

EFFECTO DEL USO DE LODOS PAPELEROS SOBRE LAS FRACCIONES DE NÍQUEL EN SUELOS DE LA CUENCA DEL LAGO DE VALENCIA, VENEZUELA

Yadira Martínez¹, Carmen Rivero² y Liliana López³

RESUMEN

Uno de los principales metales pesados, potencialmente tóxicos a las plantas, que se encuentra presente en los lodos residuales es el níquel. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de un lodo de la industria papelera sobre las siguientes fracciones de níquel en el suelo: hidrosoluble (Ni-H₂O), extraíble con MgCl₂ (Ni-intercambiable), extraíble con NaClO (Ni-orgánico) y extraíble con HNO₃ (Ni-residual). Se utilizaron dos suelos representativos de la cuenca del Lago de Valencia (Mariara y Guacara), a los cuales se les aplicaron dosis de 15, 75 y 105 Mg·ha⁻¹, además de un control sin aplicación de lodo. Cada uno de estos cuatro tratamientos se utilizó en presencia o ausencia de un cultivo (maíz). Se obtuvo que la aplicación de diferentes dosis del lodo y la presencia del cultivo modificaron las distintas fracciones de níquel. Aunque la concentración de Ni-hidrosoluble tendió a incrementarse por la adición de lodo en ambos suelos, los valores fueron bajos. El bajo contenido de níquel asociado a las fracciones hidrosoluble e intercambiable en los distintos tratamientos indican que el uso de este lodo no representa riesgos importantes de translocación del metal a estas fracciones, consideradas las más disponibles a las plantas.

Palabras clave adicionales: Metales pesados, residuos, materia orgánica, Mariara, Guacara

ABSTRACT

Effect of paper sludge application on nickel fractions in soils of Valencia lake basin, Venezuela

Nickel is one of the main heavy metals, potentially toxic to plants, found in sludge. The objective of this paper was to evaluate the effect of applications of paper industry sludge on the following nickel fractions in the soil: hydrosoluble (Ni-H₂O), extractable with MgCl₂ (Ni-interchangeable), extractable with NaOCl (Ni-organic) and extractable with HNO₃ (Ni-residual). Two representative soils of Valencia lake basin (Mariara and Guacara) in Venezuela were used, each receiving dose of 15, 75 and 105 Mg·ha⁻¹, plus a control with no application of sludge. Each of these four treatments was used in presence or absence of a crop (corn). It was found that the application of different dose of sludge and the presence of the crop modified the different fractions. Although the hydrosoluble fraction tended to increase due to the addition of sludge in both soils, the concentrations were low. The low values associated to hydrosoluble and exchangeable fractions in the different treatments indicate that the use of this sludge does not represent an important risk of translocation into these nickel fractions, forms considered the most available to plants.

Additional key words: Heavy metals, residues, organic matter, Mariara, Guacara

INTRODUCCIÓN

El incremento en la cantidad de lodos producidos por los procesos de tratamiento de aguas residuales hace necesario encontrar un método económico y seguro para su disposición, además este tipo de residuos orgánicos han sido considerados como agentes adecuados para el acondicionamiento de suelos y así mejorar la

disponibilidad de algunos elementos nutritivos para los cultivos (Curnoe et al., 2006). No obstante, estos materiales presentan efectos potencialmente peligrosos al ser incorporados al suelo, entre los cuales se encuentran la introducción de metales pesados con la consiguiente posibilidad de circulación dentro de la cadena alimentaria. Esto depende no sólo de las características del lodo y de la dosis; sino también de las características físicas,

Recibido: Junio 4, 2007

Aceptado: Mayo 8, 2008

¹ Dpto. de Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de Carabobo. Valencia. e-mail: ymartine@uc.edu.ve

² Instituto de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela. Maracay. e-mail: criver@ewinwt.com

³ Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela. Apdo. 20513. Caracas. Venezuela. e-mail: llopez@strix.ciens.ucv.ve

químicas y biológicas del suelo (Hue et al., 1988), las cuales pueden ser afectadas y alterar la concentración de metales asociados a las distintas fracciones en el suelo.

Algunos países han establecido normativas que regulan la cantidad máxima de metales que puede contener un lodo para poder disponerlo en el suelo. Estas normativas consideran en forma muy general las propiedades del suelo receptor, la variable explícita en la mayoría de los casos es el pH por considerarse como la característica que más afecta la biodisponibilidad de los metales en el suelo.

Por ejemplo, las regulaciones emitidas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 1993) limitan la aplicación de biosólidos secos a $1000 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Barbarick et al., 1995), lo que permite la acumulación de muchos metales (Cd, Cu, Hg, Pb, Ni, Se y Zn) en un orden de 10 a 100 veces mayor que la concentración presente en el suelo (McBride, 1995).

Se han realizado diversas investigaciones con la finalidad de evaluar la interacción entre metales pesados y el suelo (Egli et al., 1999; Kelly, 1999; Sergey y Davidson, 2000), el uso agrícola de materiales que los contienen (Hernández et al., 1992; Batista et al., 1994; Bellamy et al., 1995) y las posibles modificaciones en sus propiedades (McGrath et al., 1994; Navas et al., 1997; Pietrantonio et al., 2001). En general, se acepta que el impacto potencial de los metales en el suelo debe evaluarse en función de la especiación más que de la concentración total dado que ello definiría su disponibilidad para los cultivos. Entre los metales potencialmente tóxicos, usualmente presentes en los lodos residuales, se encuentran Cd, Cu, Ni, Pb y Zn (Kabata-Pendias y Adriano, 1995). Juste y Mench (1992) señalan que generalmente los niveles de metales en las plantas cultivadas en suelos tratados con lodos son función de la dosis anual de lodo.

Entre los metales antes citados, el Ni (forma iónica Ni^{+2}) presenta una estructura electrónica que favorece la formación de complejos con la materia orgánica. La bioacumulación del Ni en el humus es pronunciada y favorecida por la presencia de ligandos orgánicos que contienen nitrógeno y azufre, y a concentraciones elevadas puede ser tóxico para las plantas (Sauerbeck y

Hein, 1991). Comparado con otros elementos pesados presentes en los suelos, el Ni presenta una alta solubilidad que se relaciona inversamente con el pH, la movilidad es media en suelos ácidos, y puede llegar a ser muy baja en suelos neutros a alcalinos (McBride, 1995).

Las concentraciones más altas de Ni se presentan en suelos arcillosos y limosos y con alto contenido en materia orgánica. Fuentes antropogénicas de Ni, en particular la actividad industrial, pueden incrementar su concentración en los suelos. Este elemento está comúnmente presente en desechos industriales y lodos residuales. En suelos tratados con residuos, y en forma particular lodos residuales, el Ni puede estar presente en formas orgánicas quelatadas, disponibles a las plantas (Kabata-Pendias y Pendias, 1986). Asimismo, estos lodos pueden modificar en el suelo las concentraciones de Ni en las distintas fracciones y llegar a representar problemas de toxicidad en la cadena trófica dependiendo del contenido y de la fracción a la cual se encuentre asociada.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la incorporación a dos tipos diferentes de suelo de un lodo residual proveniente de la industria papelera sobre las fracciones de níquel hidrosoluble, intercambiable, orgánico y residual con la finalidad de conocer cambios en la movilidad del metal y de su posible biodisponibilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron los primeros 20 cm del perfil de dos suelos agrícolas representativos de la cuenca del Lago de Valencia, con base en la información obtenida del Sistema de Información de Suelos de la Cuenca del Lago de Valencia (SISDELAV), cercanos al sitio de generación de los lodos y con factibilidad para la disposición de los mismos. Ambos suelos están ubicados en el estado Carabobo, en las localidades de Mariara y Guacara; este último es un suelo de origen lacustre con alto contenido de caracolillo y baja densidad aparente (Cuadro 1). Los ensayos se realizaron en el invernadero de Fertilidad y Biología de Suelos de la Facultad de Agronomía de la Universidad Central de Venezuela durante 66 días. Los primeros 28 días correspondieron a la incubación del lodo con el suelo para lograr la estabilización del material, 3 días para la germinación de la semilla de maíz y 35 días de desarrollo del cultivo.

Se empleó un diseño completamente aleatorio con arreglo factorial, considerando el factor dosis (4 niveles) y la presencia o no de cultivo (2 niveles); se realizaron evaluaciones a los 28, 47 y 66 días después de la aplicación del lodo y tiempo.

Se utilizó un lodo primario de papelería producido en el área de la cuenca del Lago de Valencia y dadas las normativas de la empresa generadora la muestra de lodo utilizada es puntual. El Cuadro 1 muestra las principales características de suelos y lodo.

Cuadro 1. Caracterización física y química de los suelos y lodo utilizados en el ensayo

Características	Suelo Mariara	Suelo Guacara	Lodo
pH 1:2,5 en H ₂ O	5,17	8,31	8,47*
CO (g·kg ⁻¹)	8,64 B	15,42 M	250,23
P (mg·kg ⁻¹)	33 M	22 M	3400
N (g·kg ⁻¹)	0,30	0,80	5,1
Relación C:N	22,75	20,04	49,06
CE (dS·m ⁻¹)1:2,5 en H ₂ O	0,070 B	2,380 A	0,860*
CIC (cmolc·kg ⁻¹)	1,6	13,5	-
Da (g·cm ⁻³)	1,44	0,88	-
Ni-Hidrosoluble	0,12	0,09	0,54
Ni-Intercambiable	1,4	ND	ND
Ni-Orgánica	1,5	2,17	0,18
Ni-Residual	0,91	11,14	3,30
Ni-Total	3,93	15,9	5,87
Textura	AF	Fa	-
Taxonomía	Ustic dystropepts	Mollic ustifluventics	-

* 1:10 en agua; ND = No detectado

La dosis de lodo incorporada a los suelos se determinó en función del contenido total de metales presentes en el lodo y a la dosis máxima permisible establecida por la Comunidad Económica Europea (CEE) la cual resultó ser 75 Mg·ha⁻¹·año⁻¹. Adicionalmente, se seleccionaron dos dosis: 15 Mg·ha⁻¹ correspondiente a la tasa máxima de aplicación de lodos a suelos agrícolas, de acuerdo a la normativa de Chile (Comisión Nacional del Ambiente, 1999) y 105 Mg·ha⁻¹ que corresponde al incremento de la dosis de 75 Mg·ha⁻¹ en el doble de la menor dosis de lodo utilizada. Se usaron ocho macetas por cada dosis de lodo para lo cual se mezclaron, previamente en bolsas plásticas para cada maceta, 7 kg para el suelo de Guacara y 11 kg para el suelo de Mariara con la dosis de lodo correspondiente en base al peso seco. Por cada dosis se sembraron cuatro macetas con semillas de maíz a los 28 días después de preparar las macetas. Los tratamientos para cada suelo (S1 = Mariara y S2 = Guacara) fueron los siguientes: Suelo control sin cultivo (C); Suelo control cultivado (CC); Suelo + lodo

equivalente a 15 Mg·ha⁻¹ (D1); Suelo + lodo equivalente a 15 Mg·ha⁻¹ y cultivado (D1C); Suelo + lodo equivalente a 75 Mg·ha⁻¹ (D2); Suelo + lodo equivalente a 75 Mg·ha⁻¹ y cultivado (D2C); Suelo + lodo equivalente a 105 Mg·ha⁻¹ (D3) y Suelo + lodo equivalente a 105 Mg·ha⁻¹ y cultivado (D3C).

Durante la experiencia se ejecutaron tres muestreos: al final de la incubación (28 días), a los 16 días después de la germinación (47 días) y al final del experimento después de la cosecha (66 días).

Las unidades experimentales consistieron en macetas plásticas de 35 cm de diámetro y 17 cm de profundidad, lo que permitió obtener cuatro muestras de suelo de cada una de ellas utilizando un minibarreno de 1,25 cm de diámetro. Las macetas se colocaron en el invernadero y se mantuvieron con una humedad cercana al 70 % de la capacidad de campo utilizando agua desionizada.

Con base en resultados preliminares de la evolución de distintos métodos de extracción y

fraccionamiento de metales pesados (Martínez y Rivero, 2006) se adoptó el esquema de fraccionamiento mostrado en la Figura 1. Se utilizaron 6 g de suelo seco para la extracción secuencial de las cuatro fracciones establecidas con los solventes y bajo las condiciones señaladas en la Figura 1. El sobrenadante de cada extracción se filtró por gravedad con papel equivalente a Whatman N° 40. El residuo se lavó dos veces con 10 mL de agua destilada, la solución de lavado se unió con el filtrado el cual se llevó a sequedad en una plancha de calentamiento y se disolvió en HNO_3 0,1 M hasta completar un volumen de 10 mL para la fracción hidrosoluble y a 25 mL para el resto de las fracciones. Esto se realizó con la finalidad de concentrar los extractos, de manera de garantizar la detección en el equipo de absorción atómica. El residuo de cada fracción se sometió de forma secuencial al siguiente

procedimiento para obtener las distintas fracciones: extracción con cloruro de magnesio para Ni-intercambiable, extracción con hipoclorito de sodio para Ni-orgánico y extracción con ácido nítrico para Ni-residual. Para el análisis de los datos se utilizó el programa estadístico SPSS v. 11.0. El análisis se realizó independientemente para cada suelo debido a que las características intrínsecas de los mismos podrían generar respuestas diferentes a la aplicación del lodo.

Se aplicó la prueba múltiple de Tukey-Kramer para comparar las diferencias entre las medias. Adicionalmente, se efectuaron pruebas de correlación entre los valores de las distintas fracciones de níquel y los niveles del elemento en el tejido vegetal, así como entre aquellas y el pH, el contenido de materia orgánica y el nivel de respiración edáfica (esta última, interpretada como mineralización de la materia orgánica).

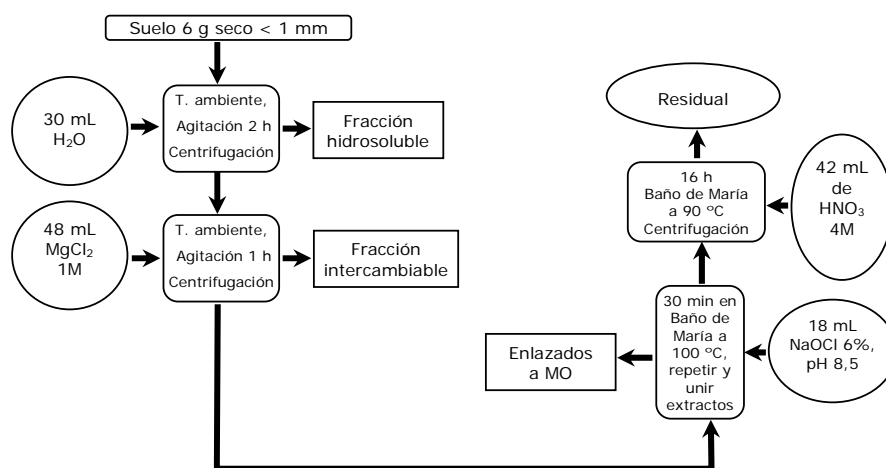


Figura 1. Esquema de extracción y fraccionamiento del níquel

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fracción hidrosoluble (Ni-H₂O)

En el suelo Mariara la adición de 15 Mg·ha⁻¹ de lodo produjo la mayor concentración de níquel hidrosoluble (Ni-H₂O) mientras que a dosis mayores hubo tendencia al descenso (Figura 2). Esto sugiere que en las dosis altas habría conversión del Ni-H₂O hacia otras fracciones del metal. El efecto pudiera también estar relacionado con el bajo pH que presenta este suelo.

A los 47 y 66 días después de la aplicación del lodo la concentración de Ni-H₂O fue repetidamente superior en los tratamientos con

cultivo que sin él, lo que sugiere que en suelos cultivados habría una mayor disponibilidad de Ni hidrosoluble.

La concentración de Ni-H₂O en el tratamiento control cultivado presentó una tendencia definida a aumentar con el tiempo. Las variaciones a lo largo del tiempo en los tratamientos con cultivo pueden asociarse con la producción de exudados de las raíces, los cuales serían responsables de la disolución del metal presente en otras fracciones.

En el suelo Guacara no se detectaron diferencias entre el suelo cultivado y no cultivado (P>0,05) para la fracción Ni-H₂O y los resultados

se presentan como promedios para cada dosis de lodo (Figura 3). La respuesta en el tiempo no fue consistente y sólo se detectó una tendencia clara en la evaluación final (66 días), momento en que la concentración de Ni-H₂O en el suelo aumentó uniformemente con la aplicación de mayores dosis de lodo.

En general, se detectó una correlación negativa

entre la concentración de Ni en los tejidos del cultivo y las diferentes fracciones del níquel, especialmente el Ni-H₂O para ambos suelos (Cuadro 2). Aunque no hay una explicación clara para esta tendencia pudiera sugerirse que el aumento del Ni-H₂O interactúa con la planta de forma de restringir progresivamente la absorción del metal.

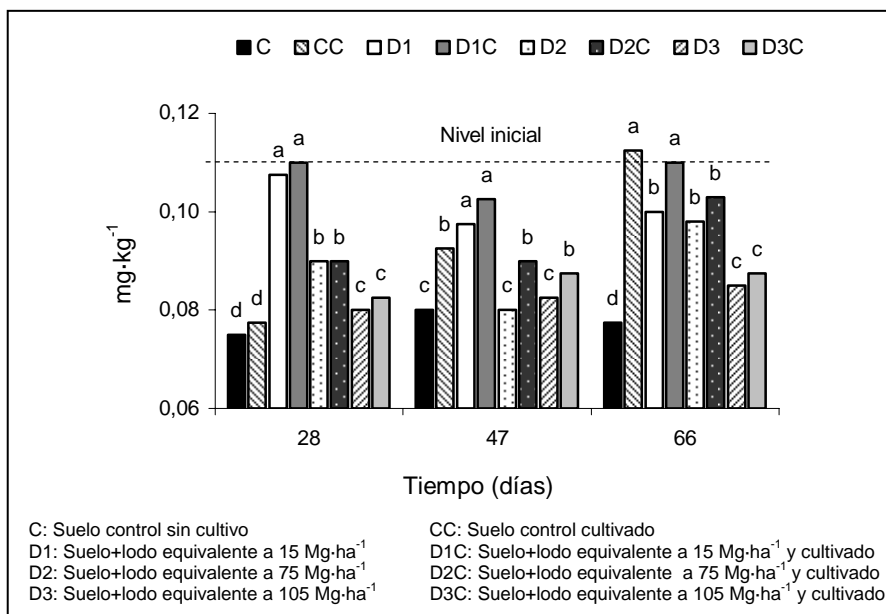


Figura 2. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de Ni-H₂O en el suelo Mariara para cada evaluación. Medias con distinta letra son estadísticamente diferentes según la prueba de Tukey-Kramer (P<0,05)

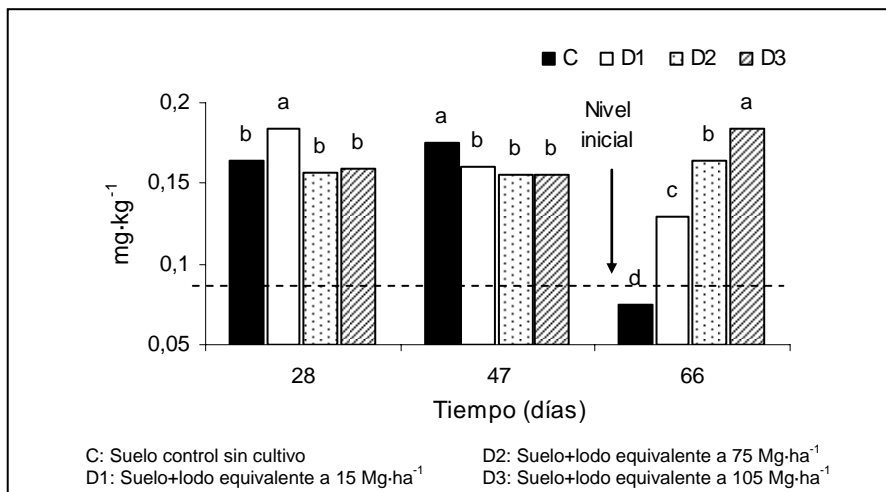


Figura 3. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de Ni-H₂O en el suelo Guacara para cada evaluación. Medias con distinta letra son estadísticamente diferentes según la prueba de Tukey-Kramer (P<0,05)

Cuadro 2. Coeficientes de correlación entre la concentración de Ni presente en las distintas fracciones y el tejido foliar del cultivo (datos combinados de 47 y 66 días)

Fracción	Suelo	
	Mariara	Guacara
Hidrosoluble	-0,612*	-0,244
Intercambiable	-0,204	ND
Orgánica	0,679**	-0,095
Residual	-0,674**	-0,36

*,** Correlación significativa al nivel de 0,05 y 0,01, respectivamente. ND = No detectado

Algunas características de los suelos presentaron correlaciones altamente significativas con las distintas fracciones del níquel (Cuadro

3). Así, en el suelo Mariara, independientemente de la presencia o no del cultivo, el pH y la materia orgánica afectaron positivamente a la fracción orgánica, y negativamente a la fracción residual. Similar efecto produjo la respiración edáfica sobre ambas fracciones. Estas correlaciones concuerdan con los efectos producidos por la incorporación de lodo al suelo, es decir, aumentos en el pH, la MO y la mineralización de la materia orgánica, mientras que la presencia del cultivo tendió ligeramente a disminuir estas correlaciones. Para el suelo Guacara el efecto se manifestó fundamentalmente entre la materia orgánica y la fracción residual (Cuadro 3). La no significancia del pH se atribuye a la naturaleza alcalina de estos suelos.

Cuadro 3. Coeficientes de correlación en el suelo Mariara y Guacara, sin y con cultivo (datos combinados de 47 y 66 días)

Suelo Mariara	Fracción	pH	MO	Respiración edáfica
Sin cultivo	Hidrosoluble	0,246	-0,009	0,003
	Intercambiable	-0,085	-0,149	-0,187
	Orgánica	0,934**	0,793**	0,868**
	Residual	-0,787**	-0,626**	-0,686**
Cultivado	Hidrosoluble	-0,181	-0,162	-0,445**
	Intercambiable	0,198	0,051	-0,228
	Orgánica	0,871**	0,698**	0,822**
	Residual	-0,754**	-0,600**	-0,787**
Suelo Guacara				
Sin cultivo	Hidrosoluble	0,038	0,286*	-
	Residual	-0,295*	-0,760**	0,648**
Cultivado	Hidrosoluble	0,002	0,212	0,144
	Residual	-0,245	-0,697**	-0,646**

*, ** Correlación significativa al nivel de 0,05 y 0,01, respectivamente

Fracción de Ni-intercambiable (extraíble con cloruro de magnesio)

En el suelo Mariara la fracción de Ni-intercambiable tendió a incrementar a medida que aumentó el tiempo después de la aplicación (Figura 4). Se mantuvo la tendencia a presentarse concentraciones ligeramente superiores de esta fracción en los tratamientos con cultivo, aunque las diferencias fueron significativas sólo en algunas oportunidades. En cualquier caso, esto parece sugerir que también para el Ni-intercambiable su disponibilidad sería mayor en suelos

cultivados, lo cual puede atribuirse a la disolución por los exudados de las raíces. Al comparar entre fracciones, se detectó que el Ni-intercambiable en los tratamientos sin cultivo se correlacionó negativamente con el Ni-residual ($r = -0,531^{**}$), lo cual sugiere que la concentración de la fracción intercambiable es en parte mantenida o incrementada a expensas de la fracción residual.

En el suelo Guacara no se detectó la presencia de la fracción de Ni-intercambiable en los distintos tratamientos y en los diferentes muestreos.

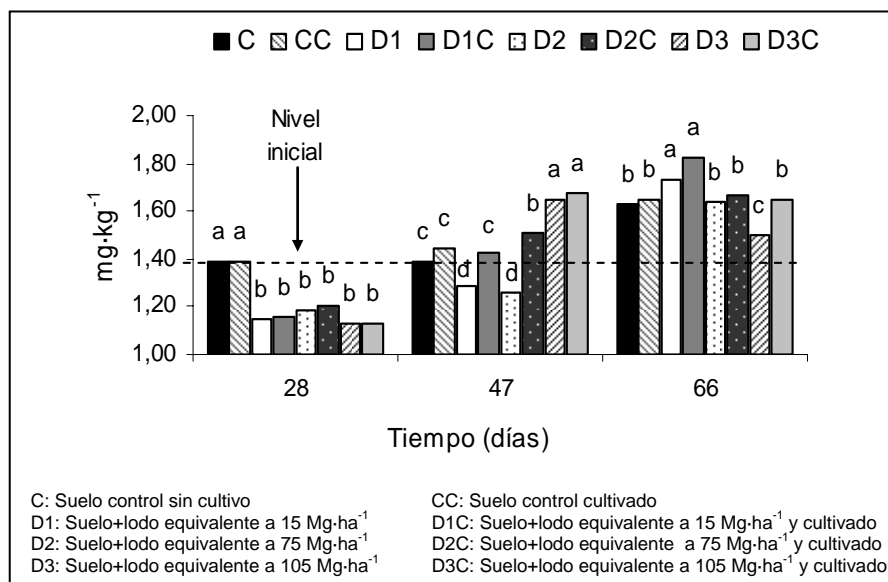


Figura 4. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de Ni intercambiable en el suelo Mariara para cada evaluación. Medias con distinta letra son estadísticamente diferentes según la prueba de Tukey-Kramer ($P \leq 0,05$)

Fracción de Ni-orgánico (extraíble con hipoclorito de sodio)

En el suelo Mariara la fracción de Ni-orgánico tendió a incrementar a medida que aumentó el tiempo después de la aplicación (Figura 5). Asimismo, los tratamientos con cultivo mostraron una tendencia a presentar mayor concentración de esta fracción. No obstante, en el suelo Guacara el comportamiento observado fue independiente de los factores de tratamiento. La concentración promedio de Ni-orgánico en este suelo resultó 1,64 mg·kg⁻¹.

Para el suelo Mariara a los 28 días la incorporación del lodo incrementó la concentración de Ni-orgánico en los tratamientos con dosis de lodo equivalente a 75 y 105 Mg·ha⁻¹. Este incremento se mantuvo hasta el final de la experiencia.

El incremento de Ni-orgánico con la dosis de lodo incorporada al suelo puede atribuirse a la solubilización de la materia orgánica presente en el lodo tal como lo señalan Benítez et al. (2001) e Illera et al. (2000) en su estudio de evaluación de metales pesados en el sistema planta-suelo.

Al comparar entre fracciones se halló que el Ni-orgánico correlacionó negativamente con la

fracción residual ($r = -0,916^{**}$ y $-0,899^{**}$ para la condición sin y con cultivo, respectivamente). Estas correlaciones pueden sustentar la idea de que los componentes del lodo facilitan la formación de compuestos que permiten la movilización del metal entre el Ni-residual y el Ni-orgánico.

La concentración de Ni en el cultivo se correlacionó positivamente con la concentración del Ni-orgánico (Cuadro 2) lo cual sugiere que el cultivo pudo absorber esta forma de níquel o que la presencia del cultivo, en alguna forma, es responsable de la variación de esta fracción.

Fracción de Ni-residual (extraíble con ácido nítrico)

En el suelo Mariara (Figura 6) a los 28 días la incorporación de lodo en dosis de 15 Mg·ha⁻¹ ocasionó un incremento en la concentración de Ni-residual y disminución en el suelo con dosis de lodo equivalentes a 75 y 105 Mg·ha⁻¹. A los 47 días los distintos tratamientos disminuyeron la cantidad de Ni-residual (a excepción del suelo control sin cultivo); los tratamientos con cultivo presentaron menores concentraciones, con una disminución sostenida hasta los 66 días.

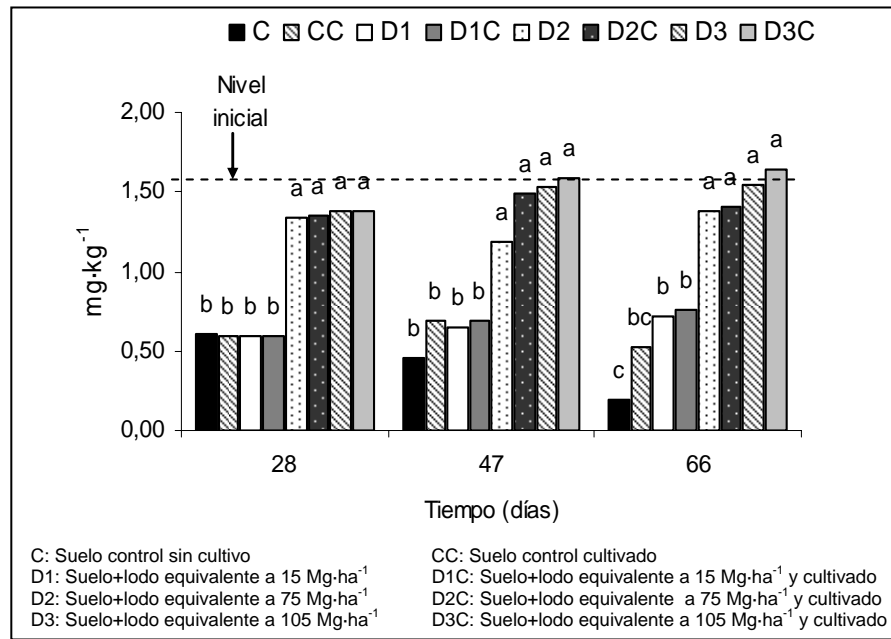


Figura 5. Efecto de los tratamientos sobre la concentración de Ni-orgánico en el suelo Mariara para cada evaluación. Medias con distinta letra son estadísticamente diferentes según la prueba de Tukey-Kramer ($P \leq 0,05$)

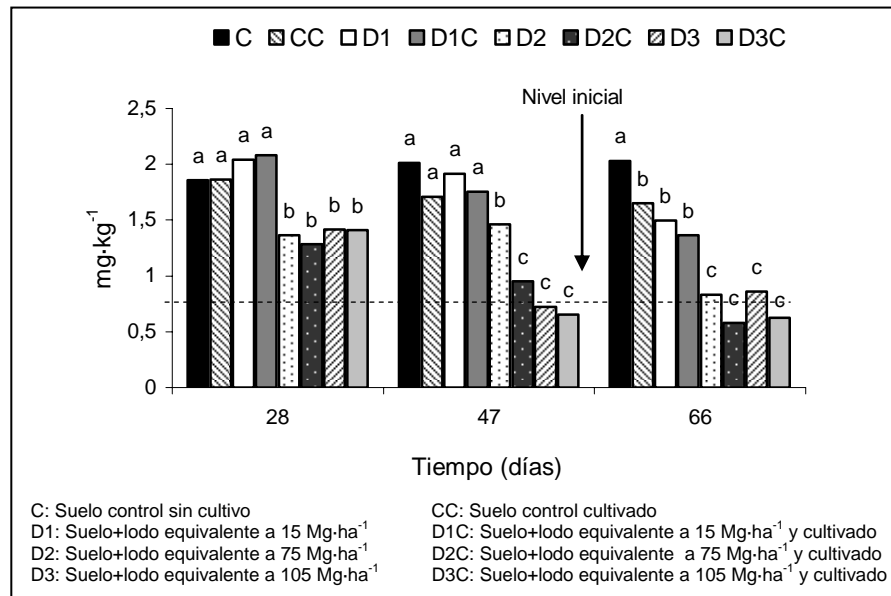


Figura 6. Efecto de los tratamientos sobre el contenido de Ni-residual en el suelo Mariara para cada evaluación. Medias con distinta letra son estadísticamente diferentes según la prueba de Tukey-Kramer ($P \leq 0,05$)

La concentración de Ni-residual se correlacionó negativamente para los tratamientos con y sin cultivo (Cuadro 3) con el pH, contenido de materia orgánica y mineralización de la materia orgánica. Estas correlaciones sugieren que

los cambios experimentados en la concentración de Ni-residual son influenciados por el pH, MO y mineralización de la materia orgánica, variables que se incrementan con la adición de lodo.

Al comparar entre fracciones en el suelo de Mariara sin cultivo se halló una correlación del Ni-residual con el Ni-orgánico ($r= 0,911^{**}$) y el Ni-intercambiable ($r= 0,472^{**}$) lo cual sustenta la idea de movilización entre estas tres fracciones (Sposito et al., 1982).

La correlación negativa detectada entre el Ni en el tejido vegetal y el Ni-residual en el suelo (Cuadro 2) sugiere que la presencia del cultivo es en parte responsable de los cambios que experimenta la concentración de esta fracción de níquel.

Para el suelo Guacara (Cuadro 4) las dosis del lodo incorporadas al suelo tendieron a disminuir la concentración de Ni-residual. Se encontraron diferencias significativas entre el suelo control y suelo con las distintas dosis de lodo; no obstante, entre los tratamientos con dosis de 75 y 105 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de lodo no se detectaron diferencias.

La concentración de Ni-residual en este suelo se correlacionó negativamente con el contenido de materia orgánica y la mineralización de la materia orgánica (Cuadro 2). Estas correlaciones indican que las variaciones que experimenta el Ni-residual

son atribuibles en parte al contenido de materia orgánica y su mineralización.

Cuadro 4. Efecto del tratamiento sobre la concentración de Ni-residual del suelo Guacara

Tratamiento	Contenido de Ni ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
C	12,09 a
D1	11,64 b
D2	11,04 c
D3	11,01 c

Medias con distinta letra son estadísticamente diferentes según la prueba de Tukey-Kramer ($P\leq 0,05$)

De acuerdo al análisis realizado para la dinámica del níquel en cada una de las fracciones evaluadas se puede inferir que en el suelo Mariara (Figura 7) la adición de lodo ocasionó un incremento de la concentración de Ni en la fracción orgánica y una disminución en la fracción residual. Esta variación debe estar asociada a los cambios de la dinámica del Ni por efecto del lodo a lo largo del tiempo, ya que el contenido inicial de Ni en la fracción orgánica del lodo es menor que la del suelo Mariara.

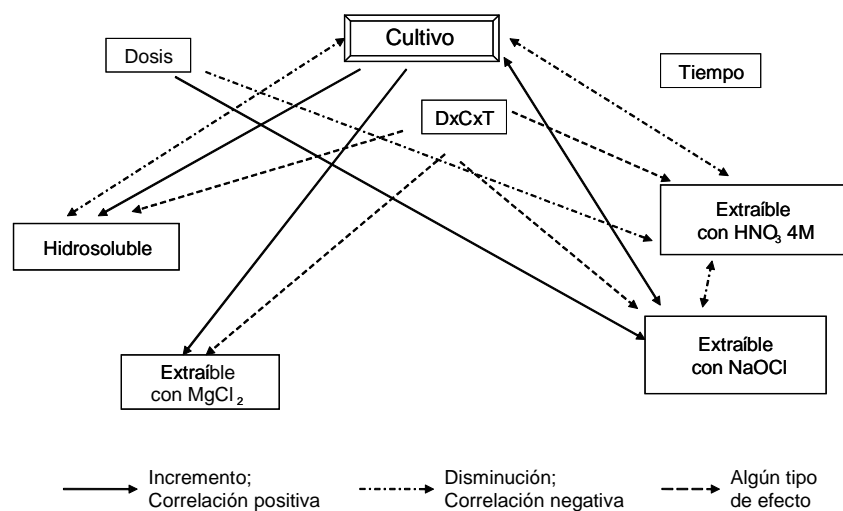


Figura 7. Efectos globales observados para el níquel en el suelo Mariara

La presencia del cultivo afectó la concentración de Ni asociada con las fracciones hidrosoluble y residual en forma inversa y de manera directa aquella asociada a la fracción orgánica. El tiempo como efecto simple no influyó

en la dinámica del Ni en este suelo; no obstante, si como efecto triple con el cultivo y la dosis de lodo.

En el suelo Guacara (Figura 8) el aumento de la dosis de lodo disminuyó la concentración de

Ni-residual, lo cual puede asociarse al menor contenido de Ni en esta fracción del lodo y/o a movimientos de níquel a otras fracciones. El cultivo y el tiempo no afectaron la respuesta a las dosis evaluadas.

Los efectos observados para el suelo Guacara

fueron menores que los del suelo de Mariara, lo que pudiera estar asociado al pH del suelo dado que en los suelos alcalinos como el de Guacara la movilidad de los metales es menor que en los suelos ácidos (Ordóñez et al., 2005) como en el caso de Mariara.

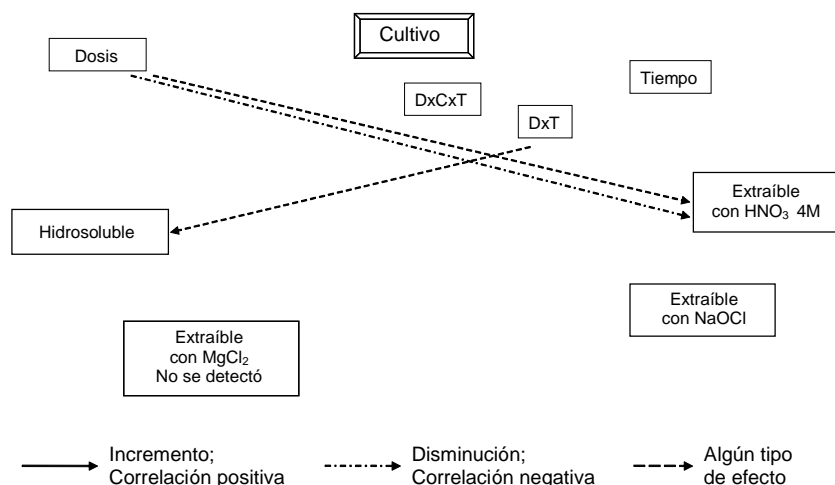


Figura 8. Efectos globales observados para el níquel en el suelo Guacara

CONCLUSIONES

La dinámica del níquel fue controlada principalmente por la dosis de aplicación y la presencia del cultivo. La concentración de Ni hidrosoluble se incrementó por la adición de lodo en ambos suelos, y para el suelo de Mariara la presencia del cultivo incrementó el contenido de esta fracción. Sin embargo, los niveles en ambos casos fueron bajos.

La fracción intercambiable disminuyó su concentración en el suelo Mariara, aunque se incrementó por la presencia del cultivo. En la fracción orgánica la adición de lodo y la presencia del cultivo incrementaron la concentración de Ni en ambos suelos.

En cuanto a la fracción residual, la adición de lodo y la presencia del cultivo disminuyeron la concentración de Ni, tanto en el suelo Mariara como en el suelo Guacara.

El bajo contenido de níquel asociado a las fracciones hidrosoluble e intercambiable en los distintos tratamientos indican que el uso del lodo no representa riesgos importantes de translocación del metal a estas fracciones, las cuales son las más disponibles a las plantas.

AGRADECIMIENTO

Al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad de Carabobo CDCH-UC y al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad Central de Venezuela por la subvención de este estudio.

LITERATURA CITADA

1. Barbarick, K., A. Ippolito y D. Westfall. 1995. Biosolids effect phosphorus, copper, zinc, nickel, and molybdenum concentrations in dryland wheat. *J. Environ. Qual.* 24: 608-611.
2. Batista, J., A. Irretagoyema, T. García y E. Rittercima. 1994 Aprovechamiento agrario de lodos procedentes de empresas agroalimentarias. Departamento de Agricultura y pesca. Vitoria Sustrai. 32: 51-53.
3. Bellamy, K., C. Chong y R. Cline. 1995. Paper sludge utilization in agriculture and container nursery culture. *Environ. Qual.* 24: 1074-1082.

4. Benítez, L., E. Romero, M. Gómez, F. Gallardo-Lara y R. Nogales. 2001. Biosolids and biosolids-ash as sources of heavy metals in a plant-soil system. *Water, Air Soil Pollution* 132: 75-87.
5. Curnoe, W.E., D.C. Irving, Ch.B. Dow, G. Velema y A. Unc. 2006. Effect of Spring Application of a Paper Mill Soil Conditioner on Corn Yield. *Agron J.* 98: 423-429.
6. Egli, M., P. Fitze y M. Oswald. 1999. Changes in heavy metal contents in an acidic forest soil affected by depletion of soil organic matter within the time span 1969-93 *Environmental Pollution* 105:367-379.
7. Hernández, C., F. García, J. Costa, A. Valero y M. Ayuyo. 1992. Utilización de residuos urbanos como fertilizantes orgánicos. *Suelo y Planta* 2: 373-383.
8. Hue, N.V., J.A. Silva y R. Arifin. 1988. Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.* 17(3): 384-390.
9. Illera, V., I. Walter, P. Souza y V. Cala. 2000. Short-term effects of biosolid and municipal solid waste applications on heavy metals distribution in a degraded soil under a semi-arid environment. *Sci. Total Environ.* 255: 29-44.
10. Juste C. y M. Mench 1992. Long-term application of sewage sludge and its effects on metal uptake by crops. *In: D. Adriano (ed.). Biogeochemistry of Trace Metals.* Lewis Publishers. Boca Raton, Florida: pp. 159-193.
11. Kabata-Pendias, A. y D. Adriano. 1995. Trace metals. *In: J. Rechcigi (ed.). Soil Amendments and Environmental Quality.* Agriculture and Environment Series. CRC Press. New York. pp. 139-167.
12. Kabata-Pendias, A. y H. Pendias. 1986. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 315 p.
13. Kelly, J.J. 1999. Effects of the land application of sewage sludge on soil heavy metal concentrations and soil microbial communities. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1467-1470.
14. Martínez, Y. y C. Rivero. 2006. Evaluación de diferentes métodos para determinar las fracciones de metales pesados presentes en el suelo. *Revista Ingeniería UC* 12(3): 14-20.
15. McBride, M. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are US EPA regulations protective? *J. Environ. Qual.* 24: 5-18.
16. McGrath, S.P., A.M. Chaudri y K.E. Giller. 1994. Long-term effects of land application of sewage sludge: soils, micro-organisms and plants. *Proceedings of the 15th World Congress of Soil Science (Acapulco):* 517-533.
17. Navas, A., F. Bermudez y J. Machín. 1997. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsol. *Geoderma* 87: 123-135.
18. Ordóñez, R., D. Kheraiwish, M.J. Polo, J.V. Giráldez y P. González. 2005. Influencia del encalado sobre la movilidad de metales en un suelo contaminado en el valle del río Guadiamar (Sevilla). *In: F.J. Samper y A. Paz (eds.). Estudios de la Zona no Saturada del Suelo Vol. VII.* Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA). pp. 29-32.
19. Pietrantonio, M., A. Liberatori, M. Petronio y M. Pietroletti. 2001. Change in soils metal carrying capacity as result of urban sludge addition. *Water, Air and Soil pollution* 132: 141-151.
20. Sauerbeck, D.R. y A. Hein. 1991. The nickel uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. *Water, Air and Soil Pollution* 57-58: 861-871.
21. Sergey, V. y D. Davidson. 2000. Variability in contamination by heavy metals: sampling implications. *Water, Air, Soil Pollution* 120: 29-45.

22. Sposito, G., L. Lund y C. Chang. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil

Sci. Soc. Am. J. 46:260-264.

23. US EPA. 1993. Clean Water. Section 503. Vol. 58. No. 32. Washington, DC.