

EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE LODOS DE AGUAS RESIDUALES AL SUELO EN LA PERSISTENCIA DEL HERBICIDA LINURON EN CONDICIONES DE CAMPO

M.S. Rodríguez-Cruz¹, M.S. Andrades², M.J. Sánchez-Martín¹ y M. Sánchez-Camazano¹

¹Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, CSIC. Apdo. 257. 37071 Salamanca.

²Dpto Agricultura y Alimentación. Universidad de La Rioja. Madre de Dios, 51. 26006 Logroño. mjesusm@usal.es

RESUMEN. Se estudia la influencia de la aplicación al suelo de dos lodos de depuradora de distinta procedencia en el comportamiento del herbicida linuron. Se determinó la velocidad de disipación del herbicida en el campo y su distribución en el perfil del suelo a diferentes periodos de tiempo. El estudio se realizó en parcelas de experimentación de 9 m² situadas en un suelo franco arenoso. Los lodos se añadieron en dosis de 40 t/ha y 100 t/ha. En cada parcela se tomaron muestras superficiales de suelo periódicamente durante 12 meses después de la aplicación del herbicida. Además se tomaron pequeñas columnas de suelos de 0-50cm (después de 6 meses) y de 0-100 cm (después de 12 meses) y se estudió la presencia y/o distribución del herbicida y sus metabolitos. De acuerdo con la cinética de desaparición de linuron las constantes de velocidad de disipación fueron menores en el suelo de las parcelas enmendadas con lodos (0.0121-0.0256) que en el suelo natural (0.0270). El perfil de distribución del herbicida en las columnas indicó su presencia en el suelo de todas las parcelas después de 6 meses de tratamiento disminuyendo la concentración del herbicida en profundidad hasta <0.1 mg/Kg de suelo a 50 cm. Después de 12 meses de tratamiento sólo se encontraron residuos del herbicida (<0.08 mg/Kg) en las columnas de suelo de las parcelas tratadas con lodos. El metabolito 3,4-dicloroanilina fue el único metabolito encontrado en las columnas de suelos.

ABSTRACT. The effect of the application to soils of two sewage sludges on the behaviour of the herbicide linuron has been studied. The rate of dissipation of the herbicide in the field and its distribution in the soil profile at different periods of time were determined. The study was carried out on 9m² plots located on a loamy sandy soil. These sludges were loaded at a dose of 40t/ha and 100t/ha. At each plot, samples were collected periodically over 12 months after herbicide application. Additionally, small soil columns of 0-50 cm (after 6 months) and 0-100 cm (after 12 months) were collected, studying the presence and/or distribution of the herbicide and its metabolites. According to the disappearance kinetics of linuron the dissipation rate constants were lower in the soil from the plots amended with sludges (0.0121-0.0256) than in the natural soil

(0.0270). The distribution profile of the herbicide in the columns indicated its presence in the soils from all the plots after 6 months of treatment, the concentration of the herbicide decreasing to <0.1 mg/Kg soil at a depth of 50 cm. After 12 months of treatment, only residues of the herbicide were found (<0.08 mg/kg) in the soil columns from the plots treated with sludges. 3,4 dichloroaniline was the metabolite most frequently found in the soil columns.

1. Introducción

La utilización de lodos urbanos generados en las estaciones depuradoras de aguas residuales al suelo como una enmienda en agricultura se considera actualmente como uno de los destinos más viables para estos materiales, siempre que cumplan los requisitos legales relativos a su contenido en metales pesados y otros contaminantes orgánicos. Las estimaciones realizadas en el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006 (Ministerio Medio Ambiente, 2001) indican que en el año 2005 podrían llegar a producirse 1500000t de materia seca procedente de estos lodos por lo que se considera que la opción más sostenible sería el reciclaje de nutrientes y materia orgánica mediante su aplicación al suelo. Sin embargo, la materia orgánica procedente de estos materiales puede modificar el comportamiento de los pesticidas aplicados en el suelo ya que como es sabido su presencia influye en la adsorción, degradación y lavado de estos compuestos en el suelo (Clapp et al., 2001). Estudios sobre la influencia de diferentes materiales orgánicos adicionados al suelo como enmiendas en estos procesos han sido llevados a cabo generalmente en laboratorio (Guo et al., 1991; Arienzo et al., 1994; Barriuso et al., 1997; Cox et al., 2001; Perrin-Garnier et al., 2001) siendo menos frecuente la realización de estos estudios en condiciones de campo (Barriuso et al., 1995; Graber et al., 2001).

Linuron es un herbicida derivado de las fenilureas que se utiliza frecuentemente en diferentes tipos de cultivos. Su persistencia en el suelo es variable dependiendo de las

características del suelo y de las condiciones ambientales bajo las que se aplica (Maier-Bode y Hartel, 1981; Walker y Welch, 1991). Estudios sobre su adsorción y movilidad en el suelo han mostrado que la materia orgánica es el parámetro principalmente implicado en estos procesos (Sánchez-Camazano et al., 2000). También se han llevado a cabo estudios sobre la influencia de algunas enmiendas orgánicas como compost de residuos sólidos urbanos y turba en su adsorción (Iglesias-Jiménez et al., 1997) o en su degradación (Rodríguez-Cruz et al., 2001).

En este trabajo se estudia la influencia de la aplicación al suelo de dos lodos de depuradoras de distinta procedencia en el comportamiento del herbicida linuron. Se determinó la velocidad de disipación del herbicida en el campo y su distribución en el perfil del suelo a diferentes periodos de tiempo.

2. Material y métodos

2.1. Parcelas experimentales

Los experimentos de campo se llevaron a cabo en la finca Muñovela del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca en un suelo franco arenoso. El esquema del experimento consta de tres repeticiones de cada uno de los tratamientos a estudiar. El tamaño de las parcelas fue de 3x3 m² y la distribución de los distintos tratamientos se ajustó a un diseño de bloques al azar. El experimento fue iniciado en el mes de junio de 2001 y las parcelas se mantuvieron sin cultivar. Las condiciones climáticas después de la aplicación del herbicida (mes de julio) fueron temperaturas medias 30.5°C (máxima) y 12.5°C (mínima) y precipitaciones bajas (32.6 L/m²), sin embargo el suelo se mantuvo a una humedad apropiada mediante la aplicación de riegos semanales de 20 L/m² durante los 3 primeros meses. En total las parcelas recibieron una cantidad de agua de 450 L/m² en forma de riego y/o lluvia. Las características del suelo sin enmendar y enmendado se incluyen en la Tabla 1.

Tabla 1. Características del suelo de las parcelas experimentales

Profundidad (cm)	Textura %	pH	MO %	Arena %	Limo %	Arcilla %
0-10	Franco Arenosa	6.8	1.22	78.3	5.2	16.5
10-20	Franco Arenosa	6.7	0.93	79.4	9.4	11.2
20-30	Franco Arenosa	6.7	0.73	71.6	9.0	19.4
30-40	Franco Arcillo Arenosa	6.7	0.49	53.4	12.0	34.6
40-50	Franco Arcillo Arenosa	6.7	0.43	56.2	11.7	32.4

2.2. Lodos de aguas residuales

Se utilizaron dos tipos de lodos procedentes de depuradoras de la provincia de Salamanca (L1 y L2). L1 es

un lodo procedente de residuos domésticos sometido a un tratamiento anaerobio de estabilización y L2 es un lodo procedente de residuos de industrias agroalimentarias sometido a un procedimiento de estabilización aerobio. Se aplicaron en dosis de 40 t/ha (a) y 100 t/ha (b) excepto en las parcelas control. Estos materiales fueron incorporados manualmente en los primeros centímetros de suelo tal como fueron recogidos en la depuradora, es decir sin ningún tratamiento posterior. En la Tabla 2 se incluyen algunas características de los lodos (referidas a peso seco) y de los suelos enmendados con los lodos.

2.3. Linuron

El herbicida fue añadido al suelo después de un periodo corto de acondicionamiento de los lodos en el suelo en dos cantidades 3 Kg/ha y 15 Kg/ha en forma de la formulación comercial Afolan (450 g/L de ingrediente activo). Se tomaron muestras superficiales de suelo (0-5 cm) periódicamente durante 12 meses, 0, 4, 7, 15, 30, 60, 90, 150, 210 y 365 días después de la aplicación de linuron. También se tomaron columnas de suelo con ayuda de una barrena manual cilíndrica de 50 mm de diámetro a las profundidades de 0-50 cm después de 6 meses y de 0-100 cm después de 12 meses de la aplicación del herbicida. En cada fecha se tomaron 5 muestras de suelo de cada parcela y se mezclaron, después de tamizadas (<2mm) se mantuvieron a -18°C hasta su análisis.

Linuron fue extraído por triplicado desde muestras de 5g agitadas a 20°C en 10 mL de metanol durante 24 h. La desviación estándar de los resultados obtenidos fue siempre <5%. La concentración de linuron y sus metabolitos en la solución de metanol fue determinada por HPLC por el método descrito por Sánchez-Martin et al. (1996) para determinación de linuron. El aparato usado fue un cromatógrafo Waters (Water Assoc., Milford, USA) equipado con un detector de fotodiodos modelo 996. Los límites de detección del linuron y sus metabolitos fueron 0.010 µg/mL. La eficiencia de extracción medida previamente en muestras de suelo de las distintas parcelas contaminadas con distintas concentraciones de linuron fue >90%.

Linuron (pureza técnica>99%) fue suministrado por Riedel de Häen (Hannover, Alemania) y los metabolitos N-(3,4-diclorofenil-N'-metil-urea) (M1), N-(3,4-diclorofenil-N'-metoxi-urea) (M2), N-(3,4-diclorofenil-urea) (M3), y 3,4-dicloro-anilina (M4) (pureza técnica>98%) fueron suministrados por AgrEvo (Valencia, España). Linuron es un compuesto sólido con una solubilidad en agua de 81 mg/L y un Kow de 1010 (Tomlin, 1995).

2.4. Adsorción-desorción de linuron por suelos de las parcelas en laboratorio

Se obtuvieron isotermas de adsorción de linuron por el suelo de las parcelas no enmendadas y enmendadas, previamente a la aplicación del herbicida, mediante la técnica batch de equilibrio. Se trataron por duplicado

muestras de 5g de suelo (<2mm) con soluciones acuosas de 10 mL del herbicida de concentraciones 5, 10, 15, 20 y 25 µg/mL. Las suspensiones se agitaron intermitentemente a 20°C durante 24 h en cámara termostatizada (2 h cada 4 h).

Posteriormente se centrifugaron a 5000g durante 15 min y se determinó la concentración de equilibrio por el método indicado en el apartado anterior.

Tabla 2. Características seleccionadas de los lodos utilizados y del suelo de las parcelas enmendadas con distintas dosis de lodos (a: 40 t/ha; b:100 t/ha).

Muestras	pH	MO*%	Materia seca %	N*%	C/N	Cd* µg/g	Cr* µg/g	Cu* µg/g	Ni* µg/g	Pb* µg/g	Zn* µg/g
L1	6.6	40.6	22.2	1.57	15	3.94	39.9	193	41.3	240	1124
L2	5.7	90.1	25.8	1.66	28.5	2.78	21.5	90.4	49.9	47.6	497
S-L1a	6.9	2.17									
S-L1b	7.0	3.82									
S-L2a	7.0	2.61									
S-L2b	7.2	4.16									

La cantidad de pesticida adsorbido se consideró la diferencia entre la inicialmente presente en solución y la remanente en solución después del equilibrio con el suelo.

La desorción del herbicida se estudió en muestras de suelos tratadas inicialmente con solución de 25 µg/mL de linuron durante el estudio de la adsorción. Después de alcanzar el equilibrio de adsorción se removieron 5 mL de la solución de equilibrio y se reemplazaron por 5 mL de agua. Las muestras resuspendidas se agitaron de nuevo durante 24h a 20°C, posteriormente las suspensiones se centrifugaron y el pesticida desorbido se midió como indicado anteriormente. Este proceso de desorción fue repetido cuatro veces para cada suelo. La cantidad de compuesto adsorbido por el suelo en cada etapa de desorción fue calculado como la diferencia entre la cantidad inicial adsorbida y la cantidad desorbida.

3. Resultados y discusión

3.1. Adsorción-desorción de linuron por suelos de las parcelas experimentales en laboratorio

En la Figura 1 se muestran las isothermas de adsorción-desorción de linuron por el suelo de las parcelas no enmendadas (S), y enmendadas con diferentes dosis de lodos (S-L1a, S-L1b, S-L2a, S-L2b). Todas las isothermas obtenidas se ajustan a la ecuación de Freundlich ($C_s = K_f C_e^{n_f}$) con valores de $r > 0.95$. A partir de la forma lineal de esta ecuación se calculan las constantes K_f y n_f o K_{fd} y n_{fd} características de la adsorción o de la desorción de linuron por los suelos. Los valores de estas constantes incluidas en la Tabla 3 indican un aumento de adsorción del herbicida por el suelo enmendado con los lodos respecto al suelo sin enmendar. El aumento es mayor en los suelos enmendados con la dosis más elevada para los dos tipos de lodos y en los suelos enmendados con la dosis más baja, la adsorción por el suelo enmendado con el lodo L2 es mayor. Los resultados obtenidos están de acuerdo con distintos autores (Maier-Bode y Hartel, 1981; Sánchez-Camazano et al., 2000) que han indicado la influencia de la materia orgánica en la adsorción de linuron por suelos ya que la adición de los lodos al suelo origina

un aumento del contenido en materia orgánica de los mismos (Tabla 2).

Las constantes de desorción K_{fd} son también más elevadas en los suelos enmendados con los lodos indicando un cierto grado de irreversibilidad de la adsorción del herbicida aunque los coeficientes de histéresis H (n_f/n_{fd}) que se consideran como una medida de la irreversibilidad de la adsorción, no fueron muy elevados en ningún caso. El valor más bajo de H se obtuvo en el suelo enmendado con la dosis más alta del lodo L2.

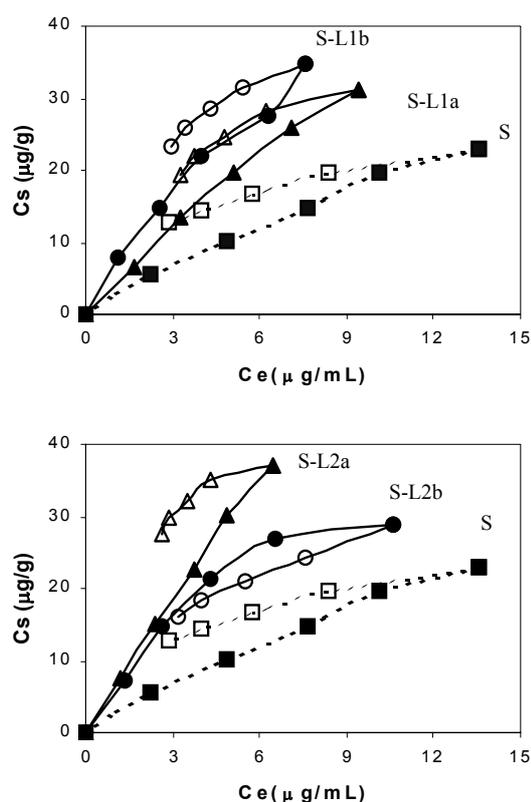


Fig 1. Isothermas de adsorción-desorción de linuron por suelo de las parcelas no enmendadas y enmendadas con dosis de lodos diferentes (símbolos vacíos corresponden a adsorción y símbolos llenos a desorción).

Tabla 3. Constantes de Freundlich para la adsorción (K_f , n_f) y para la desorción (K_{fd} , n_{fd}) de linuron en el suelo de las parcelas no enmendadas y enmendadas con dosis de lodos diferentes ($a = 40$ t/ha y $b = 100$ t/ha) y coeficientes de histéresis.

Muestras	K_f	n_f	K_{fd}	n_{fd}	H
Suelo (S)	2.97	0.79	8.46	0.39	2.03
S - L1a	4.38	0.90	11.9	0.44	2.05
S - L1b	7.09	0.77	15.1	0.42	1.83
S - L2a	6.71	0.93	21.4	0.31	3.00
S - L2b	7.05	0.67	9.30	0.48	1.40

3.2. Disipación de linuron en campo

La Figura 2 muestra la evolución de las cantidades de linuron en el suelo de las parcelas sin enmendar y enmendado con los distintos lodos determinadas a partir de la concentración de linuron en los extractos de suelo en metanol. Se consideró la cantidad de herbicida encontrada en las muestras tomadas inmediatamente después de su aplicación, como referencia de la cantidad aplicada. Después de 15 días de la aplicación del herbicida se encontró un porcentaje de linuron disipado entre 55% y 70% en el suelo de las distintas parcelas dependiendo de la naturaleza de los lodos adicionados e independiente de la cantidad de linuron aplicado. Estos porcentajes aumentaron hasta 90-95% en los suelos enmendados y >98% en el suelo sin tratar después de 6 meses de tratamiento y llegan a alcanzar prácticamente el 100% después de un año de tratamiento.

Las cantidades de linuron encontradas en las distintas parcelas siguen ecuaciones cinéticas de primer orden a partir de las cuales puede determinarse la constante de velocidad K y la vida media $DT50$ de degradación del linuron. En la Tabla 4 se indican los valores de K y $DT50$ correspondientes a la degradación de linuron aplicado en cantidades de 3 Kg/ha y 15 Kg/ha en suelos de las parcelas no enmendadas y enmendadas con distintas dosis de los lodos residuales.

Tabla 4. Constantes de velocidad (K) y vida media $DT50$ para la degradación de linuron en suelo de parcelas no enmendadas y enmendadas con dosis de lodos diferentes.

Muestras	Linuron aplicado 3 Kg/ha		Linuron aplicado 15 Kg/ha	
	$K(d^{-1})$	$DT50(d)$	$K(d^{-1})$	$DT50(d)$
Suelo (S)	0.0270	25.6	0.0174	39.9
S-L1a	0.0256	27.1	0.0154	44.9
S-L1b	0.0158	43.8	0.0134	51.7
S-L2a	0.0121	57.2	0.0156	44.5
S-L2b	0.0124	56.1	0.0152	45.4

De acuerdo con la cinética de desaparición de linuron durante un año, las constantes de velocidad de disipación fueron ligeramente menores en el suelo de las parcelas enmendadas con lodos ($0.0121 d^{-1} - 0.0256 d^{-1}$) que en el suelo natural ($0.0270 d^{-1}$) cuando la aplicación de linuron es 3 Kg/ha.

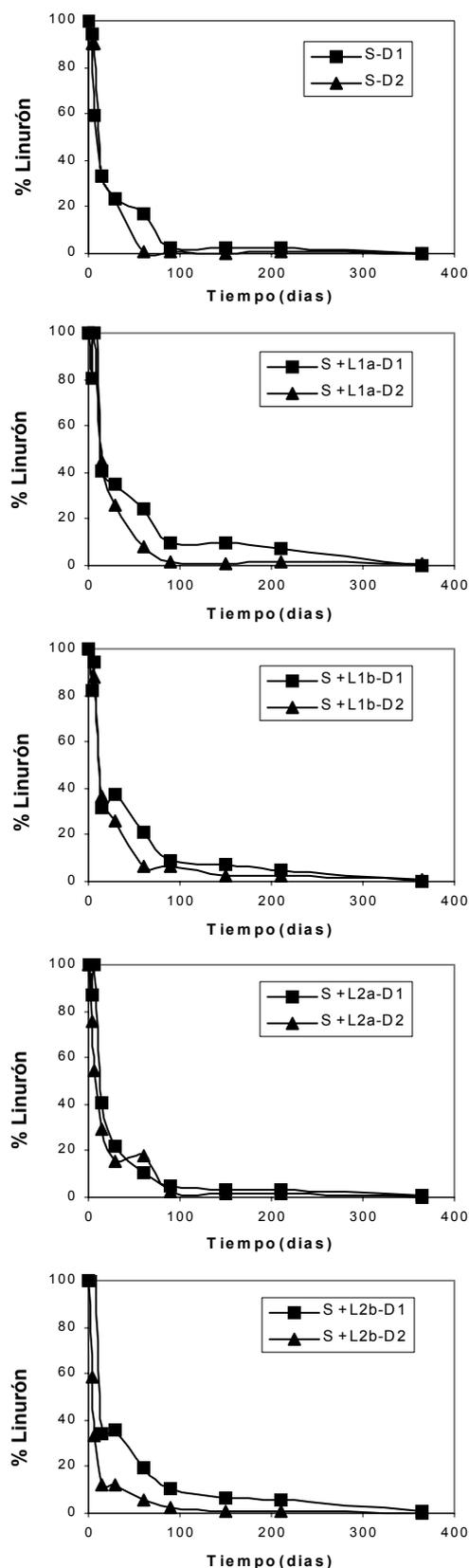


Fig. 2. Cinéticas de degradación de linuron en suelos de parcelas no enmendadas y enmendadas con distintas dosis de lodos (Linuron aplicado 3 Kg/ha (D1) y 12 Kg/ha (D2)).

Los valores de DT50 de linuron en el suelo sin enmendar es 25.6 d y aumenta a 27.1d y 43.8d en el suelo enmendado con las dos dosis de L1 y a 57.2 d y 56.1 d en el suelo enmendado con las dos dosis de L2. Los efectos son similares cuando el linuron se aplica en mayor cantidad aunque los valores de DT50, en general, aumentan. Estos valores de DT50 son muy similares a los encontrados por Rodríguez-Cruz et al. (2001) en un suelo enmendado con compost de residuos sólidos urbanos (CRU) llevado a cabo en condiciones controladas de laboratorio, sin embargo son mucho más bajos que los encontrados en el mismo estudio cuando el suelo fue enmendado con turba, ácido húmico o surfactantes.

Los resultados indican un aumento de la persistencia de linuron en el suelo en presencia de los lodos residuales, el aumento es mayor en presencia de L2 y solo en presencia de L1 se observa la influencia del incremento de la dosis de enmienda. La mayor o menor persistencia puede estar relacionada con la mayor o menor adsorción-desorción de linuron en los suelos de las parcelas de acuerdo con los valores de las constantes de adsorción y de desorción de linuron por el suelo de las distintas parcelas indicadas en la Tabla 3.

Se comprobó en las muestras tomadas a los distintos tiempos si en la desaparición del linuron tenía lugar la formación de alguno de los productos de transformación de linuron (M1, M2, M3 y M4) originados como consecuencia de su degradación. Únicamente se detectó la presencia de los metabolitos M2 y M4 en cantidades $<0.2 \mu\text{g/g}$ en el suelo tratado con el lodo L2 a la dosis de 100 t/ha inicialmente, después de la aplicación del herbicida en cantidad de 15 Kg/ha. Estos metabolitos han sido descritos como productos de degradación microbiológica de linuron (Maier-Bode y Härtel, 1981) y M4 puede ser también atribuido a una degradación química del herbicida. Ambos mecanismos de degradación de linuron también han sido descritos por Rodríguez-Cruz et al. (2001). La ausencia de metabolitos parece indicar la pérdida del herbicida por mineralización microbiológica más rápida en el suelo natural donde la adsorción del compuesto es menor.

El perfil de distribución de linuron en el suelo de las distintas parcelas se muestra en las Figura 3A (0-50cm) y Figura 3B (0-100cm), respectivamente. Este perfil indicó la presencia de linuron en el suelo de todas las parcelas después de 6 meses de la aplicación del herbicida (3 Kg/ha). La concentración máxima se encontró siempre en el tramo 0-10, en el suelo sin enmendar fue 0.06 mg/Kg y en el suelo de las parcelas enmendadas con diferentes dosis de lodos fue 0.17 mg/Kg y 0.20 mg/Kg (S-L1) y 0.15 mg/Kg y 0.14 mg/Kg (S-L2). En todos los tramos de las columnas la cantidad de linuron fue siempre mayor en los suelos enmendados disminuyendo la concentración del herbicida en profundidad hasta $<0.1 \text{ mg/Kg}$ a 50 cm. Los efectos fueron similares en las columnas de suelos de parcelas donde se aplicó una mayor cantidad de linuron aunque las concentraciones encontradas fueron más elevadas oscilando entre 0.26-0.92 mg/Kg en el tramo superior y próximo a 0.2 mg/Kg en el inferior.

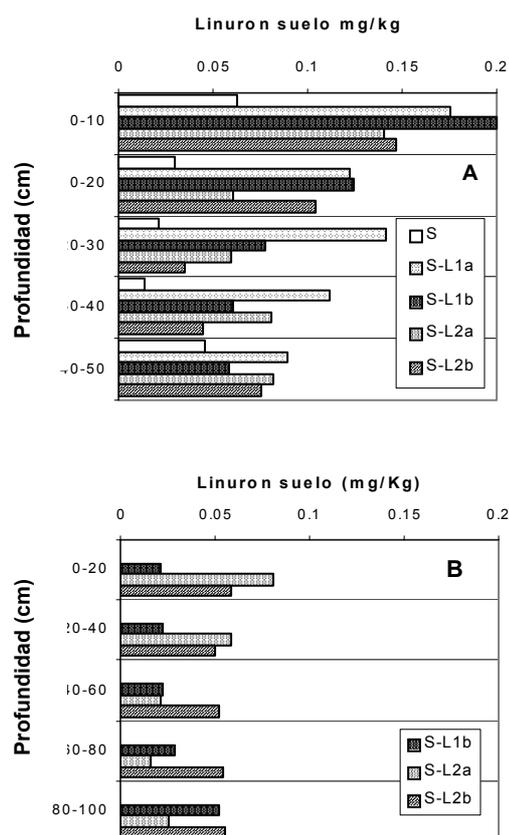


Fig. 3. Perfil de distribución de linuron en el suelo de parcelas enmendadas y no enmendadas después de 6 meses (A) y 12 meses (B) de tratamiento.

Después de 12 meses de tratamiento solo se encontraron residuos del herbicida en las columnas de suelo de las parcelas tratadas con L2 y de las parcelas tratadas con L1 en dosis alta. Las concentraciones encontradas oscilan entre 0.01 mg/Kg y 0.08 mg/Kg de suelo. En los suelos de las parcelas donde se aplicó mayor cantidad de linuron los residuos del herbicida fueron en general $<0.2 \text{ mg/Kg}$.

Estos resultados parecen indicar que la presencia de los lodos L1 y L2 favorecen el transporte de linuron en el suelo posiblemente debido a la presencia de compuestos orgánicos solubles que podrían facilitar el transporte del herbicida (Arienzo et al., 1994; Celis et al., 1998).

Solamente se encontró el producto de degradación de linuron M4 en las columnas de suelos, las concentraciones en general fueron $<0.05 \text{ mg/Kg}$ y $<0.1 \text{ mg/Kg}$ después de 6 y 12 meses de tratamiento respectivamente.

4. Conclusiones

La adición de lodos de depuradora al suelo modificó la persistencia y el transporte de linuron en el suelo enmendado con estos materiales. La cinética de desaparición del herbicida se modificó y los valores de DT50

umentaron respecto al suelo no enmendado. La concentración de los residuos del herbicida encontrados en el perfil del suelo enmendado, después de 6 meses de aplicación del herbicida, también fue más elevada y después de 12 meses, solo se determinaron residuos del herbicida en el suelo de las parcelas enmendadas con lodos. Los resultados obtenidos indican la necesidad de considerar la naturaleza del lodo y las dosis aplicadas en el suelo previamente a la utilización conjunta de estos materiales con los pesticidas en las prácticas agrícolas.

Agradecimientos. Este trabajo fue financiado por la "Junta de Castilla y León" como parte del Proyecto CS11-00A. Los autores agradecen a L.F. Lorenzo, J.M. Ordax y A. Nuñez por su asistencia técnica.

Referencias

- Arienzo, M.; Sánchez-Camazano, M.; Sánchez-Martín, M. J.; Crisanto, T. (1994) Influence of exogenous organic matter in the mobility of diazinon in soils. *Chemosphere* 29, 1245-1252.
- Barriuso, E.; Calvet, R. y Houot, S. (1995). Field study of the effect of sewage sludge application on atrazine behaviour in soil. *Inter. J. Environ. Anal. Chem.* 59, 107-121.
- Barriuso, E.; Houot S. y Serra-Witting C. (1997). Influence of compost addition to soil on the behaviour of herbicides. *Pestic. Sci.* 49, 65-75.
- Celis, R.; Barriuso, E. y Houot, S. (1998). Effect of liquid sewage sludge addition on atrazine sorption and desorption by soil. *Chemosphere* 37, 1091-1107.
- Clapp, C.E.; Hayes, M.H.B.; Senesi, N.; Bloom, P.R. y Jardine, P.M. (2001). *Humic substances and chemical contaminants*. Soil Science Society America, Madison, WI.
- Cox, L.; Cecchi, A.; Celis, R.; Hermosin, M.C.; Koskinen, W.C. y Cornejo. (2001). Effect of exogenous carbon on movement of simazine and 2,4-D in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1688-1695.
- Graber, E.R.; Dror, I.; Bercovich, F.C. y Rosner, M. (2001). Enhanced transport of pesticides in a field trial with treated sewage sludge. *Chemosphere* 44, 805-811.
- Guo, L.; Bicki, T. J. y Hinesly, T. D. (1991). Effect of carbon-rich waste materials on movement and sorption of atrazine in a sandy, coarse-textured soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 10, 1273-1282.
- Iglesias-Jiménez, E.; Poveda, E.; Sánchez-Martín, M.J. y Sánchez-Camazano, M. (1997). Effect of the nature of exogenous organic matter on pesticide sorption by the soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 117-124.
- Maier-Bode, H. y Hartel, K. (1981) Linuron and Monolinuron. *Residue Rev.* 77, 1-364.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2001). Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006. *Boletín Oficial del Estado* 166, 25287-25304.
- Perrin-Garnier, C.; Schiavon, F.; Morel, J.L. y Schiavon, M. (2001). Effect of sludge-amendment or nutrient addition on the biodegradation of the herbicide isoproturon in soil. *Chemosphere* 44, 887-892.
- Rodríguez-Cruz, M.S., Sánchez-Martín, M.J. y Sánchez-Camazano, M. (2001). Degradation of linuron in soils as influenced by different organic amendments and surfactants. In: *Pesticide Behaviour in Soils and Water, Symposium Proc. No. 78*. British Crop Protection Council, Great Britain, pp. 139-144.
- Sánchez-Camazano, M.; Sánchez-Martín, M. J. y Delgado-Pascual, R. (2000). Adsorption and mobility of linuron in soils as influenced by soil properties, organic amendments, and surfactants. *J. Agric. Food Chem.* 48, 3018-3026.
- Sánchez-Martín, M.J.; Delgado Pascual, R.; Iglesias-Jimenez, E. y Sánchez-Camazano, M. (1996). Determination of linuron in aqueous soil extracts by high-performance liquid chromatography. *J. Chromatogr. A* 754, 295-299.
- Tomlin, C. (1995). *The pesticide manual*. British Crop Protection Council: Cambridge, England, pp 660-661.
- Walker, A. y Welch, S.J. (1991). Enhanced degradation of some soil-applied herbicides. *Weed Res.* 31, 49-57.