EFECTO DE LA ADICIÓN DE BIOSOLIDOS URBANOS Y DE SALMONICULTURA SOBRE LA GERMINACIÓN DE SEMILLAS DE LECHUGA (*Lactuca sativa* L.) EN UN SUELO PATAGÓNICO

José Celis^{1,2}, Marco Sandoval^{2,3}, Erick Zagal^{2,3}, Mario Briones¹

Departamento de Ciencias Pecuarias, Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Av. Vicente Méndez 595, Chillán. Correo electrónico: jcelis@udec.cl
 Centro de Investigación de Ecosistemas de la patagonia (CIEP), Portales 73, Coyhaique.

² Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Facultad de Agronomía, Universidad de Concepción, Av. Vicente Méndez 595, Chillán.

Effect of sewage sludge and salmon wastes applied to a Patagonian soil on lettuce (*Lactuca Sativa* L.) germination

Keywords: Salmon sludge, phytotoxicity, sewage sludge, organic fertilizer, biosolids

ABSTRACT

Biosolids from urban water and fish farming wastes have increased in the last years in Chile. It has generated the compulsory necessity to look for alternatives for its final disposition, in such a way that it do not constitute risk for the health and environment. In the present study the effects on germination of lettuce seeds ere analyzed as a result of the application of this type of organic biosolids in an Andic cryofluvents, Patagonian degraded soil. Biosolids were added into the soil, the treatments were: urban sewage sludge (BU), pisciculture waste (BP) and fish lake-farming waste (BL) at different inputs rates: 25, 50, 75, 100 and 150 Mg ha⁻¹. A control without addition was also included. Bioassays in lettuce (*Lactuca sativa* L.) were conducted for germination index (IG), length of the radicle and length of hypocotyl structure. The results indicated that there were significant differences (p< 0.05) among biosolids, where the highest values for IG, radicle length and hypocotyl length were for BL, followed by BP. On the contrary, BU always was below the control (although it showed an IG > 80%), where the rate of application of 150 Mg ha⁻¹ presented the smallest bioindicators values and no development of the hypocotyls structure was observed.

Palabras claves: residuos de salmonicultura, fitotoxicidad, lodo urbano, fertilizante orgánico, biosólidos

RESUMEN

Los biosólidos de las aguas domiciliarias y de la industria de la salmonicultura han aumentado notoriamente en los últimos años en Chile. Esto ha generado la urgente necesidad de buscar alternativas para su disposición final, de tal forma que no constituyan riesgo para la salud y el medioambiente. En el presente estudio se analizaron los efectos sobre la germinación de semillas de lechuga como consecuencia de la aplicación de este tipo de biosólidos orgánicos en un suelo Andic cryofluvents degradado patagónico. Los biosólidos se adicionaron al suelo, los tratamientos fueron: lodo urbano (BU), biosólido de piscicultura (BP) y biosólido de salmonicultura en lago (BL) a diferentes tasas: 25, 50, 75, 100 y 150 Mg ha⁻¹. Se usó un testigo, consistente en suelo sin adición. Los bioensayos en lechuga (*Lactuca sativa* L.) fueron el índice de germinación (IG), la longitud de la radícula y desarrollo del hipocotilo. Los resultados indicaron que existen diferencias significativas (p< 0.05) entre los biosólidos, donde los más altos valores de IG, crecimiento de radícula e hipocotilo fueron para BL, seguido por BP. Por el contrario, BU siempre estuvo por debajo del testigo (aunque con un IG > 80%), donde la tasa de aplicación de 150 Mg ha⁻¹ resultó con el menor valor bioindicador y el desarrollo del hipocotilo no fue observado.

INTRODUCCIÓN

Los biosólidos corresponden a lodos con gran cantidad de materia orgánica, nutrientes, microorganismos, metales pesados y agua. Las plantas de aguas residuales domiciliarias y las industrias de la salmonicultura producen grandes cantidades de estos desechos (Shober y Sims, 2003). Los biosólidos provenientes de las plantas depuradoras de aguas residuales, lodos también llamados urbanos, son acumulaciones de sólidos orgánicos sedimentables, separados de los distintos procesos de tratamiento de aguas (Cuevas et al., 2006). Los biosólidos de la industria salmonícola son desechos orgánicos que consisten principalmente en alimentos no consumidos por los peces y sus heces fecales, los cuales se acumulan en el fondo lacustre, bajo las jaulas de crianza intensiva de salmónidos (Teuber et al., 2004). En las últimas décadas ha aumentado notablemente la producción de lodos urbanos. En Chile, existían 94 plantas de tratamiento de aguas servidas y se espera que para el 2010 todas las aguas residuales sean depuradas en plantas de tratamiento (Tapia y González, 2005).

Actualmente se estima que se generan en Chile alrededor de 200 toneladas de lodos secos por día, y al final de la presente década se calcula que dicha cifra llegará a superar las 300 toneladas diarias. Por otra parte, la industria salmonera chilena ha pasado de una producción de 24 mil toneladas de salmónidos en 1990 a 495 mil toneladas en el 2003. Se estima que cada tonelada de salmón genera 1,4 toneladas de biosólidos (Salazar et al., 2005). Los biosólidos pueden constituir un riesgo a la salud, a los cultivos y a los ecosistemas del suelo y agua en general (Page y Chang, 1994; Mazzarino et al., 1997). Los bioensayos de toxicidad con semillas de especies vegetales permiten evaluar los efectos fitotóxicos de compuestos puros o mezclas complejas en proceso de germinación las semillas en el desarrollo V las plántulas durante los primeros de de crecimiento (Gariglio et al., 2002). De acuerdo con Zucconi et al. (1981), a través de pruebas de germinación se puede evaluar el efecto de la adición de lodo a suelos agrícolas, pues estos ensayos son indicadores confiables de la madurez del biosólido para ser aplicado al suelo. Experiencias desarrolladas por Wu et al.

(2000) han demostrado que la germinación de semillas de tomate disminuyó en un 33 % a 55 % cuando la concentración del biosólido aumentó. Durante el período de germinación ocurren numerosos procesos fisiológicos en los que la presencia de fitotóxicos, como Cu, Ni ó elementos Zn (Shober et al., 2003), puede interferir alterando la viabilidad de la semilla y el desarrollo normal de las plántulas (Sobrero y Ronco, 2004). Las semillas de lechuga (Lactuca sativa L.) son particularmente sensibles para estos bioensayos (Sobrero y Ronco, 2004). L. sativa es una especie indicadora del efecto de compuestos tóxicos y una buena acumuladora de metales pesados en sus tejidos (Schmidt, 1997). Esta especie es de fácil y rápida germinación, por lo que es posible desarrollar la prueba en pocos días.

Dado que no hay estudios, es urgente estudiar la disposición de biosólidos en la Región magallánica y sus efectos en la aplicación de suelos patagónicos chilenos. La Patagonia chilena comprende extenso territorio de aproximadamente 108.000 km², que representa el 24% del territorio de Chile continental. Esta región ha sido intervenida fuertemente, tanto que existen serios problemas de erosión hídrica y eólica, pérdida de fertilidad, desertificación, subdivisión predial expansión urbana (Pérez y González, 2001). Esto implica un enorme potencial de uso de suelos degradados que podrían ser destinados como reservorios para el reciclaje de estos residuos mediante algún uso agrícola.

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de diferentes dosis de biosólidos urbanos y de salmonicultura en un suelo patagónico de la XI región sobre la germinación de semillas de lechuga.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo

Las muestras del suelo estudiado, fueron obtenidas a 20 cm de profundidad y corresponden a un suelo patagónico de la XI Región. De acuerdo a las características climáticas y edáficas, podemos indicar en forma tentativa que estos suelos corresponden a un Andic cryofluvents (SERPLAC, 2005). Los muestreos de suelo se hicieron a 45°46'S y 72°07'W, en un sector perteneciente a Coyhaique Alto, cuya principal característica es que son suelos degradados con típica vegetación de coironales. Son suelos de textura franco arenosa, con pendientes suaves (<5%), 2,9% materia orgánica y densidad aparente 1.000 kg m⁻³. Algunas característica del suelo muestreado se presenta en Cuadro1. La zona del muestreo corresponde a la estepa fría, ubicada en la vertiente oriental de la cordillera de los Andes, hacia el límite con Argentina (Ahumada et al., 2001). Las escasas precipitaciones, son del orden de los 300 mm anuales, se reparten homogéneamente en el año, pero durante el invierno se manifiesta como nieve. En invierno, el mes más frío corresponde a julio con -3°C y el más cálido llega a superar los 10°C en verano (Gastó et al., 1993).

Biosólidos

Los biosólidos utilizados fueron de tres tipos: a) lodo urbano obtenido del tratamiento aeróbico de aguas residuales de la ciudad de Coyhaique, capital de la XI Región (BU); b) lodo de salmonicultura en tierra o piscicultura (BP), y c) lodo de salmonicultura en lago obtenido a 20 m de profundidad, bajo las jaulas de crianza (BL). En el Cuadro 1 se presentan algunas características químicas.

Cuadro 1: Características químicas del suelo (0-20 cm) y de los biosólidos, antes de la incubación.

Table 1: Chemical characteristics of soil (0-20 cm) and biosolids, before incubation.

Parámetro	Suelo	BU	BP	BL
pH	6,8	6,4	7,0	6,7
Materia orgánica (%)	2,9	48,4	20,7	18,3
N total (%)	0,05	0,82	0,30	0,25
N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)	3,8	4905,0	1687,5	730,0
P Olsen (mg kg ⁻¹)	3,2	1407,8	480,0	19,9
K disponible (mg kg ⁻¹)	414,3	3604,2	30,0	120,8
Suma de bases (cmol kg ⁻¹)	8,92	24,63	1,72	19,25
Al intercambio (cmol kg ⁻¹)	0,01	0,02	0,03	0,03
CICE (cmol kg ⁻¹)	8,93	24,65	1,74	19,28
Fe (mg kg ⁻¹)	9,1	4,4	6,2	11,0
Mn (mg kg ⁻¹)	0,3	1,2	0,6	2,5
Zn (mg kg ⁻¹)	0,5	6,1	4,0	0,7
Cu (mg kg ⁻¹)	0,6	1,0	7,3	1,4

SP (suelo patagónico); BU (lodo urbano); BP (biosólido de piscicultura); BL (biosólido de salmonicultura en lago).

Tratamientos

Las muestras de suelo y biosólidos fueron secadas a temperatura ambiente y luego tamizadas en malla de 2 mm. Posteriormente, se prepararon mezclas de 1 kg (base seca) equivalentes a las siguientes dosis: 25, 50, 75, 100 y 150 Mg ha⁻¹, las cuales se colocaron en bolsas de polietileno e incubaron por un período de 15 días, en cámara de crecimiento a temperatura de 25 ± 2°C y 60-70% de humedad a capacidad de campo. Los tratamientos fueron simbolizados anteponiendo a la dosis el símbolo del lodo usado (por ejemplo, BU25 correspondió a la aplicación de lodo urbano en 25 Mg ha⁻¹). También Se

incluyó un control, sin aplicación (T). Los tratamientos de las mezclas suelo y lodo incubados sirvieron para conducir los bioensayos de germinación, siguiendo la metodología descrita por Sobrero y Ronco (2004). Se colocó en una cápsula Petri un disco de papel filtro Whatmann Nº3, y de acuerdo al método de Zucconi et al. (1981) se procedió a embeber el papel filtro con 5 ml de un extracto 1:10 (50 g mezcla: 500 ml agua destilada) obtenido de cada tratamiento, por triplicado. Con la ayuda de una pinza, se colocaron cuidadosamente 20 semillas de lechuga, dejando espacio suficiente entre ellas para permitir la elongación de las radículas. Luego se taparon las cápsulas y se colocaron en bolsas de polietileno para evitar la pérdida de humedad. Dado que las semillas de lechuga requieren oscuridad para poder germinar, las cápsulas se cubrieron de la luz durante todo el período de ensayo. Enseguida las cápsulas se llevaron a una cámara de germinación donde se incubaron durante 120 h a una temperatura de 22 ± 2°C. Como control negativo que se refiere asegurar una buena germinación, se utilizó agua destilada. Para el control positivo que se refiere asegurar una inhibición total de la germinación, se usó una sal de Zn (II) como tóxico de referencia.

Evaluación del control positivo

Para el caso del control positivo, previo a la realización del ensayo definitivo, se realizó una prueba utilizando diluciones crecientes de Zn (II): 1; 0,1; 0,01; 0,001 y 0,0001 molar. Esto permitió establecer el intervalo de concentración para calcular la concentración letal de 50% (CL $_{50}$). Se utilizó el índice de germinación (IG) sugerido por Tiquia (2000), por tener la ventaja de que permite evaluar la toxicidad baja (que afecta el crecimiento de la raíz) y la toxicidad pesada (que afecta la germinación), a través de la expresión:

$$IG = \frac{GxL}{G_c x L_c} \times 100$$

donde IG es el índice de germinación (%), G es el promedio de semillas germinadas en la muestra, G_c es el promedio de semillas germinadas en el control negativo, L es el promedio de longitud de la radícula en la muestra (mm), y L_c es el promedio de longitud de la radícula en el control negativo (mm). El valor del IG puede variar entre 0 y superar el 100 %. Previo a retirar las plántulas de las cápsulas de Petri se realizó una observación detallada del estado general de las mismas

para detectar cualquier indicador de fitotoxicidad o de crecimiento anormal en las plántulas tratadas y en los controles (ápices radiculares con necrosis, pelos absorbentes poco desarrollados, necrosis en los cotiledones). Se registró el número de semillas que germinaron normalmente, considerando como criterio de germinación la aparición visible de la radícula. Para ello se consideró el estado de desarrollo mostrado en la Figura 1.

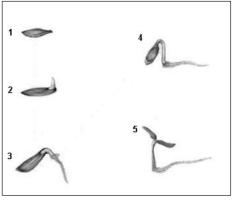


Figura 1: Distintos estados de desarrollo de la semilla de *Lactuca sativa* L. durante la germinación (Sobrero y Ronco, 2004).

Figure 1: Different growing states of *Lactuca sativa* L. seeds during germination (Sobrero and Ronco, 2004).

Para facilitar la medición de la radícula e hipocotilo, se procedió a congelar las cápsulas Petri una vez terminada la germinación. De esta manera, las plántulas descongeladas adquirieron una consistencia blanda, favoreciendo la medición. Enseguida se midió con un papel milimetrado la longitud de la radícula y del hipocotilo de cada una de las plántulas (Sobrero y Ronco, 2004).

Para la determinación de las características físicas y químicas de las muestras de suelo y de biosólidos, se usó la metodología de Sadzawka *et al.* (2006), mientras que para los biosólidos se usó la metodología correspondiente a muestras compostadas (Sadzawka *et al.*, 2005).

Análisis de los datos

Todos los datos fueron analizados mediante procedimiento estándar ANDEVA para un diseño estadístico completamente al azar. El efecto de las medias fue analizado mediante test de Tukey a niveles de confianza p< 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSION

En el período de incubación, el suelo modificó sus niveles en las mezclas biosólido/suelo, permitiendo completar las reacciones químicas (Cuadros 2, 3 y 4). En esta etapa, el principal efecto de la

incorporación de lodo permitió disminuir el Al, al igual que el K, ya que ambos decrecieron a medida que aumentó la dosis de lodo aplicado. Por el contrario, se incrementó el N, P, Zn, Cu, Fe y Mn. Además, el tratamiento BL mostró un aumento de la acidez al aumentar la dosis.

Los niveles de MO, N, P, K, Suma de bases, CICE y Zn fueron más altos en el lodo urbano. En el caso de la MO llegó a 48,4%, del N-NH₄ a 4.905 mg kg⁻¹, P a 1.408 mg kg⁻¹, Ka 3.604 mg kg⁻¹ y Zn a 6,1 mg kg⁻¹. En cambio, el biosólido de lago presentó los niveles más bajos de P y Zn, con 19,9 y 0,7 mg kg⁻¹, respectivamente.

Cuadro 2: Características químicas de los tratamientos con lodos urbanos aplicados al suelo Patagónico, a partir de las incubaciones en laboratorio (T es el control). **Table 2:** Chemical characteristics of the sewage sludge treatments applied to the

Table 2: Chemical characteristics of the sewage sludge treatments applied to the	ıe
Patagonian soil after incubations in laboratory (T as control).	

Característica	Т	BU25	BU50	BU75	BU100	BU150
pН	6,8	6,6	6,6	6,7	6,7	7,1
Materia orgánica (%)	2,6	2,6	2,8	3,1	2,9	3,2
N total (%)	0,12	0,14	0,17	0,18	0,18	0,19
N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)	25,4	274,0	1227,0	1415,6	1321,2	2197,5
P Olsen (mg kg ⁻¹)	4,7	8,4	13,0	15,4	20,4	28,1
K disponible (mg kg ⁻¹)	97,8	86,9	89,9	87,9	81,9	76,9
Suma de bases (cmol kg ⁻¹)	7,91	7.42	7.41	7.29	7.10	6.91
CICE (cmol kg ⁻¹)	7,97	7.43	7.42	7.29	7.11	6.93
Al (cmol kg ⁻¹)	0,06	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Fe (mg kg ⁻¹)	80,2	74,2	61,0	70,6	82,4	69,4
Mn (mg kg ⁻¹)	0,7	1,7	3,8	5,4	7,8	8,8
Zn (mg kg ⁻¹)	0,8	4,4	10,4	14,8	18,8	25,4
Cu (mg kg ⁻¹)	0,1	1,8	3,1	4,1	5,3	6,8

Cuadro 3: Características químicas de los tratamientos con lodos de piscicultura aplicados al suelo Patagónico, a partir de las incubaciones en laboratorio.

Table 3: Chemical characteristics of the pisciculture sludge treatments applied to the Patagonian soil after incubations in laboratory.

Característica	BP25	BP50	BP75	BP100	BP150
	(5	65	6.6	6.0	7.0
pH Materia orgánica (%)	6,5 2,7	6,5 2,6	6,6 2,7	6,8 3,23	7,2 2,6
N total (%)	0,14	0,16	0,16	0,16	0,18
N-NH ₄ (mg kg ⁻¹)	37,8	87,7	182,0	176,4	213,4
P Olsen (mg kg ⁻¹)	7,3	10,0	18,1	21,3	29,0
K disponible (mg kg ⁻¹)	90,9	87,9	83,9	81,9	83,9
Suma de bases (cmol kg ⁻¹)	7,47	7.23	7,66	7,63	7,63
CICE (cmol kg ⁻¹)	7,49	7,25	7,7	7,66	7,68
Al (cmol kg ⁻¹)	0,02	0,03	0,04	0,03	0,04
Fe (mg kg ⁻¹)	75,0	73,4	74,0	76,4	74,6
Mn (mg kg ⁻¹)	1,3	2,0	2,6	2,4	3,0
Zn (mg kg ⁻¹)	1,8	3,2	5,2	5,0	8,2
Cu (mg kg ⁻¹)	1,1	1,1	1,2	1,1	1,3

Cuadro 4: Características químicas de los tratamientos con lodos de salmonicultura en lago aplicados al suelo Patagónico, a partir de las incubaciones en laboratorio.

Table 4: Chemical characteristics of the lake salmon sludge treatments applied to the Patagonian soil after incubations in laboratory.

Característica	BL25	BL50	BL75	BL100	BL150
pН	6,4	6,3	6,3	6,2	6,2
Materia orgánica (%)	2,6	2,8	2,9	3,3	3,6
N total (%)	0,17	0,19	0,16	0,16	0,19
$N-NH_4$ (mg kg ⁻¹)	37,3	67,4	86,5	105,6	160,6
P Olsen (mg kg ⁻¹)	10,3	15,7	21,9	27,1	38,3
K disponible (mg kg ⁻¹)	97,8	92,9	87,9	84,9	77,9
Suma de bases (cmol kg ⁻¹)	8,50	8,00	8,08	7,87	8,4
CICE (cmol kg ⁻¹)	8,55	8,04	8,13	7,92	8,46
Al (cmol kg ⁻¹)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06
Fe (mg kg ⁻¹)	89,8	108,4	119,8	196,0	192,0
Mn (mg kg ⁻¹)	2,6	4,0	5,4	10,2	10,6
Zn (mg kg ⁻¹)	2,2	2,6	3,6	5,0	6,8
Cu (mg kg ⁻¹)	1,0	1,0	1,1	1,1	1,1

A través de la prueba de germinación se evaluó el efecto de la adición de biosólidos al suelo sobre el índice de germinación (IG) de semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). Este bioensayo es importante para determinar la madurez de los biosólidos y sus niveles de toxicidad sobre las semillas. La germinación debe estar por sobre el

50% para considerar que no produce efectos negativos sobre las plántulas (Sobrero y Ronco, 2004). Los resultados de la evaluación del control positivo se indican en la Figura 2, donde se aprecia que una concentración igual a 0,001 molar de Zn (II) es suficiente para producir una inhibición cercana al 50% de las semillas.

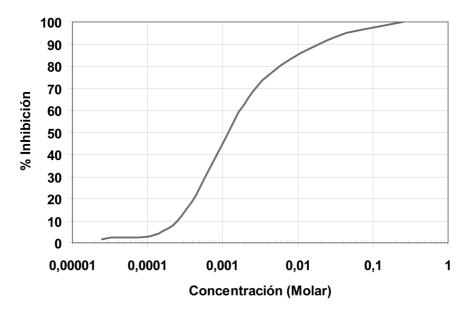


Figura 2: Porcentaje de inhibición de la germinación de semillas de lechuga ante distintas concentraciones del tóxico Zn (II).

Figure 2: Germination inhibition percentage of lettuce seeds under different concentrations of the toxic Zn (II).

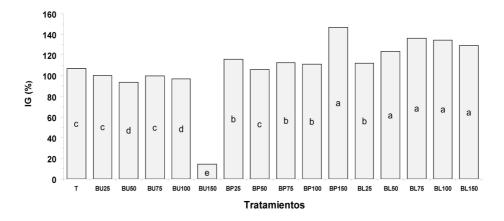


Figura 3: Índice de germinación de semillas de lechuga en suelo Patagónico ante distintos tratamientos. Letras distintas indican diferencias significativas (p< 0,05).

Figure 3: Germination index obtained for lettuce seeds in a Patagonian soil under different treatments. Different letters indicate significant differences at p < 0.05.

En la Figura 3 se presentan los resultados de las pruebas de germinación realizados con los distintos tratamientos. En general, se pudo observar un efecto beneficioso de la adición de biosólidos al suelo Patagónico. En todos los tratamientos estudiados el IG fue superior al 80%, límite superior al cual el material no presenta fitotoxicidad, exceptuando el tratamiento BU150 (150 Mg ha⁻¹). En efecto, en una dosis de 150 Mg ha⁻¹, el lodo urbano presentó un IG igual a

14,4%; esto es menor al 50%, límite inferior considerado como de alta fitotoxicidad (Emino y Warman, 2004). En contraste, el valor promedio más alto de IG entre los tratamientos estuvo dado para el biosólido de salmonicultura de lago (BL) con 127%, seguido de biosólido de piscicultura (BP) con 118,4% y lodo urbano (BU) con 80,9%. El efecto negativo observado con el tratamiento BU150 se atribuye a los mayores niveles de Zn y Cu alcanzados en

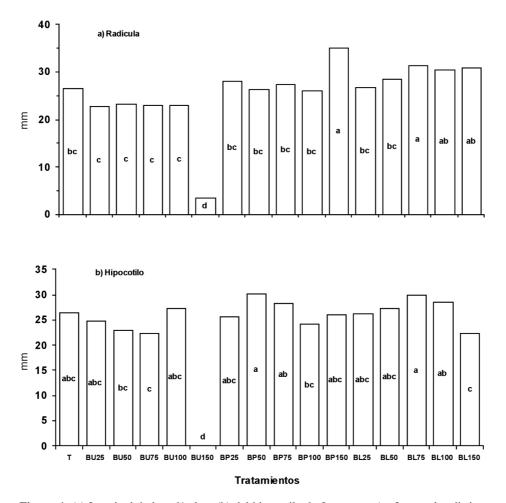


Figura 4: (a) Longitud de la radícula y (b) del hipocotilo de *Lactuca sativa* L, para los distintos tratamientos aplicados. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05). **Figure 4:** Radicle (a) and hypocotyl (b) length of *Lactuca sativa* L, as related to different treatments applied. Different letters indicate significant differences at p<0.05.

la mezcla lodo/suelo, elementos que son considerados tóxicos para las semillas (Page y Chang, 1994). Las concentraciones de Zn alcanzaron 25,4 mg kg-1 y de Cu 6,8 mg kg-1. A esto se agrega los elevados niveles de amonio (2.198 mg kg⁻¹) alcanzados. Los antecedentes en la literatura demuestran que el amonio en altas dosis es perjudicial para las semillas (Bennet y Adams, 1970; Olsthoorn et al., 1991). Esto concuerda con los resultados de Wu et al. (2000), quienes encontraron que la germinación de las semillas es inhibida a medida que aumenta la concentración del biosólido, debido a sus altos contenidos de nutrientes. Los mayores valores de IG de las semillas de L. sativa correspondieron a los biosólidos de salmonicultura por sobre el lodo urbano. Como se aprecia, no hubo diferencias significativas entre los tratamientos BL50, BL75, BL100 y BL150, indicando con ello que los aumentos progresivos de la mezcla biosólido/suelo no presentaron ningún efecto negativo sobre el IG.

En la Figura 4 se presentan los resultados del crecimiento de la radícula y el hipocotilo. Se puede ver que en las aplicaciones de lodo urbano (BU) y lodos de piscicultura (BP) y de salmonicultura lacustre (BL) no producen un efecto significativamente adverso en el crecimiento tanto de la radícula como del hipocotilo a medida que se incrementa la dosis desde 25 a 100 Mg ha-1. Sin embargo, al aumentar la dosis de BU a 150 Mg ha-1 (BU150) se observó que las semillas presentaron radículas pequeñas y no llegaron a desarrollar hipocotilo. Por el contrario, los biosólidos BL tuvieron un efecto positivo sobre el desarrollo de la radícula e hipocotilo, incrementándose a partir de las dosis de 75 Mg ha⁻¹, con la salvedad de que el crecimiento del hipocotilo se vio afectado estadísticamente (p< 0,05) en dosis de 150 Mg ha⁻¹. No hubo diferencias significativas entre los

distintos tratamientos de biosólidos BP, con excepción de la dosis 150 Mg ha⁻¹, donde se registró un mayor crecimiento de la radícula.

CONCLUSIONES

Las aplicaciones de biosólidos al suelo patagónico incrementaron los niveles de N, P, Zn, Cu, Fe y Mn, en relación directa con el aumento de la dosis de biosólido aplicada. Esto se debió a los altos niveles de nutrientes en los biosólidos y al proceso de incubación en las mezclas biosólido/ suelo. A la inversa, en esta etapa de mineralización, el Al y el K disminuyeron ante cambios crecientes de la dosis de lodo aplicados al suelo.

El biosólido de salmonicultura en lago fue el que mejor respuesta presentó en las pruebas de bioensayo con *Lactuca sativa* L. En ese orden le siguió el biosólido de piscicultura. Por el contrario, el lodo urbano fue el que presentó menor índice de germinación, menor crecimiento de la radícula y más pobre desarrollo del hipocotilo, especialmente cuando las dosis de lodo aplicado al suelo alcanzaron los 150 Mg ha⁻¹. Coincidentemente, a este nivel de aplicación del lodo se presentaron las mayores concentraciones de NH₄, Cu y Zn, conocidos por ser fitotóxicos para las semillas.

La sensibilidad de la lechuga (*Lactuca sativa* L.) en las pruebas de germinación de este estudio, y los antecedentes registrados en la literatura que indican que esta especie es una buena acumuladora de metales pesados, podrían limitar las tasas de aplicación de biosólidos al suelo. No obstante, una simple regulación ambiental para este tipo de enmiendas necesita fundamentarse en un mayor entendimiento respecto del complejo fenómeno lodosuelo-planta.

AGRADECIMIENTOS

Investigación financiada por proyecto 205.153.017-1SP de la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción. También es una contribución del Centro de Investigación de Ecosistemas de la Patagonia (CIEP). Agradecemos a los evaluadores anónimos que hicieron posible mejorar el manuscrito original.

BIBLIOGRAFIA

- AHUMADA, M., CRUCES, P., CERDA, J., SILVA, F. 2001. Sugerencias para el uso apropiado de praderas de Aysén. Departamento de Protección de los Recursos naturales Renovables, Servicio Agrícola y Ganadero, Región de Aysén, Boletín No. 15. 40 p.
- BENNET, A., ADAMS, F. 1970. Calcium deficiency and ammonia toxicity as separate causal factors of (NH₄)₂HPO₄ injury to seedlings. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34: 255-262.
- CUEVAS, J., SEGUEL, O., ELLIES, A., DÖRNER, J. 2006. Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencia a la adición de lodos urbanos. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal 6 (2): 1-12.
- EMINO, E., WARMAN, P. 2004. Biological assay for compost quality. Compost Science & Utilization 12 (4): 342-348.
- GARIGLIO, N., BUYATTE, M., PILATTI, R., GONZALEZ ROSSIA, D., ACOSTA, M. 2002. Use of a germination bioassay to test compost maturity of willow (Salix sp.) Sawdust. New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science 30 (2):135-139.

- GASTÓ, J., COSIO, F., CANARIO, D. 1993. Clasificación de ecorregiones y determinación de sitio y condición manual de aplicación de municipios y predios rurales. Red de Pastizales Andinos, Quito, Ecuador. 254 p.
- MAZZARINO, M., WALTER, I., COSTA, G., LAOS, F., ROSELLI, L., SATTI, P. 1997. Plant response to fish farming wastes in volcanic soils. Journal of Environmental Quality 26: 522-528.
- OLSTHOORN, A., KELTJENS, W., VAN BAREN, B., HOPMAN, M. 1991. Influence of ammonium on fine root development and rhizosphere pH of Douglas-fir seedlings in sand. Plant and Soil 133: 75-81.
- PAGE, A.L., CHANG, A.C. 1994. Overview of the past 25 years: Technical perspective. p. 3-6. In C.E. Clapp *et al.* (ed.) Sewage sludge: Land Utilization and the Environment. ASA, CSSA & SSSA, Madison, WI.
- SALAZAR, F., ALFARO, M., TEUBER, N., SALDAÑA, R. 2005. Uso de lodos de la industria salmonera en suelos agrícolas. Tierra Adentro 60: 35-37, Santiago, Chile.
- SADZAWKA, A., CARRASCO, M., GREZ, R., MORA, M. 2005. Métodos de análisis de compost. Centro Regional de Investigación La Platina, Serie N°34, Santiago, Chile. 142p.
- SADZAWKA, A., CARRASCO, M., GREZ, R., MORA, M., FLORES, H., NEAMAN, A. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Centro Regional de Investigación La Platina, Serie N°30, Santiago, Chile. 164 p.

- SCHMIDT, J.P. 1997. Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land-applied sewage sludge. Journal of Environmental Quality 26: 4-10.
- SERPLAC. 2005. Plan regional de ordenamiento territorial: Región de Aysén. Gobierno Regional de Aysén, Departamento de Planificación, Regional y Coordinación Territorial, Coyhaique. 76 p.
- SHOBER, A.L., SIMS, J.T. 2003. Phosphorus restrictions for land application of biosólidos: current status and future trends. Journal of Environmental Quality 32: 1955-1964.
- SHOBER, A., STEHOUWER, R. MACNEAL, K. 2003. On-farm assessment of biosolids effects on soil and crop tissue quality. Journal of Environmental Quality 32: 1873-1880.
- SNYMAN, H., DE JONG, J., AVELING, T. 1998. The stabilization of sewage sludge applied to agricultural land and the effects on maize seedlings. Wat. Sci. Tech. 38: 87-95.
- SOBRERO, M.C., RONCO, A. 2004. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (Lactuca sativa L.). p: 71-79. En: Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas, G. Castillo, Ed., Ottawa, Canadá.

- TAPIA, F., GONZÁLEZ, S. 2005. Lodos de plantas depuradoras de aguas servidas, su valor como fertilizante en cultivos anuales. Tierra Adentro 60: 10-13, Santiago, Chile.
- TEUBER, N., SALAZAR, F., VALDEVENITO,
 A. 2004. Respuesta del cultivo de
 papa y efecto residual en ballica anual
 a la incorporación de diferentes dosis
 de lodo proveniente de la producción
 intensiva de salmonídeos. p. 207-215. En:
 Residuos Orgánicos y su Uso en sistemas
 Agroforestales, Sociedad Chilena de
 la Ciencia del Suelo, Boletín No. 20,
 Temuco, Chile.
- TIQUIA, S.M. 2000. Evaluating phytotoxicity of pig manure from the pig on litter system. p: 625-647. In: Proceedings of the International Composting Symposium, P.R. Warman & B.R. Taylor, Ed., CBA Press Inc., Truro, NS.
- WU, L., MA, L., MARTINEZ, G. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. Journal of Environmental Quality 29: 424-429.
- ZUCCONI, F., PERAM, A., FORTE, M., DE BERTOLIDI, M. 1981. Evaluating toxicity of inmature compost. Biocycle 22: 54-56.