al ser el principal aporte de energía y de carbono, junto con las variables ambientales y propiedades físicas y químicas del suelo. Esto podría explicar también lo que ocurrió al día 50 de la incubación del suelo Los Morros, en donde la emisión de CO<sub>2</sub> por el testigo (25,6 de C-CO<sub>2</sub> 100g ss<sup>-1</sup>) fue ligeramente mayor que en los suelos acondicionados con 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup> de biosólidos (23,68 y 23,04 mg de C-CO<sub>2</sub> 100g ss<sup>-1</sup>, respectivamente, (Apéndice 2, Cuadro III), lo cual indica que el C-lábil aportado por el biosólido se está agotando.

### 5.3.5 Consideraciones para los tres suelos

**5.3.5.1 Emisión inicial de C-CO<sub>2</sub>.** La mayor producción de C-CO<sub>2</sub> al inicio de la incubación se debería según autores como Reicosky y Lindstrom (1995), a que la homogenización y aireación producidas en la preparación de la muestra (secado al aire, tamizado del suelo y ajuste a un óptimo de humedad y temperatura), mejoran la accesibilidad al oxígeno, necesario para la respiración y descomposición de la materia orgánica, produciendo una liberación de CO<sub>2</sub>, acelerando la mineralización inicial del carbono. Borie (1995) señala que la mayor disponibilidad de C lábil al inicio de las incubaciones responde a la alta mineralización inicial del carbono orgánico.

Luego del primer día, desciende bruscamente, la emisión de C-CO<sub>2</sub> en todos los tratamientos para luego volver a aumentar. Tal comportamiento se explicaría porque los microorganismos comienzan a utilizar para sus funciones vitales el C lábil proporcionado por la adición de biosólido. A continuación se produce una baja en la emisión de C-CO<sub>2</sub>, para estabilizarse entre los 22 y 58 días ya que se agota la fuente de C-lábil entregada por el biosólido y los microorganismos vuelven a utilizar la fuente de C-orgánico más lábil del suelo, comportamiento también observado por Frioni, (1990).

### **5.3.5.2 Disminución de la emisión de C-CO<sub>2</sub> al término de la incubación.**

La disminución en la emisión de C-CO<sub>2</sub> al final de la incubación se debería principalmente al agotamiento de las fracciones orgánicas más lábiles, por parte de los microorganismos en sus actividades metabólicas, en las primeras semanas de incubación. Cuando los compuestos lábiles se agotan en un sistema cerrado donde no existen fuentes de retroalimentación, la actividad desciende y la biomasa microbiana experimenta un reemplazo por una población más eficiente en utilizar las fuentes de energía (Coyne 2000; Gil-García, 2002). Esto debido a que la competencia por C orgánico disponible aumenta junto con la población microbiana a medida que pasa el tiempo, por lo que los microorganismos economizan más energía (Insam y Haselwandter, 1989). Por otro lado, Álvarez *et al.* (1995) indica que la fuente de C orgánico lábil se mineraliza entre 0 y 70 días y la fuente de C resistente entre 70 y 160 días, en incubaciones de largo plazo. Witter *et al* (2000) indica que la respiración aumenta, y este aumento muestra una dependencia con la dosis de lodo aplicada, algunos autores sugieren que la respiración aumenta durante los dos meses siguientes al aporte de lodo (Ortiz y Alcañiz, 1993). Mientras otros autores sostienen que no hay diferencias en la respiración entre el suelo control y los enmendados una vez transcurrido un año desde la última aplicación (Quemada y Menacho, 2001). Los resultados del presente estudio muestran que prácticamente a los dos meses de incubación en condiciones óptimas de humedad y temperatura la actividad biológica de los suelos estudiados alcanzaría un mínimo debido al agotamiento de las fuentes de C orgánico lábil.

### **5.3.5.3 Efecto del pH en la actividad biológica.**

Se sabe que los biosólidos tienen efectos positivos en el suelo, debido a que mejoran sus niveles nutricionales, su estructura y pH, entre otros. El pH inicial de los suelos era de 7,1 para Colina; 8,1 Lonquén y 7,6 para Los Morros. Estos valores de pH no se vieron mayormente afectados con la aplicación del biosólido, ya que el pH de este se consideró neutro (pH 7,0).

Los valores de pH de los suelos y del biosólido son favorables para el desarrollo de microorganismos. Los cambios ocasionados en los suelo por la aplicación del biosólido favorecen el establecimiento de la fauna edáfica en suelos, al mejorar el ambiente físico y químico, temperatura y proveer alimento (Ortiz y Alcañiz, 1993).

Según el USDA (1999), cuando el pH excede valores de 8 o es inferior a 6, la actividad biológica (o microbiana) se ve dificultada, disminuyendo la liberación de algunos



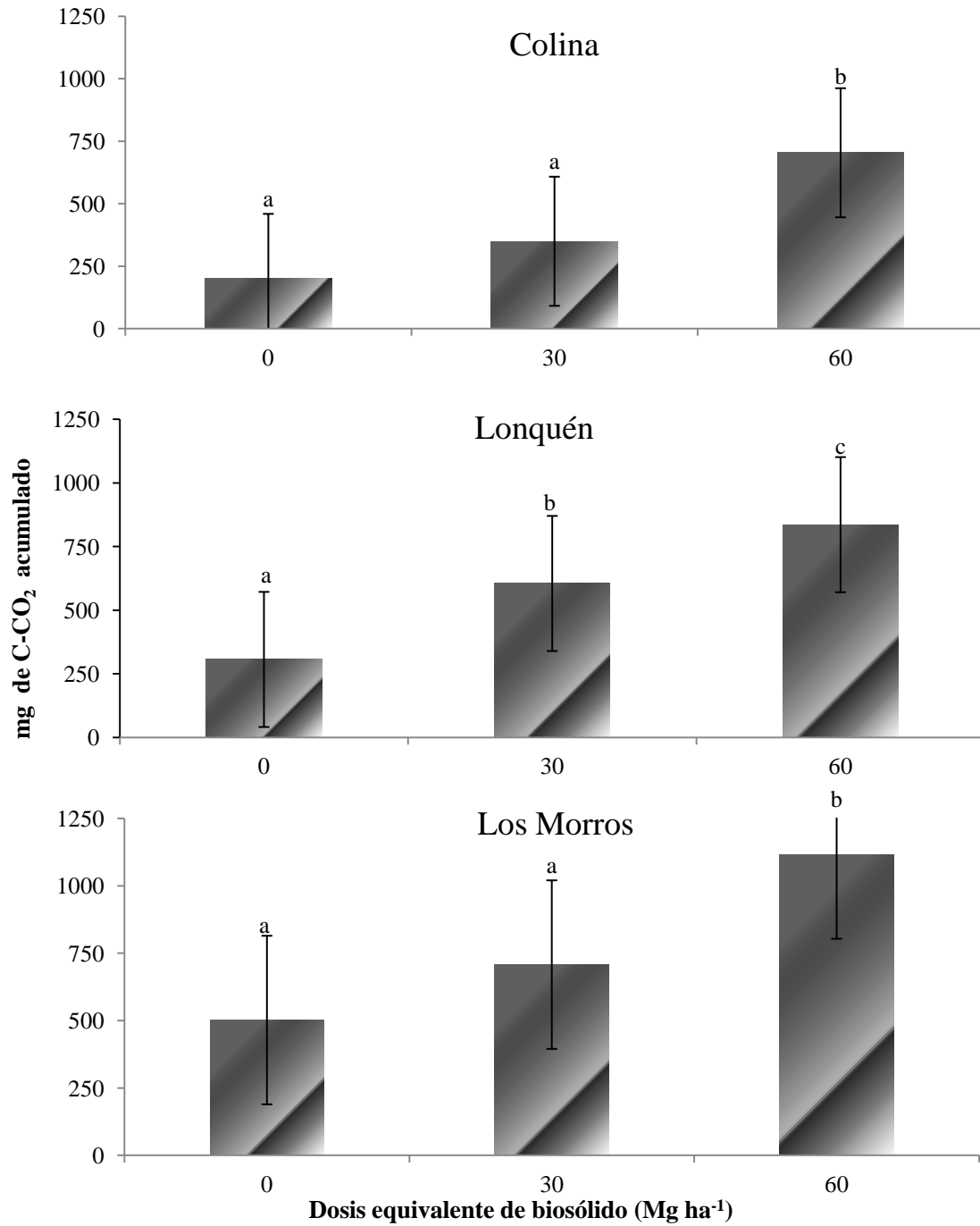
compuestos como el amonio en su oxidación a nitrato. En lo que respecta a los microorganismos, está suficientemente reconocido que las bacterias y los actinomicetos actúan mejor en suelos minerales con valores de pH intermedios y más alcalinos. Su actividad se reduce notablemente cuando el pH es menor de 5,5 (Navarro, 2003).

La actividad biológica máxima generalmente ocurre cuando el 60% de los poros del suelo está ocupado por agua (Parkin *et al.* 1996). Linn y Doran (1984) han informado que muestras de suelo con un contenido de agua del 60% de su capacidad de campo presentan una actividad respiratoria máxima y que suelos con contenidos de agua menores o mayores que 60% presentarían una actividad microbiológica limitada. Los resultados de la emisión de C-CO<sub>2</sub> en los tres suelos permiten concluir que las condiciones de humedad y temperatura durante la incubación habrían sido las adecuadas, ya que fue posible diferenciar entre suelos, dosis de biosólido aplicada y tiempo de incubación.

Las diferencias en las emisiones de C-CO<sub>2</sub> observadas en los suelos del presente estudio incubados con biosólido se pueden atribuir principalmente a que la biota original de cada suelo era distinta. A medida que la dosis de biosólido equivalente aplicado fue mayor, el aporte de materia orgánica a los suelos también fue mayor. Al transcurrir la incubación la tasa de respiración de los microorganismos disminuyó, para todos los tratamientos. Similares resultados fueron observados por Wang *et al.* (2004), quienes trabajaron con residuos orgánicos de lechería y porcinos. En el caso de las incubaciones con lodo de piscicultura, se obtuvieron valores estables del orden de los 2 mg CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> MO d<sup>-1</sup>, lo cual ocurrió a los 55 días. La estabilidad biológica de un residuo orgánico se establece cuando no supera los 8 mg C-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> MO d<sup>-1</sup>, que es cuando ya los microorganismos han agotado el stock de MO fácilmente descomponible (Varnero *et al.*, 2004).

#### **5.4 Respiración acumulada en los suelos Colina, Lonquén y Los Morros**

En la Figura 4 se presenta el total acumulado del C-CO<sub>2</sub> emitido por cada suelo y, para los tratamientos con las dosis de biosólido equivalentes. El suelo Colina presentó los valores más bajos de CO<sub>2</sub> acumulado en el tiempo, mientras que el suelo Los Morros presentó los valores más altos.



**Figura 4. CO<sub>2</sub> acumulado a los 58 días de incubación con dosis de biosólido equivalentes a 0, 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>. Las letras minúsculas sobre las barras de desviación estándar indican diferencia estadística ( $p < 0,05$ ) en emisión de C-CO<sub>2</sub> según dosis en un mismo día.**

En el suelo Colina solo el tratamiento con 60 Mg ha<sup>-1</sup> dio diferencias significativas en cuanto a la dosis de biosólido aplicado. La menor acumulación de C-CO<sub>2</sub> es de 201 mg (Apéndice 3), en tanto la mayor acumulación se produce en el tratamiento con la dosis 60 Mg ha<sup>-1</sup> alcanzando los 703mg al final de la incubación.

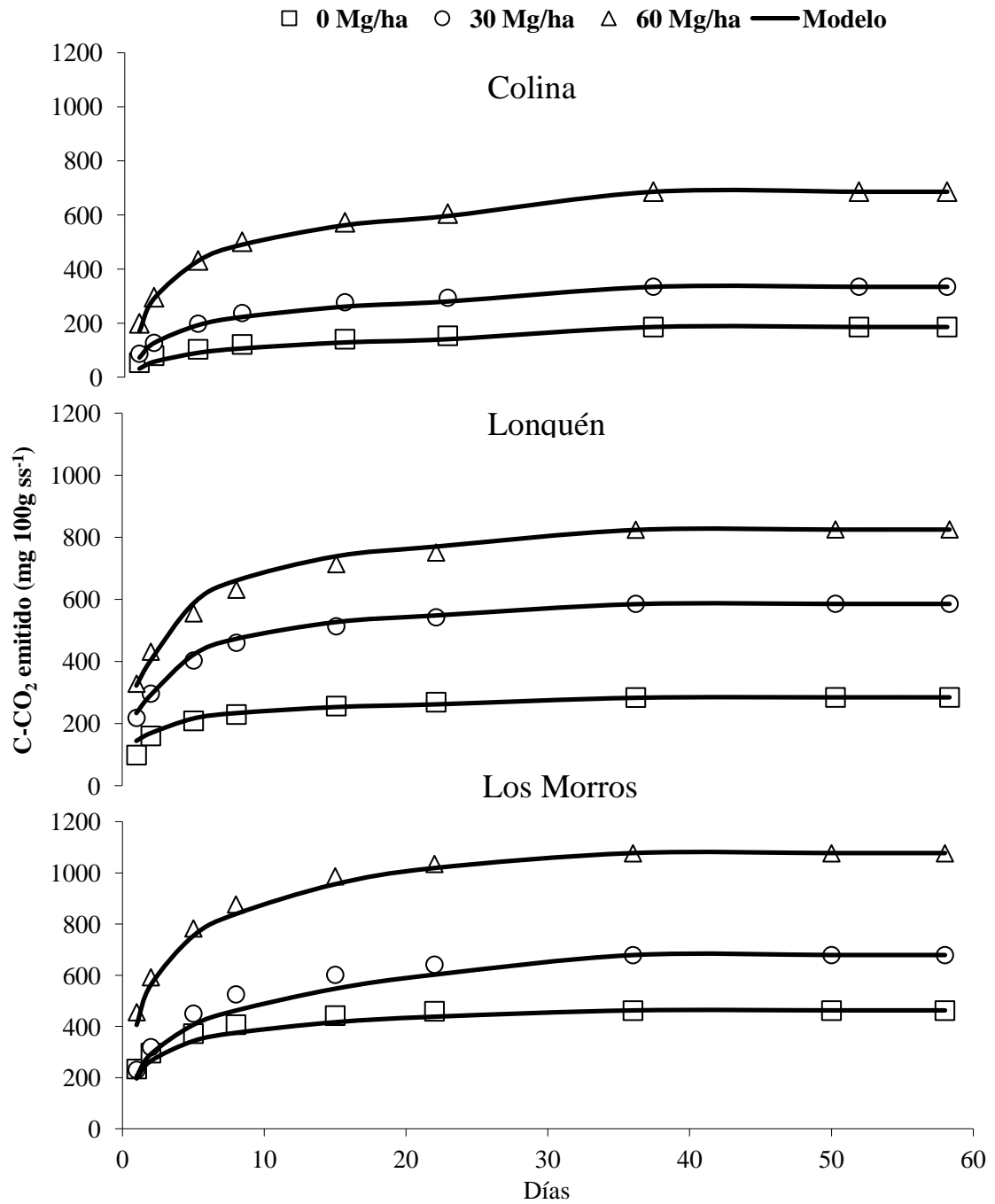
La respiración acumulada en el suelo Lonquén alcanzó diferencias significativas entre los tres tratamientos con biosólido, alcanzando un máximo de emisión de CO<sub>2</sub> con la dosis 60 Mg ha<sup>-1</sup> con un valor de 836 mg.

En el suelo Los Morros sólo el tratamiento con la dosis de 60 Mg ha<sup>-1</sup> presentó diferencias significativas en los valores de C-CO<sub>2</sub> acumulado y fue el suelo con el valor mayor de C-CO<sub>2</sub> acumulado (1116 mg).

La incorporación de materiales orgánicos, tales como biosólidos residuales, puede provocar un aumento en la biomasa microbiana del suelo al incorporar una nueva carga microbiana al sistema o al estimular el crecimiento de la microbiota autóctona por la incorporación de nuevas fuentes de carbono (Ros *et al.*, 2006), como lo ocurrido con los tres suelos en estudio.

### **5.5 Cinética de Mineralización del biosólido aplicado en los suelos.**

La cinética de mineralización del COS (Figura 5, cuyos datos se indican en el Apéndice 4) muestra que el C total potencialmente mineralizable aumenta significativamente ( $p \leq 0,05$ ) en función de la cantidad de biosólido aplicado a partir del segundo día en el caso de los suelos Lonquén y Los Morros y al quinto día de incubación para el suelo Colina.



**Figura 5. Curvas de C-CO<sub>2</sub> acumulado en 58 días de incubación para los suelos Colina, Lonquén y Los Morros.** Las líneas corresponden al ajuste a un modelo cinético de primer orden ( $C_t = C_0 e^{-kt}$ ), cuyos parámetros  $C_0$  y  $k$  se muestran en el Cuadro 6.

En los suelos sin aplicación de biosólido (suelos control), se encontraron diferencias significativas entre los días de incubación para el suelo Colina, en el cual, al día 22 de la incubación se llega a un máximo ( $153,1 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g ss}^{-1}$ ) en la curva de cinética de mineralización para luego tender a la estabilización. Sin embargo, en los suelos Lonquén y Los Morros no se observaron diferencias significativas a lo largo del tiempo que duró el ensayo. Pero al igual que para el suelo Colina, la estabilización de la cinética de mineralización comienza al día 22 de incubación.

Los tratamientos con aplicación de biosólido equivalente a  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$ , presentaron los valores máximos de carbono potencialmente mineralizable ( $C_o$ ) (Cuadro 6).

La constante cinética de descomposición del C orgánico ( $k$ ), en el caso de Colina también se incrementó en función de la cantidad de biosólido aplicado (Cuadro 6). Lo contrario ocurrió en los suelos Lonquén y Los Morros, en donde  $k$  fue mayor en los suelos sin aplicación de biosólido. Sin embargo, se debe considerar que en estos dos suelos se alcanzó el mayor contenido de  $C_o$ . Esto sugiere que en el sistema hubo mayor cantidad de C lábil para ser descompuesto, pero la cinética de mineralización fue más lenta. Si la cinética de mineralización es baja (valores de  $k$  bajos) son mayores las posibilidades de convertir el biosólido aplicado a formas orgánicas más estables. Además, ya se ha mencionado que los procesos de mineralización de la materia orgánica de alta calidad (estabilizada), son más lentos que en los procesos de mineralización de la materia orgánica de menor calidad (Pompili *et al.*, 2006). Según estos resultados la materia orgánica del suelo Colina estaría más estabilizada.

Cuadro 6. Carbono potencialmente mineralizable ( $C_o$ ), tasa de mineralización ( $k$ ) y tiempo de mineralización total ( $1/k$ ) para las curvas de  $C-CO_2$  acumulado en 58 días de incubación.

Dosis biosólido (Mg ha <sup>-1</sup> )	$C_o$ (mg C-CO <sub>2</sub> 100g <sup>-1</sup> )	$k$ (días <sup>-1</sup> )	$1/k$ (días)
Suelo Colina			
0	185,1	0,22	5
30	334,57	0,28	4
60	686,15	0,32	3
Suelo Lonquén			
0	284,3	0,39	3
30	585,9	0,26	4
60	825,4	0,25	4
Suelo Los Morros			
0	462,3	0,40	3
30	679,1	0,27	4
60	1076,7	0,36	3

La mayor tasa o cinética de mineralización en el tratamiento de dosis 0 Mg ha<sup>-1</sup> en el suelo Los Morros, se explicaría, según Pompili *et al.* (2006), por los procesos de mineralización muy rápidos (valores de  $k$  altos). Además, la adición de residuos orgánicos provoca un efecto de estimulación de la actividad biológica en que los microorganismos consumen más C orgánico que el añadido al suelo. Estas causas explicarían el caso del suelo Colina el cual presenta los valores más bajos de COS al inicio de la incubación.

El tiempo de mineralización en el caso del suelo Lonquén aumenta cuando a éste se le aplican dosis equivalentes a 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>, posiblemente por ser el suelo con el contenido de MO, más alto (Cuadro 4) y los microorganismos estarían utilizando ese reservorio para

sus actividades metabólicas, postergando la utilización de la enmienda de biosólido, por lo que tardaría un poco más la mineralización. Las dosis de 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup> tardan el mismo tiempo, lo que se atribuiría a que con dosis superiores a 30 Mg ha<sup>-1</sup> se produce un efecto tampón y los microorganismos no continúan mineralizando más MO. Lo mismo ocurriría en el suelo Los Morros ya que con la dosis 60 Mg ha<sup>-1</sup> la mineralización total demora el mismo tiempo que en el suelo testigo.

### **5.6 Contenido de elementos traza metálicos en los suelos tratados con biosólidos**

Se determinó el contenido de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA en los tres suelos en estudio al inicio y final de la incubación, con el fin de determinar si la aplicación de biosólidos en dosis equivalentes a 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup> significa un riesgo para la actividad metabólica de los microorganismos presentes en el suelo. Los resultados se presentan en el Cuadro 7.

Los elementos Cd, Cr, Ni y Pb, en la mayoría de los tratamientos se encuentran bajo el límite de detección, lo que significa que su presencia en los suelos no significaría un riesgo para las plantas ni para el desarrollo de actividades metabólicas por parte de los microorganismos del suelo. En el tratamiento Colina con un aporte de 60 Mg ha<sup>-1</sup> de biosólido, se aprecia un importante aumento en la cantidad final del elemento en comparación con el contenido inicial. Sin embargo este aumento no se adjudica al biosólido ya que el contenido de manganeso de este no supera los 8,1 (Cuadro 6). Este alto valor podría estar dado por un error al momento de realizar el análisis ya que se presenta como caso aislado.

Cuadro 7. Contenido de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA, al inicio y término de la incubación de los suelos.

ETM		Suelo								
		Lonquén			Colina			Los Morros		
		Dosis de biosólido (Mg ha <sup>-1</sup> )								
	0	30	60	0	30	60	0	30	60	
Fe	Inicial	4,1a	5,7a	7,49a	3,5a	5,2a	6,61a	6,4a	9,6a	12,0a
	Final	9,4b	11,6b	13,9b	9,4b	12,2b	15,0b	17,2a	22,2b	27,3b
Cu	Inicial	4,1a	4,9a	6,1a	2,2b	3,2a	4,2a	7,9a	11,2a	14,6a
	Final	3,3b	4,2b	5,0b	1,9a	3,2a	4,2a	6,9a	11,2a	14,9a
Mn	Inicial	11,4a	13,8b	16,9a	14,0b	20,3a	23,3a	36,7b	53,0a	61,1b
	Final	9,2a	8,9a	10,2a	8,9a	21,4a	82,8b	26,1a	25,3b	28,9a
Zn	Inicial	2,4b	6,0b	10,9b	1,6b	5,3b	9,3a	11,4a	28,8a	52,4a
	Final	1,1a	5,0a	9,4a	1,0a	3,9a	8,6a	7,9b	25,0a	52,1a
Cd	Inicial	0,1b	0,1	0,1b	0,1	0,1	0,0	bld	bld	bld
	Final	0,03a	bld*	0,01a	bld	bld	bld	bld	bld	bld
Cr	Inicial	0,1	0,1	0,0a	0,0a	0,0a	0,0a	bld	bld	bld
	Final	bld	bld	bld	0,3b	0,3b	0,3b	bld	bld	bld
Ni	Inicial	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld
	Final	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld
Pb	Inicial	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld
	Final	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld	bld

\*bld: bajo límite de detección (Apéndice 5). Las letras hacia abajo muestran si existen diferencias significativas entre el tiempo inicial y final. Se utilizó un  $\alpha$  0,05.

La actividad biológica de suelos enmendados con biosólidos podría verse disminuida por los niveles de elementos traza metálicos biodisponibles que contengan tales biosólidos. Según Epstein (2003), altas concentraciones de elementos traza metálicos pueden ser tóxicas para los microorganismos. Sin embargo, según Alaman y Arcak (2000), bajos niveles de estos metales tienen poco efecto en la evolución del CO<sub>2</sub>, la cual determina la actividad biológica del suelo, y que en suelos enmendados con lodo cloacales tales niveles no influirían en la actividad metabólica de los organismos heterótrofos; aunque mayores niveles de estos metales o mayor dosis de biosólidos cloacales causarían efectos nocivos sobre la mineralización.



### 5.6.1 Hierro

El contenido de Fe-DTPA en todos los tratamientos aumentó al final de la incubación, presentando diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el inicio y el final del ensayo. Esto se debería tanto por la aplicación de biosólidos como por efecto de la incubación, siendo el efecto de la incubación mucho más importante, lo que se ve reflejado en que el mayor aumento se presentó en el suelo Los Morros con la dosis de  $0 \text{ Mg ha}^{-1}$  llegando a un 168,7 % de aumento. En los tratamientos de  $30 \text{ Mg ha}^{-1}$  en los suelos Colina y Los Morros el Fe-DTPA aumentó en aproximadamente un 130%, en Lonquén aumentó en un 103%. Para la dosis de  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$ , el incremento de la concentración de Fe fue menor que para las otras dosis.

El aumento en la concentración de Fe-DTPA se debería principalmente a la disminución del pH en los suelos tratados con biosólido, según Kabata-Pendias (2001), la disponibilidad de hierro puede aumentar si disminuye el pH, y se observa un mayor aumento cuando se alcanzan niveles de pH cercanos a 4,5. A pesar de esto el contenido presente en el suelo no es perjudicial para el desarrollo de plantas y microbiano, ya que al pH de los suelos el Fe no se encuentra disponible.

### 5.6.2 Cobre

La concentración de Cu-DTPA aumentó en todos los suelos en concordancia con el aumento de la dosis de biosólido aplicada. Sin embargo se observa que en todos los tratamientos se obtuvo una disminución de la concentración de Cu-DTPA al final de la incubación, existiendo diferencias significativas en los tratamientos del suelo Lonquén ( $p < 0,05$ ). En los suelos Colina y Los Morros no se presentaron diferencias significativas entre los tratamientos ( $p < 0,05$ ). Esto evidencia un efecto parcial de inmovilización del Cu como resultado de la incubación del suelo y del aumento de las dosis de biosólidos aplicados al suelo, ya que a la octava semana de incubación existe una disminución en la concentración de Cu-DTPA en relación con el tiempo cero en todos los tratamientos. Según Tisdale y Nelson (1970) la disponibilidad de cobre está condicionada por varios factores tales como nivel de materia orgánica del suelo, pH y la presencia de otros iones metálicos como el hierro y el manganeso, debido a esto, al variar estos factores es esperable que la concentración de cobre experimente cambios.

### 5.6.3 Manganeso

En el suelo Lonquén el contenido de Mn-DTPA disminuyó en todos los tratamientos con respecto al tiempo de incubación. En el caso de  $0 \text{ Mg ha}^{-1}$  disminuyó en un 20%, en la dosis  $30 \text{ Mg ha}^{-1}$  en un 35% y en el caso de  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$  en un 40%. Por otro lado en el suelo Colina con 30 y  $60 \text{ Mg ha}^{-1}$  de biosólido, aumentó en un 5,4 y 255 % la concentración de cobre respectivamente. Sin embargo, en la dosis  $0 \text{ Mg ha}^{-1}$  disminuyó en un 36%. Para el caso del suelo Los Morros en todos los tratamientos se presentó una disminución del

contenido de Mn-DTPA al final de la incubación, los porcentajes de disminución con respecto al tiempo inicial del tratamiento fueron 29%, 52% y 53% para las dosis 0, 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

La disminución que presentaron los suelos se puede deber principalmente a una inmovilización del manganeso. Según Hodda (2010) el manganeso puede quedar retenido en el suelo, debido a que participa en el intercambio catiónico de forma similar al Ca<sup>++</sup>, que puede ser intercambiado tanto por cationes divalentes como monovalentes, produciendo la liberación de protones H<sup>+</sup>, lo que disminuye el pH del suelo.

#### **5.6.4 Zinc**

Se observa que la concentración de Zn-DTPA aumentó en directa relación con el incremento de la dosis aplicada de biosólido al suelo. Sin embargo, al final de la incubación el contenido de Zn-DTPA medido disminuyó en todos los tratamientos. El porcentaje de disminución se hizo más notorio en la dosis 0 Mg ha<sup>-1</sup> en los tres suelos llegando a valores de un 54% (Lonquén), con respecto al contenido inicial del zinc. En todos los tratamientos de Lonquén y Colina se observan diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre el valor al inicio de la incubación con el valor al final de esta. Sin embargo, en el suelo Los Morros en las dosis 30 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>, no se presentaron diferencias significativas, una inmovilización por los microorganismos presentes en el suelo, cuya actividad aumenta al aumentar el contenido de materia orgánica con la aplicación de biosólidos y un posible efecto del pH, podría ser la razón por la disminución de la concentración de Zn-DTPA en los suelos (Kabata-Pendias, 2001).

#### **5.6.5 Cadmio, Cromo, Níquel y Plomo**

El Cd-DTPA y el Cr-DTPA presentan valores medidos en los suelos al inicio y al final de la incubación, pero estos valores se presentan muy bajos en los suelos, por lo que en la mayoría de los casos se encuentran bajo el nivel de detección. Lo mismo que ocurre con Ni-DTPA y Pb-DTPA, pero en estos casos se presenta para todas las dosis de biosólido aplicadas. Esto se debería a la dilución que experimentan los elementos, o tal vez por que pudieron quedar retenidos en las partículas de suelo o no disponible debido a los pH cercanos a la neutralidad.

La mayor movilidad que adquieren los metales en los suelos, después de que éstos son acondicionados con biosólidos se ha atribuido a la presencia de microorganismos propios de los biosólidos que degradan la materia orgánica presente en éstos, generando probablemente una fracción de bajo peso molecular y por ende más móvil (Mendoza *et al.*, 2004), con una mayor capacidad de desorber metales (Garrido *et al.*, 2004); en consecuencia los metales se transportan a través del perfil del suelo ayudados por la MO presente en los biosólidos (Ashworth y Alloway, 2004). Este punto es importante considerando la mayor cantidad de materia orgánica presente en el biosólido con respecto

al suelo, encontrándose cantidades de un 20 % a un 60% de materia orgánica en los biosólidos, dependiendo del proceso de obtención (Granato *et al.*, 2004).

Por otro lado, los metales pueden sufrir variados procesos e interacciones químicas con las distintas fracciones del suelo, alterando su movilidad en el suelo así como también su biodisponibilidad para las plantas, estas interacciones pueden ser con el suelo, la materia orgánica presente (soluble e insoluble) y con los microorganismos. Además, las interacciones MO-metal-planta y metal-planta son distintas y están regidas por diversos factores.

## 6. CONCLUSIONES

La aplicación de biosólidos urbanos a los suelos Serie Colina, Lonquén y Los Morros aumentó el carbono potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización, favoreciendo la pérdida de carbono como CO<sub>2</sub>.

El suelo que presentó mayor actividad biológica fue el perteneciente a la Serie de suelos Los Morros, esta mayor emisión de CO<sub>2</sub> estaría dada por su naturaleza Alfisol, con presencia de humus a poca profundidad y sus horizontes bien desarrollados.

La actividad biológica de los suelos, medida como desprendimiento de C-CO<sub>2</sub>, aumenta proporcionalmente ante la adición de dosis crecientes de biosólidos urbanos, al igual que ocurre con la constante cinética de descomposición del carbono orgánico, según el modelo de cinética de mineralización.

Las tasas de mineralización están determinadas por la calidad y el tipo de suelo, como también por la cantidad de la materia orgánica presente en el suelo antes de la aplicación del biosólido.

Las concentraciones de elementos traza metálicos extraíbles con DTPA, presentes en el biosólido, se encuentran por debajo de lo exigido en la normativa. El contenido de elementos traza metálicos presentes en los suelos estabilizados con el biosólido no alteran la actividad biológica de los suelos ya que en la mayoría de los casos el contenido de éstos disminuyó al término de la incubación, y los elementos que aumentaron su disponibilidad no presentan riesgos para la calidad del suelo.

El “Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas (D.S. N°4/2009)”, que entró en vigencia en abril del 2010, entrega los principales criterios para la protección de los agrosistemas ante una aplicación de lodos en los suelos de Chile. Sin embargo, se recomienda incorporar otros criterios técnicos como sería la medición de la actividad biológica, al ser ésta un indicador temprano de la contaminación del suelo.

El estudio de las dosis de biosólidos que se aplicarán a un suelo es fundamental, ya que entrega una noción de lo que podría ocurrir en un suelo con determinadas características, es decir, como la aplicación de diferentes dosis de biosólido afectarían los procesos biológicos que ocurren en este.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- ACEVEDO, E.; CARRASCO, M.A.; LEÓN, O.; MARTÍNEZ, E.; SILVA, P.; CASTILLO, G.; AHUMADA, I.; BORIE, G. y GONZÁLEZ, S. 2005. Criterios de Calidad de Suelos y Aguas de Riego. 217 p. División de Protección de los Recursos Naturales Renovables, SAG, y Universidad de Chile, [en línea] Internet, PDF. <http://biblioteca-digital.sag.gob.cl/documentos/medio ambiente/criterios calidad suelos aguas agricolas/inicio.htm> [Última consulta 10 de agosto de 2012].
- AGUILERA, S.M. y RODRÍGUEZ, M. 2005. Desarrollo de prácticas sustentables de reciclaje de biosólidos en plantaciones forestales. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Facultad de Ciencias Forestales. 169 p.
- AJWA, H.A., TABATAI, M.A. 1994. Decomposition of different organic materials in soils. *Biol. Fertil. Soils*. 18, 175-182.
- ALAMAN, Ş. and ARCAK, S. 2000. Effects of the sewage sludge of Ankara waste water treatment plant on some soil biological activities. In: *International Symposium On Desertification/2000-Konya*. [en línea] <http://www.toprak.org.tr/default.htm> [consulta: 05 de abril 2012].
- ALLOWAY, B. J. 1990. *Heavy metals in soils*. Ed. John Wiley and Sons. Inc. New York, USA.
- ALLOWAY, B.J. 1995. *Heavy metals in soils*. Blackie Academic and Professional, London, 2<sup>nd</sup> edition. pp.11-37.
- ASHWORTH D J and ALLOWAY B J 2004 Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environ. Pollut.* 127, 137-144.
- BASTA N.T. 2004 Heavy metal and a trace elements chemistry in residual treated soil: Implications on metal bioavailability and sustainable land application.
- BORIE, G. 1995. Pool lábil de carbono en suelos volcánicos chilenos. *Agricultura Técnica* 55, (3-4):262-266.)
- BORIE, G., AGUILERA, S.M. y PEIRANO, P., 1999. Actividad biológica en suelos. *Frontera Agrícola*. 5, 29-32.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 1996. Estudio agrológico Región Metropolitana. Descripciones de suelos. Materiales y símbolos. Santiago, CIREN. 464 p. 2 v.

CHRISTENSEN B. T. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil. Sci.* 20: 1-89.

COYNE, M. 2000. *Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio*. Paraninfo, Madrid, España. 397 p.

CURTIN, D., C.A. CAMPBELL and A. JALIL. 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biol. Biochem.* 30: 57-64.

CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente), Chile. 2009. DECRETO SUPREMO N°4. 2009. Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas". Ministerio Secretaria General de la Presidencia de la República, (30.enero.2009). 20p.

ELLERT, B.H. and J.R. BETTANY. 1988. Comparison of kinetic models for describing net sulfur and nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1692-1702.

ELLIOTT E. T. and COLEMAN, D. C. 1988. Let the soil work for us. *Ecological Bulletins* 39: 23-32

EPA (Environmental Protection Agency), EEUU. 2010. Proposed Rulemaking: Identification of Nonhazardous Secondary Materials That Are Solid Wastewater Treatment Sludge. Visto en: <http://www.epa.gov/wastes/nonhaz/define/pdfs/wwt-sludge.pdf>.

EPSTEIN, E.; TAYLOR, J. M. and CHANCY, R. L. 1975. Effects of Sewage Sludge and Sludge Compost Applied to Soil on some Soil Physical and Chemical Properties.

EPSTEIN, E. 2003. *Land application of sewage sludge and biosolids*. Lewis Publishers. 201p.

FLIEBBACH, A., MARTENS, R. and REBER,,H. 1994. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biol. Biochem.* 26, 1201-1205.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. *Soil carbon sequestration for improved land management*. World Soil Reports 96. Rome. 58 p.

FRANZLUBBERS A J. and ARSHAD M. A., 1997. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61, 1382-1386.

FRIONI, L. 1990. *Ecología microbiana del suelo*. Montevideo-Uruguay. Departamento de Publicaciones y Ediciones de la Universidad de la República (Ed). 519p..

GARCÍA-GIL, J. P. 2001. Efectos residuales y acumulativos producidos por la aplicación de compost de residuos urbanos y lodos de depuradoras sobre agrosistemas mediterráneos degradados. Tesis Doctoral en Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Departamento de Contaminación y Química Ambiental del Centro de Ciencias Medioambientales. Madrid, España. 277p.

GARRIDO T, MENDOZA J y RICHTER P. 2004. Efecto de la materia orgánica soluble de los biosólidos sobre la desorción de cobre en suelos. *Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo*. 20, 53-57.

GILLER, K., E. WINTER, and S.P. MCGRATH.1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soil. A review. *Soil Biology and Biochemistry*, **30**, 1389-1414.

GOLCHIN, A., BALDOCK, J. and OADES, J. M. 1997. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Eds. R. Lal. J. M. Kimble, R.F. Follett and B.A Stewart. pp. 245-266. CRC Press LLC, Boca Raton, Boston, New York, Washington. London.

GRANATO T C, PIETZ R I, KNAFL G J, CARLSON C R, JR., TATA P and LUE-HING C 2004 Trace element concentrations in soil, corn leaves, and grain after cessation of biosolids applications. *J. Environ. Qual.* 33, 2078-2089.

GREGORICH, EG, KACHANISKI, RG and VORONEY, RP, 1989. Carbon mineralization in soil size-fractions after various amounts of aggregate disruption. *Journal of Soil Science* 40, 649–659.

HASSINK, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 101: 77-87.

HEALY, R.W., STRIEGL, R.G., RUSSELL, T.F., HUTCHINSON, G.L. and LIVINGSTON, G.P., 1996. Numerical evaluation of static-chamber measurements of soil-atmosphere gas exchange: Identification of physical processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 740-747.

HOODA, P (Ed). 2010. Trace elements in soils. School of Geography, Geology and the Environment. Kingston University. London, United Kingdom. Jhon Willey and Sons, 2010. 579p.

HOUSE, G. and STINNER, R. 1987. Decomposition of plant residues in no-tillage agroecosystems: influence of litter bag mesh size and soil arthropods. *Pedobiología* 30:351-360.

INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias), 2012. Interpretación de Análisis químicos de suelo, visto en <http://www.inia.cl/link.cgi/suelo/resultados/7706>, 26 de Septiembre 2012.

INSAM H. and HASELWANDTER K. 1989. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia* 79, 174-178.

ISERMAYER, H. 1952. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernah Bodenkd.* 56: 26-38.

KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. 2001. Trace elements in soils and plants. 3<sup>a</sup> Edition. CRC Press LLC, 2001, United State of America. 403p.

KABATA-PENDIAS, A.. 2010. Trace elements in soils and plants. Fourth edition. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, USA. 520 p.

LAL, R., J. KIMBLE, E. LEVINE AND C. WHITMAN. 1995. World soils and greenhouse effect: an overview. *In: 'Soils and Global Change'*, Eds R. Lal, J. Kimble, E. Levine and B.A. Stewart, Lewis Publishers, CRC Press Inc., Florida, USA.

LINN, D., and J. DORAN. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1267-1272.

MATUS, F. J. 1994. The distribution of soil organic matter of various aggregate size classes in arable soils. I. Relationships between clay content of aggregates of a sand and a clay soil and carbon mineralization, nitrogen mineralization and microbial biomass carbon. Doctoral Thesis. The Netherlands. Agricultural University of Wageningen. p. 79-98.

MENDOZA J, SOTO P, AHUMADA I. and GARRIDO T 2004 Determination of oxidized and reduced glutathione, by capillary zone electrophoresis, in Brassica juncea plants treated with copper and cadmium Electrophoresis 25, 890-896.

MOSQUERA-LOSADA, M.R. SANTIAGO-FRIEJANES, J.J., FERNANDEZ-NUÑEZ, E. and RIGUEIRO-RODRIGUEZ, A. 2008. Effects of composted, pelletized and anaerobically digested sewage sludge on pasture production after sowing in a silvopastoral system. Biodiversity and animal feed: future challenges for grassland production. *In: Proceedings of the 22nd General meeting of the European Grassland Federation Uppsala Sweden.*p287-289.

MUNN, K., EVANS, J. and CHALK, P. 2000. Mineralization of soil and legume nitrogen in soils treated with metal contaminated sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*, 32:2031-2043.

NAVARRO, S. y NAVARRO, G., 2003. Química agrícola: El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal 2<sup>o</sup> ED. La reacción del suelo. 119 p.



ORTIZ O. and ALCANIZ J. P. 1993. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiology Journal* 11: 333-340.

PARKIN, T.B., J.W. DORAN, and E. FRANCO-VIZCAINO. 1996. Field and laboratory tests of soil respiration. P. 231-246. In: J.W. Doran and A.J. Jones (eds.) *Methods for assessing soil quality*. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI

PARKINSON, D. K. DOMSCH; J. ANDERSON and H. HELLER. 1980. Studies on the relationship of microbial biomass to primary production in three spruce forest soil. *Z. Bakteriol.* 1:101-107.

PAUL, E.A., HARRIS, D., KLUG, M.J. and RUESS, R.W., 1999. The determination of microbial biomass. En G.P. Robertson, D.C. Coleman, C.S. Bledsoe, and P. Sollins: *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press. New York. Pp. 291-317

POMPILI, L., A.S. MELLINA, A. BENEDETTI and J. BLOEM. 2006. Microbial indicators for assessing biological fertility status of soils. EUR 22245. *In: Bio-Bio Project*, pp. 49-57.

QUEMADA M. and MENACHO E., (2001) Soil respiration 1 year alter sewage sludge application. *Biology Fertil Soil* 33, 344-346.

REICOSKY, D.C. and M.J. LINDSTROM. 1995. Impact of fall tillage and short-term carbon dioxide flux. P. 177-187. In: R. Lal, J. Kimble, E. Levine and B. Stewart (eds.) *Soil and Global Change*. Lewis Publishers, Chelsea, MI.

RIECHAMAN M. S. 2002. The responses of plants to metals toxicity: A review focusing on cooper, manganese and conc. *Australian Minerals and Energy Environment Foundation* 54p.

RIEUWERTS J.S., THONTON I., FARAGO M.E and ASHMORE M. R 1998. Factors influencing metals bioavailability in soil: preliminary investigation for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 10: 61-75.

RIFFALDI R., A. SAVIOZZI and R. LEVI-MINZI. 1996. Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biology and Fertility of Soil*, 22: 293-298.

ROS M, JA PASCUAL, C GARCÍA, MT HERNÁNDEZ and H INSAM. 2006. Hydrolases activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different compost. *Soil Biol Biochem* 38, 3443-3452.

SADZAWKA R., A, H. FLORES P., R. GREZ Z., M. A. CARRASCO R., M. L. MORA G., A. NEAMAN y R. DEMANET F. 2007. *Métodos de análisis de lodos y de suelos*. 106 p.

SEIA (Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental), 2009. [En línea] <<http://www.eseia.cl/>> [Consulta 15 de enero de 2012].

SILVIERA M. L. A., L. R. F. ALLEONL, and L.R.G. GUILHERME. 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola* 60 (4): 793-806.

SWIFT, M.J., HEAL, O.W. and ANDERSON, J.M., 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems, *Studies in Ecology* 5. Blackwell Scientific Publications, London. p. 323.

TISDALE, S. y NELSON, W. 1970. Fertilidad de los suelos y fertilizantes, Barcelona, España. Montaner y Simón (Ed) 1970. 760p.

TISDALL, J.M. and OADES, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 62, 141–163

TURCO, R. F., A. C. KENNEDY and M. D. JAWSON. 1994. Microbial indicators of soil quality. *In: Defining soil quality for a sustainable environment.* Soil Science Society of America. Special Publication 35: 73-90.

USDA. (Departamento de agricultura de los Estados Unidos), 1999. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. 88p.

VARNERO MT, 1994. El suelo como sistema biológico. En Vera W.: Suelos, una visión actualizada del recurso. Publicaciones Miscelaneas Agrícolas N° 38, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, 345 p.

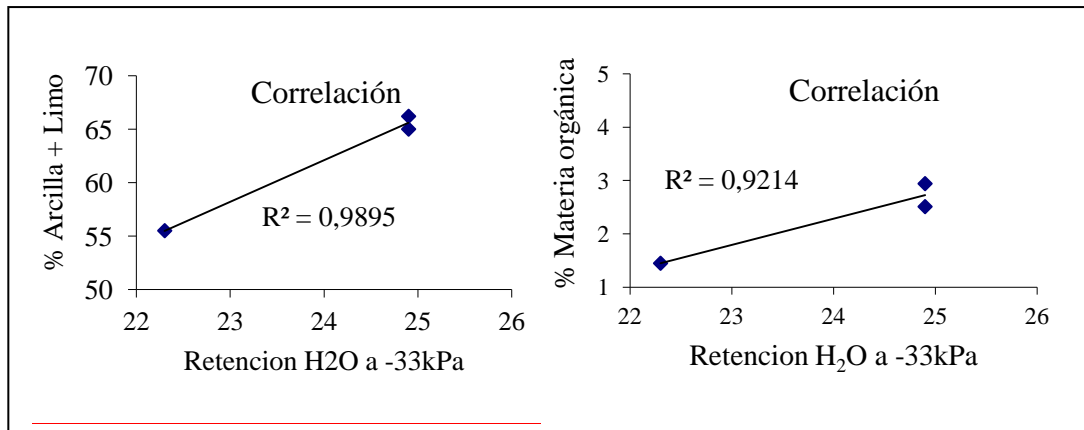
VARNERO MT, FAÚNDEZ P., SANTIBÁÑEZ C., y ALVARADO P. 2004. Evaluación de lodo fresco y compostado como materia prima para la elaboración de sustratos. En: *Simposio Residuos Orgánicos y su Uso en Sistemas Agroforestales.* Universidad de La Frontera, Temuco, Chile, Pp 477-481.

WANG P, CM CHANGA, ME WATSON, WA DICK, and CHEN, HAJ HOITINK. 2004. Maturity indices for composed dairy and pig manures. *Soil Biol Biochem* 36, 767-776.

WITTER E., GONG P., PING G., BAATH T. and MARSTORP H. 2000. A study of the structure and metal tolerance of the soil microbial community six years after cessation of sewage sludge applications. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1983-1991.

## APÉNDICE 1

**Correlaciones entre la retención de H<sub>2</sub>O a -33 con la suma del contenido de arcilla y limo, y la materia orgánica del suelo.**



## APÉNDICE 2

Valores de CO<sub>2</sub> emitidos por los suelos Colina, Lonquén y Los Morros durante el periodo de incubación. Valores promedios basados en tres repeticiones.

Cuadro I. Suelo Colina. Comparación estadística del C-CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> ss<sup>-1</sup> entre los tratamientos según dosis de biosólido para los distintos tiempos de incubación.

Tiempo (Días de incubación)	Dosis		
	0	30	60
	-----Mg ha <sup>-1</sup> -----		
1	56,0 a <sup>(1)</sup>	88,0a	200,0a
2	24,0a	40,0a	96,0b
5	24,0a	68,8a	136,0b
8	16,0a	40,0ab	68,0b
15	20,3a	38,4a	73,6b
22	13,1a	18,2b	32,7bc
36	20,0a	28,4b	50,2c
50	21,1a	17,9a	34,6a
58	6,1a	9,4a	12,1a
Desv st	13,9	25,4	58,9

<sup>(1)</sup> Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólido ( $p \leq 0,05$ ).

Cuadro II. Suelo Lonquén. Comparación estadística del C-CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> ss<sup>-1</sup> entre los tratamientos según dosis de biosólido para los distintos tiempos de incubación.

Tiempo (Días de incubación)	Dosis		
	0	30	60
	-----Mg ha <sup>-1</sup> -----		
1	104,0a	216,0ab	328,0b
2	56,0a	80,0a	104,0a
5	30,4a	107,2ab	123,2b
8	30,0a	56,0b	76,0b
15	24,5a	52,3b	82,1c
22	15,3a	26,9b	38,5c
36	20,4a	30,2a	46,7b
50	17,6a	23,7ab	29,8b
58	8,3a	12,7a	7,7a
Desv st	29,5	63,4	95,6

Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólido ( $p \leq 0,05$ )

Cuadro III. Suelo Los Morros. Comparación estadística del C-CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> ss<sup>-1</sup> entre los tratamientos según dosis de biosólido para los distintos tiempos de incubación.

<b>Tiempo (Días de incubación)</b>	<b>Dosis</b>		
	<b>0</b>	<b>30</b>	<b>60</b>
		-----Mg ha <sup>-1</sup> -----	
1	232,0a	232,0a	456,0a
2	56,0a	88,0ab	136,0b
5	75,2a	129,6a	190,4b
8	36,0a	74,0b	94,0c
15	27,7a	77,9b	105,6b
22	15,3a	32,7b	48,0c
36	22,2a	35,6a	43,6 a
50	25,6a	23,7a	23,0a
58	11,6a	13,8a	19,3a
Desv st	69,1	68,4	136,7

Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólido ( $p \leq 0,05$ )

### APÉNDICE 3

Cuadro IV. Comparación estadística de los valores de C-CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup> ss<sup>-1</sup> acumulado emitidos al final del periodo incubación por los suelos Colina, Lonquén y Los Morros tratados con biosólido

Suelo	Dosis Mg ha <sup>-1</sup>		
	0	30	60
Colina	200,6a	349,1a	703,24b
Lonquén	306,5a	604,9b	836,3c
Los Morros	501,6a	707,2a	1115,9b

Letras distintas hacia la derecha indican diferencias significativas entre tratamientos según dosis de biosólido ( $p \leq 0,05$ )

## APÉNDICE 4

Valores de cinética de mineralización. Carbono total (Ct) medido mediante ensayo de incubación y carbono total simulado, mediante fórmula de cinética de mineralización. Los valores de emisión de CO<sub>2</sub> se reajustaron junto con los simulados.

Cuadro V. Carbono medido en incubación versus carbono mineralizado simulado.

Tiempo incubación (Días)	Ct medido			Ct simulado		
	0	30	Dosis Mg ha <sup>-1</sup> 60	0	30	60
<b>Suelo Colina</b>						
1	54	87	199	32	72	170
2	80	127	296	57	127	292
5	103	198	432	90	193	430
8	121	237	501	107	223	491
15	141	277	573	129	261	563
22	153	294	605	141	280	597
36	186	335	686	186	335	686
50	186	335	686	186	335	686
58	186	335	686	186	335	686
<b>Suelo Lonquén</b>						
1	98	218	328	144	234	323
2	160	296	432	169	292	404
5	209	403	555	216	422	588
8	229	460	631	234	473	661
15	256	513	714	253	527	739
22	269	542	751	262	549	771
36	284	586	825	283	585	824
50	284	586	825	284	586	825
58	284	586	825	284	586	825
<b>Suelo Los Morros</b>						
1	234	231	456	196	206	406
2	296	320	593	265	292	562
5	372	451	783	343	407	754
8	407	526	877	375	462	839
15	443	602	987	416	548	955
22	460	642	1035	438	602	1018
36	462	679	1077	462	679	1077
50	462	679	1077	462	679	1077
58	462	679	1077	462	679	1077

**APÉNDICE 5**

Límites de detección para los elementos traza medidos.

Cuadro VI. Límites de detección calculados para los distintos elementos traza metálicos.

Metales	Límite de detección mg/L
Fe	0,170
Cu	0,045
Mn	0,161
Zn	0,057
Cd	0,016
Cr	0,001
Ni	0,025
Pb	0,470



## ANEXO 1

Cuadro VII. Interpretación de Análisis Químicos INIA 2012.

Nutriente	Rango	Categoría
		Muy Bajo
	menor o igual a 5.5	
		Bajo
pH extracto saturado	5.5 – 6.5	Normal
Potenciometría	6.5 – 7.5	
	7.5 – 8.5	Alto
	igual o mayor a 8.5	Muy Alto
		Muy Bajo
	menor o igual a 0.5	
		Bajo
Conductividad extracto saturado dS/m	0.5 – 1.0	
	1.0 – 2.5	Normal
		Alto
Conductivimetría	2.5 – 4.0	
	igual o mayor a 4.0	Muy Alto
		Muy Bajo
	menor o igual a 5	
Cap. Interc. Catiónico (CIC)	5 – 10	Bajo
	11 – 19	Normal
Cmol(+) kg <sup>-1</sup>	20 – 29	Alto
	igual o mayor a 30	Muy Alto

## ANEXO 1 (Continuación)

Cuadro VIII. Interpretación de Análisis Químicos INIA 2012

Nutriente	Rango	Categoría
Materia Orgánica (%)	menor o igual a 5.0	
Combustión húmeda y titulación.	5.1 - 10.0	
	igual o mayor a 10.1	
	0 - 10.00	Muy Bajo
Nitrógeno disp. mg kg <sup>-1</sup>	nov-20	Bajo
Determ. Por inyección de flujo	21 - 35	Medio
	36 - 80	Alto
	más de 81	Muy Alto
	menor o igual a 50	Muy Bajo
Potasio disponible mg kg <sup>-1</sup>	50.1 - 100	Bajo
Acetato de amonio 1,0 M	100.1 - 180	Medio
determinación EEA	180.1 - 250	Alto
	igual o mayor a 250	Muy Alto
	menor o 5.0	Muy Bajo
Fósforo Olsen mg kg <sup>-1</sup>	5.1 - 10.0	Bajo
Extracción con bicarbonato de sodio 0,5M pH 8,5	10.1– 20.0	Medio
	20.1– 30.0	Alto
	igual o mayor a 30.1	Muy Alto