

RETENCIÓN DE 4-NONILFENOL Y DI(2-ETILHEXIL)FTALATO EN SUELOS DEL VALLE DE TULA, HIDALGO, MÉXICO

• Rosa Murillo-Torres • Blanca-Prado • Juan C. Durán-Álvarez •
• Blanca Jiménez-Cisneros •
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

El reúso de agua residual para riego agrícola es una práctica común en el mundo. Esta agua contiene, entre otros compuestos, contaminantes emergentes que por su impacto en la salud preocupa que migren hacia los acuíferos como resultado del riego. Por ello interesa estudiar en qué grado tales compuestos son retenidos por el suelo mediante mecanismos como la adsorción. El objetivo de este trabajo fue determinar la retención de di(2-etilhexil)ftalato (DEHF) y 4-nonilfenol (4-NF) en tres suelos agrícolas (vertisol, leptosol y feozem) del Valle de Tula regados con agua residual sin tratar; ello, mediante experimentos de adsorción en lote y en columnas. Los resultados obtenidos en los experimentos en lote muestran que el DEHF se adsorbe fuertemente en los tres suelos (K_d de 1.8×10^4 a 4.2×10^4 L/kg), mientras que el 4-NF lo hace en menor grado (K_d de 15 a 80 L/kg). El suelo vertisol mostró mayor capacidad de adsorción para ambos compuestos, lo que se explica por su alto contenido de materia orgánica y arcilla. De los estudios en columnas se obtuvo que el factor de retardo fue mayor para el 4-NF que para el DEHF, contrario a lo determinado en los experimentos en lote, lo cual sugiere la existencia de mecanismos que aceleran la lixiviación del DEHF; tales fenómenos pueden ser la complejación del compuesto con la materia orgánica disuelta. Estos últimos resultados coinciden con lo determinado *in situ* tanto en los pozos como en los manantiales de la región, donde se encuentran mayores concentraciones del DEHF que del 4-NF.

Palabras clave: adsorción, contaminantes emergentes, contaminación de acuíferos, disruptores endócrinos, factor de retardo, materia orgánica, reúso en agricultura, suelos.

Introducción

Recientemente se ha detectado de manera sistemática tanto en el agua como en el suelo la presencia de contaminantes genéricamente denominados como emergentes, como fármacos activos, productos de aseo personal, surfactantes y plastificantes (Barceló y Petrovic, 2008; Liu *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2010; Maraqa *et al.*, 2011). Entre las principales fuentes de estos compuestos se pueden citar tanto al agua residual como a los lodos producto de su tratamiento, en especial cuando ambos se aplican en campos agrícolas. En el caso del riego con

agua residual, el transporte de contaminantes emergentes hacia las fuentes de agua depende en especial de las propiedades físicas y químicas de los contaminantes y del suelo; mientras que en la aplicación de los biosólidos al suelo, además de estos factores, interviene la fuerza con la cual los contaminantes se adsorben a los lodos (Nowak *et al.*, 2008).

El reúso de agua para la agricultura es una práctica común, la cual se prevé que aumente en un futuro (Jiménez y Asano, 2008). Debido a que tanto en el agua residual sin tratar como en la tratada se pueden encontrar contaminantes emergentes, es necesario conocer cómo se

comportan en el suelo y si éste es capaz de removerlos para evitar la contaminación de fuentes de agua. Con la finalidad de determinar la capacidad de retención de algunos de estos contaminantes en suelos agrícolas, se empleó el Valle de Tula como caso de estudio. Esta zona es conocida como el sitio más grande en el mundo bajo riego con agua residual (WHO, 1989), además de que es posible que sea uno de los más antiguos que continúan con esta práctica. En tal contexto, el objetivo de este trabajo fue estudiar la retención del di(2-etilhexil)ftalato (DEHF) y 4-nonilfenol (4-NF), dos compuestos catalogados como contaminantes emergentes, en tres suelos agrícolas (vertisol, leptosol y feozem) del Valle de Tula. Ello por medio de estudios de adsorción en lote y en columnas que permitieran explicar lo observado en el campo en cuanto al potencial de estos compuestos para contaminar las fuentes de agua.

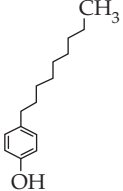
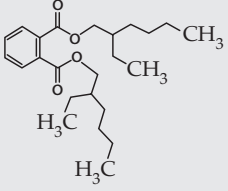
Antecedentes

De los reúsos de agua residual municipal, el uso para riego agrícola es el más común en todo el mundo; en primer término debido a la alta demanda de agua por esta actividad y, en segundo, por la carencia misma del recurso en zonas donde se requiere el riego. En países desarrollados, el reúso agrícola se practica empleando siempre agua tratada a nivel secundario como mínimo. En contraste, en países en desarrollo, muchas veces se emplea agua residual sin tratamiento alguno o parcialmente depurada. Ello ocurre tanto en países con escasos recursos hídricos como en zonas con agua en abundancia, simplemente por la falta de saneamiento (Jiménez *et al.*, 2010). No existe un inventario completo sobre el reúso de agua para riego agrícola, pero se estima que en el mundo se practica en 7% de la superficie total bajo riego, es decir, en 20 millones de hectáreas (WHO, 2006), aunque esta proporción sería mucho mayor si sólo se consideran los países en desarrollo. Para poner en perspectiva la importancia del empleo del agua residual sin tratar, Jiménez y Asano

(2008) señalan que ésta es seis veces mayor en términos de área que el empleo de agua tratada y diez veces en términos de volumen. Dado que en un futuro se espera que el reúso de agua se incremente por diversos motivos, incluido el cambio climático (Bates *et al.*, 2008), preocupa el posible ingreso de contaminantes emergentes al ambiente por el uso de agua residual tratada o sin tratar, ya que en ambas se encuentran los contaminantes emergentes, aunque en menores concentraciones en la primera. En particular preocupa que por este medio se contaminen fuentes de suministro ubicadas cerca de los terrenos de cultivo. Los contaminantes emergentes son compuestos que de manera reciente han captado la atención científica por encontrarse ampliamente distribuidos en el ambiente, casi siempre en concentraciones muy bajas. Esta preocupación radica en que tales contaminantes han sido relacionados con daños sistémicos y con procesos de disrupción endócrina de tipo sexual en diversas especies acuáticas, aves y, de forma ocasional, en mamíferos (Oaks *et al.*, 2004; Fent *et al.*, 2006; Boehme *et al.*, 2010; Planelló *et al.*, 2011). Los compuestos que se catalogan como contaminantes emergentes son muy diversos. Entre éstos se encuentran el di(2-etilhexil)ftalato (DEHF) y el 4-nonilfenol (4-NF), cuya ubicuidad ha sido evidenciada al encontrarlos con frecuencia en agua residual, agua superficial y en el suelo de diversas partes del mundo (Barceló y Petrovic, 2008; Clarke y Smith, 2011; Chávez *et al.*, 2011). Las principales características de estos compuestos se muestran en el cuadro 1.

El DEHF es un éster del ácido ftálico, usado como agente plastificante, poco soluble en agua, pero muy soluble en sangre y en lipoproteínas (BGS, 2011). El DEHF se considera carcinógeno, mutagénico, disruptor endócrino y contaminante ambiental prioritario (USEPA, 2010; USEPA, 2011). La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece un valor máximo permisible en agua para consumo humano de 8 µg/L (WHO, 2011). Por su parte, el 4-NF es ampliamente usado en pesticidas

Cuadro 1. Características físicas y químicas del DEHF y el 4-NF.

Compuesto	PM (g/mol)	pK_a	Solubilidad en agua (mg/L)	$\log K_{ow}$	H (Pa m ³ /mol)
4-NF 	220	10.3	5.43	4.5	0.17
DEHF 	391	-	4.1×10^{-2}	7.5	0.84

PM: peso molecular.

pK_a : constante de disociación ácida.

$\log K_{ow}$: logaritmo del coeficiente de partición octanol-agua.

H: constante de la Ley de Henry.

agrícolas y se reporta como metabolito de la degradación anaerobia de detergentes. Es un compuesto medianamente polar, anfipático, persistente en sedimentos y con alta tendencia a la bioacumulación. Los efectos en la salud por la exposición a este compuesto han sido demostrados en condiciones de laboratorio (Bärlocher *et al.*, 2011; Migliarini *et al.*, 2011). En los organismos, el 4-NF puede mimetizar a las hormonas estrogénicas, induciendo mutaciones, en especial en organismos acuáticos (Verderame *et al.*, 2011). A pesar de lo anterior, en la OMS no se contempla aún este compuesto dentro de sus criterios para agua de consumo humano.

Los mecanismos involucrados en la retención y movilidad en el suelo del DEHF y el 4-NF no han sido todavía bien elucidados. Por ser hidrofóbicos ($\log K_{ow} > 2$; Van Deuren *et al.*, 1997), ambos compuestos podrían ser retenidos en el suelo por partición hacia la materia orgánica durante el riego con agua residual. Sin embargo, la fracción mineral del suelo también puede jugar un papel

importante, ya que en función del pH, el contenido y clase de arcillas y/o de óxidos de hierro, se puede favorecer la adsorción mediante otros fenómenos, como los electrostáticos. La adsorción de esta clase de compuestos no sólo ocurre en el suelo, sino que los contaminantes pueden adsorberse en las partículas coloidales y la materia orgánica disuelta en el agua (Sirivithayapakorn y Limtrakul, 2008). Xu *et al.* (2008) han encontrado retención del DEHF en el horizonte superficial del suelo, donde hay mayor contenido de materia orgánica. Para el 4-NF y sus isómeros se ha reportado la adsorción en sedimentos, siendo mayor conforme aumenta el contenido de sales iónicas, así como la concentración y aromaticidad de los ácidos húmicos en la composición de la materia orgánica del sólido (Li *et al.*, 2011). Más aún, Brown *et al.* (2009) determinaron una baja movilidad del 4-NF en suelos mejorados con biosólidos, en los que se cumplen las condiciones arriba mencionadas. A pesar de todo lo anterior, existen diversos trabajos que reportan la presencia de ambos

compuestos en cuerpos de agua cercanos a sitios de riego con agua residual (Siemens *et al.*, 2008; Gibson *et al.*, 2007), por lo que se advierte la necesidad de entender con más detalle los mecanismos mediante los cuales estos compuestos pueden ser retenidos o movilizados en el suelo.

Descripción del sitio de estudio

El Valle de Tula se localiza en la parte central de México, a 80 km al norte de la capital del país. Está a 1 900 msnm, entre los 20° 00' a 20° 30' de latitud norte y los 98° 55' a 99° 20' de longitud oeste. El clima es seco semiárido, con precipitación pluvial principalmente de mayo a octubre, y de 400 a 600 mm. La evapotranspiración es de 1 750 mm por año, en promedio. Debido a la carencia de agua en el Valle de Tula, el agua residual producida por las 21 millones de personas que habitan en la ciudad de México se emplea para el riego de 85 000 ha. Esta práctica se realiza desde hace más de un siglo y ha provocado la recarga incidental del acuífero. Así, se han generado nuevas fuentes de agua en forma de pozos y de manantiales que se usan para abastecer a más de 500 000 habitantes, previa cloración. La calidad de estas fuentes prácticamente cumple con todos los requisitos para su empleo como fuente de suministro para consumo humano (Jiménez y Chávez, 2004).

Metodología

Con el fin de estudiar la capacidad del suelo para adsorber el DEHF y el 4-NF, se realizaron dos tipos de experimentos: en lote y en columnas empacadas. Se emplearon tres clases de suelos provenientes del Valle de Tula y que son usados por lo común para la agricultura: vertisol, leptosol y feozem.

Muestreo de suelos y caracterización

El estudio se realizó en una parcela donde se encontraron las tres clases de suelo, de tal

forma que las condiciones de riego, rotación de cultivos y manejo agrícola eran idénticas para los tres suelos. Para los ensayos se colectó una muestra simple de aproximadamente 1 kg de cada suelo en el horizonte Ap (0-18 cm) usando una espátula de acero inoxidable y descartando la capa de material orgánico presente en los primeros 3 cm. Las muestras se almacenaron a 4 °C en frascos de vidrio pre-lavados, cubiertos con papel aluminio hasta el momento de su caracterización. En el laboratorio, los suelos fueron secados a temperatura ambiente durante 24 horas y tamizados a través de una malla metálica núm. 10 (2 mm). Antes de la experimentación, los suelos se esterilizaron, aplicando una dosis de rayos gamma de 25 kGy, a una tasa de 80 Gy/min durante 5.2 horas (Ortega-Larrocea *et al.*, 2007). La esterilidad de los suelos se verificó con pruebas de conteo en placa de bacterias aerobias, actinomicetos y hongos (St. John *et al.*, 1983; Linn y Doran, 1984; Hayakawa y Nonomura, 1987). Los suelos fueron caracterizados para los parámetros mostrados en el cuadro 2.

Experimentos en lote

Los experimentos de adsorción en lote se realizaron de acuerdo con lo establecido por la guía de la OCDE núm. 106 (OECD, 2000), estudiando el DEHF y el 4-NF por separado, y en las tres clases de suelo. Para determinar el tiempo de equilibrio, se pesaron 10 g de suelo en treinta matraces Erlenmeyer de vidrio. Después se añadió a cada matraz 50 mL de CaCl₂ 0.01 M. Los matraces se cubrieron con un tapón de silicón y se sometieron a agitación orbital a 150 rpm y 25 °C durante 24 horas. Pasado ese tiempo, se adicionó una masa del compuesto para llegar una concentración de 550 µg/L y los matraces fueron sometidos una vez más a agitación por periodos de tiempo previamente establecidos (0, 15, 30, 60, 120, 240, 480, 1 200, 1 440, 4 320 y 7 200 minutos). De cada matraz se extrajeron 10 mL de mezcla para transferirla a viales de vidrio que fueron centrifugados a 1 800 rpm durante

Cuadro 2. Características físicas y químicas de los suelos estudiados.

Parámetro	Leptosol	Feozem	Vertisol
pH ^a	6.9	6.8	7.3
Conductividad eléctrica ^a (μS/cm)	485	399	402
Carbono orgánico ^a (mg/g)	19	22	25
Capacidad de intercambio catiónico ^a (meq/100 g)	515	442	527
Densidad aparente ^a (g/cm ³)	2.6	2.6	2.5
Arena ^a (%)	28	34	17
Limo ^a (%)	48	40	31
Arcilla ^a (%)	24	26	52
Área superficial específica ^b (m ² /g)	47	47	71

^a determinado por medio de la técnicas ASTM, 1998; ASTM, 2000; USDA, 2003.

^b determinado por porosimetría de mercurio, método BJH (Brunauer, Joyner y Halenda).

cinco minutos. Se colectó el sobrenadante empleando una pipeta Pasteur y se guardó en cámara fría hasta el momento de su análisis. Cada experimento se realizó por triplicado y en condiciones de oscuridad, para evitar la fotodegradación de los compuestos (Xia y Jeong, 2004). Para las pruebas de adsorción, se realizó este mismo procedimiento, pero empleando concentraciones iniciales de 200, 500, 1 000, 1 500, 2 000 y 3 000 μg/L, y agitando durante 24 horas. En cada ensayo se utilizaron blancos para evaluar la posible liberación de DEHF y 4-NF de los suelos, así como la adsorción de los compuestos en las paredes de los matraces. Para el análisis de los resultados se obtuvieron los coeficientes de distribución K_d (L/kg) y los coeficientes de distribución normalizados al contenido de carbono orgánico K_{oc} (L/kg) para cada compuesto en los tres suelos, de acuerdo con las ecuaciones (1) y (2) (Weber *et al.*, 1992):

$$q_{eq} = K_d C_{eq} \quad (1)$$

$$K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}} \quad (2)$$

Donde C_{eq} es la concentración del contaminante en la fase líquida cuando se alcanza el estado de equilibrio (μg/L; q_{eq} es la concentración del compuesto en la fase sólida

(μg/kg), calculada por diferencia entre la concentración medida en la fase líquida en el equilibrio y la concentración inicial adicionada a la solución; y f_{oc} es la fracción de carbono orgánico de cada suelo.

Experimentos en columnas

Para estos ensayos se usaron columnas de borosilicato SR 25 AB de *Pharmacia Fine Chemicals* de 0.03 m de diámetro y 0.15 m de longitud. El DEHF fue estudiado en los suelos vertisol, leptosol y feozem, mientras que el 4-NF sólo se estudió en los suelos vertisol y leptosol, debido a que éstos representan las dos condiciones extremas de contenido de arcilla y materia orgánica en la zona de estudio. El empaquete se realizó usando el procedimiento propuesto por Smith y Hegazy (2006), el cual consiste en llenar de forma progresiva las columnas con una masa conocida de suelo, en intervalos de 1 cm, y compactar el suelo con un pisón de madera hasta alcanzar el valor de densidad aparente determinado en la caracterización del suelo. Para contar con condiciones de flujo estacionario y mantener la fuerza iónica de la solución de suelo, se agregaron al inicio 200 mL de CaCl₂ 0.01M en cada columna, con una bomba peristáltica a un flujo de 0.013 cm³/s. Los contaminantes fueron

entonces aplicados a la columna en forma de un pulso de 100 mL de CaCl_2 , a una concentración de 1 000 $\mu\text{g/L}$; esta concentración es similar a la máxima encontrada en el agua residual que se emplea para el riego (Gibson *et al.*, 2007). A continuación, se adicionaron 300 mL de CaCl_2 , 0.01 M para movilizar a los compuestos. El volumen total aplicado corresponde a la tasa de riego del maíz en el Valle de Tula, la cual es de 0.2 m^3/m^2 . Los lixiviados fueron recolectados por gravedad en la parte inferior de las columnas en matraces de vidrio limpios. Las muestras fueron almacenadas a 4 °C hasta su análisis por cromatografía de gases. Todos los experimentos se realizaron por triplicado y usando una columna como blanco. El blanco consistió en someter a la columna a todo el proceso explicado con anterioridad, pero sin aplicar los contaminantes. Con los datos de concentración obtenidos mediante el análisis de los lixiviados, se determinó la curva de elución para cada compuesto. Las curvas de elución se analizaron para calcular la dispersividad y el factor de retardo de cada compuesto en los tres suelos, mediante el método de momentos desarrollado por Pang *et al.* (2003). Este modelo consiste en derivar el momento teórico mediante diferenciación de la solución de la ecuación de convección-dispersión (ECD) para el transporte de un soluto en una dimensión, asumiendo el flujo en estado estacionario y un medio poroso homogéneo (ecuación (3)):

$$R \frac{\partial C}{\partial T} = \frac{1}{P} \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} - \frac{\partial C}{\partial X} \quad (3)$$

Donde C es la concentración adimensional, igual a C/C_0 , siendo C la concentración del soluto en los lixiviados y C_0 la concentración aplicada de los compuestos; X es la distancia adimensional, igual a z/L , con z como la profundidad de la columna a la cual se colectaron los lixiviados y L es el largo de la columna; T es el tiempo adimensional obtenido mediante:

$$T = \frac{vt}{L} = \frac{qt}{\theta L} \quad (4)$$

En la ecuación (4), v es la velocidad del agua en los poros del suelo (cm/min) o $v = q/\theta$; con q como el flujo Darcy (cm/min); θ como el contenido volumétrico de agua (cm^3/cm^3), y t es el tiempo (min). R o factor de retardo se calculó suponiendo una adsorción lineal de acuerdo con:

$$R = 1 + \frac{\rho K_d}{\theta} \quad (5)$$

Con ρ como la densidad aparente de la columna de suelo (g/cm^3) y K_d como el coeficiente de distribución (L/kg). La dispersión D en cm^2/min fue estimada a partir de la dispersividad λ (cm) y la velocidad del agua en los poros usando la ecuación (6):

$$D = v\lambda \quad (6)$$

Cuantificación de los compuestos

Para medir la concentración de DEHF y 4-NF en las muestras de sobrenadantes y lixiviados, se aplicó una versión modificada del método EPA 525. Para ello, las muestras fueron filtradas en cartuchos OASIS® HLB (Waters, Milford, Massachusetts, Estados Unidos) de 3 mL, previamente acondicionados. El acondicionamiento consistió en realizar dos lavados con 3 mL de acetona y otros dos con agua grado HPLC (Burdick y Jackson, Morristown, New Jersey, Estados Unidos), empleando un flujo de vacío de 10 mL/min. Los analitos fueron eluidos de los cartuchos con 3 mL de acetona grado HPLC. La fase líquida se recuperó y evaporó hasta la sequedad bajo un flujo de gas nitrógeno de ultra alta pureza. Por último, los analitos se derivatizaron usando el agente N , O -bis(trimetilsilil)trifluoroacetamida (BSTFA) y piridina (Sigma-Aldrich) como disolvente. El análisis se realizó en un cromatógrafo de gases Agilent 6890N, acoplado a una columna capilar HP-5MS de sílica fundida (30 m \times 0.25 mm \times 0.25 μm de grosor de la fase estacionaria), el volumen de

muestra inyectado fue de 1 μL , usando el modo *splitness* y helio como gas acarreador a una velocidad de flujo de 1 mL/min. Las rampas de temperatura fueron de 45 °C durante un minuto y 30 °C/min hasta 160 °C, manteniéndose a esa temperatura durante un minuto; y finalmente 6 °C/min hasta alcanzar los 300 °C, temperatura que se mantuvo durante cinco minutos. Para la cuantificación se empleó un detector selectivo de masas Agilent 5973N. La determinación de las concentraciones de los contaminantes se realizó mediante el método del estándar interno. Los compuestos deuterados [$^2\text{H}_4$] DEHF y [$^2\text{H}_{16}$] bisfenol-A se emplearon como estándares internos y se adicionaron antes del paso de derivatización.

Resultados y discusión

Características del suelo

En el cuadro 2 se presentan las características de los suelos en estudio. Éstos han sido regados con agua residual cruda por cerca de 45 años, que es un tiempo promedio de riego en la zona del Valle de Tula. Las texturas de los suelos vertisol, leptosol y feozem resultaron arcillosa, limosa y arcillo-limosa, respectivamente. Los tres suelos tuvieron un pH cercano a la neutralidad (de 6.9 a 7.3) y resultaron ligeramente salinos (RAS entre 1.6 y 2.2). El contenido de arcillas fue mayor en el vertisol (52%) que en con el leptosol (26%) y el feozem (23%). De acuerdo con Siebe y Fischer (1996), la composición mineralógica de la fracción arcillosa de los suelos del Valle de Tula es de forma predominante esmectita (80-90%), con bajas cantidades de illita y caolinita. Este dominio de esmectitas es importante, ya que se ha reportado que éstos son materiales eficientes para adsorber compuestos orgánicos no polares (Bi *et al.*, 2006). Por otra parte, a pesar de que los tres suelos han sido regados con agua residual sin tratar durante 45 años bajo condiciones idénticas (calidad del agua de riego y rotación de cultivos), el contenido de carbono orgánico determinado en el suelo vertisol fue ligeramente más alto (25 mg/g)

que para el leptosol (19 mg/g) y el feozem (22 mg/g). Esto es consistente con lo reportado para suelos arcillosos, en donde las arcillas tienden a ser centros de aglomeración del material orgánico que llega al suelo a través del residual (Brady y Raymond, 1996). De cualquier forma, para los tres suelos, los valores encontrados de carbono orgánico resultaron mayores a lo reportado por Chefetz *et al.* (2008) para suelos arenosos regados con agua residual tratada, lo que conduce a resaltar el efecto tanto de la calidad del agua de riego como de la textura del suelo en la acumulación del carbono orgánico. La mayor área superficial (71 m^2/g), encontrada para el suelo vertisol es una característica que puede favorecer la adsorción de los contaminantes frente al leptosol y el feozem, con 47 m^2/g , ambos.

Experimentos de adsorción en lote

Para los tres suelos estudiados, el equilibrio de adsorción fue alcanzado para el DEHF en cuatro horas y en ocho horas para el 4-NF. Sólo una décima parte de la concentración inicial de ambos compuestos permaneció en el sobrenadante después de cinco días de agitación; por tal razón, se decidió llevar a cabo los ensayos de adsorción con un tiempo de agitación de 24 horas. Esta rápida adsorción al suelo es un comportamiento observado por lo común entre compuestos con anillos aromáticos (como los ésteres de ácido ftálico y nonilfenoles etoxilados), y suelos ricos en materia orgánica o en coloides. Ello debido a que los compuestos hidrófobos (cuadro 1) se adsorben rápidamente al suelo por medio de interacciones no específicas. Para los valores de pH del suelo (6.9 a 7.3), cerca del 92% de las moléculas de 4-NF se encuentra en estado neutro no disociado, por lo que es posible que la adsorción en las partículas del suelo haya ocurrido por medio de puentes de hidrógeno entre el grupo fenol y los radicales hidróxilo de la materia orgánica en el suelo (Aquino *et al.*, 2011). DEHP, por su parte, al no contar con grupos funcionales ionizables en su molécula

no puede ser disociado. Las moléculas no ionizadas, al no contar con carga, pueden ser retenidas en el suelo por simples interacciones de tipo hidrófobo. La cantidad removida por adsorción de ambos contaminantes resultó más alta en los suelos vertisol, por su mayor contenido de materia orgánica y de arcillas, así como por su mayor área específica (cuadro 2), comprobando que éstas son propiedades importantes para la adsorción, tal como lo señalan Maraqa *et al.* (2011). Los resultados obtenidos para el 4-NF son consistentes con lo reportado por Düring *et al.* (2002), quienes compararon la adsorción de este compuesto en diferentes suelos y encontraron mayor retención en suelos con alto contenido de materia orgánica.

En este estudio, los coeficientes de adsorción (K_d) obtenidos para el DEHF resultaron ser tres órdenes de magnitud más altos que de los del 4-NF en los tres suelos estudiados (cuadro 3), lo que implica que este último se adsorbe menos en el suelo.

De acuerdo con Staples *et al.* (1997), el DEHF presenta una rápida partición hacia la fracción orgánica de los suelos como resultado de su elevado coeficiente de partición octanol-agua, aunado a su baja volatilidad. Al respecto, Karickhoff *et al.* (1979), señalan que la adsorción de compuestos orgánicos en el suelo es mayor conforme incrementa el valor del coeficiente de partición octanol-agua K_{ow} y que los fenómenos de simple partición son evidentes cuando el valor de esta constante tiende al del coeficiente de distribución normalizado al carbono orgánico (K_{oc}). Por otra parte, la menor hidrofobicidad del 4-NF junto a

su incipiente polaridad hace que su adsorción a la materia orgánica del suelo sea menor que para DEHF. Sin embargo, otras propiedades del suelo, como la superficie específica, el contenido y tipo de arcillas, y la capacidad de intercambio catiónico pueden estar asociadas con la adsorción de este compuesto al suelo (Düring *et al.*, 2002). El efecto de las arcillas en la adsorción del 4-NF se puede observar al comparar los coeficientes de distribución obtenidas en los suelos leptosol y vertisol. En el leptosol, con 23% de arcilla, el valor de K_d es 5.3 veces menor que el obtenido en el vertisol con 52% de arcilla.

En cuanto a los blancos, los resultados mostraron que no hubo liberación de los contaminantes por el suelo, ni adsorción a las paredes de los recipientes bajo las condiciones experimentales empleadas.

Experimentos en columnas

La densidad aparente en todas las columnas de suelo empacado resultó similar, lo que indica la reproducibilidad del método de empaque empleado. Las curvas de elución obtenidas para los dos compuestos evaluados fueron simétricas (figura 1), indicando que el movimiento de los compuestos se realizó en ausencia de flujos preferenciales.

Con la inexistencia de flujos preferenciales es posible asumir que el retardo en el transporte de cada compuesto a través del suelo se relaciona principalmente con las propiedades químicas del mismo.

Las dispersividades medidas en cada columna se calcularon a partir de las curvas de

Cuadro 3. Coeficientes de adsorción obtenidos en experimentos en lote para el DEHF y el 4-NF en los tres suelos estudiados.

Compuesto	Leptosol		Feozem		Vertisol	
	K_d	$\log K_{oc}$	K_d	$\log K_{oc}$	K_d	$\log K_{oc}$
4-NF	15	2.9	50	3.3	80	3.6
DEHF	1.8×10^4	5.9	2.4×10^4	6.0	4.2×10^4	6.3

K_d : coeficiente de distribución.

$\log K_{oc}$: logaritmo del coeficiente de distribución normalizado al contenido de carbono orgánico.

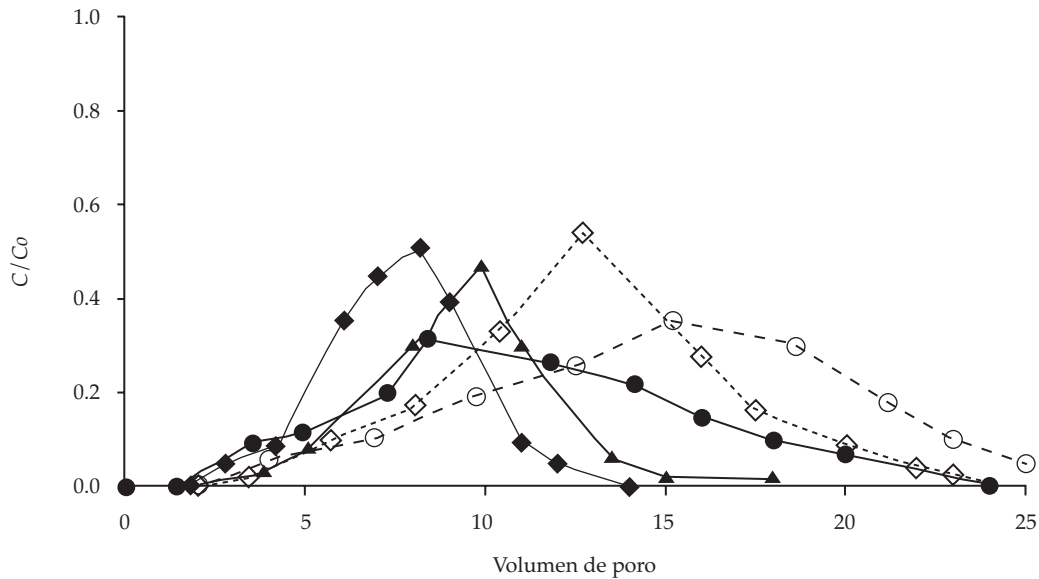


Figura 1. Curvas de elución de los dos compuestos en los tres suelos estudiados. Los datos señalados con círculo corresponden al suelo vertisol, los rombos al suelo leptosol y los triángulos al feozem. Las líneas continuas y marcas con relleno corresponden al DEHF y las líneas segmentadas con marcas sin relleno al 4-NF.

elución de los compuestos, empleando un flujo de Darcy de 0.14 mm/min. Para las seis columnas empacadas con el suelo leptosol, los valores de dispersividad obtenidos fueron del orden de 2.2 mm; en tanto que para las de suelo vertisol resultaron en alrededor de 13 mm. En cambio, en las columnas de suelo feozem, se observó una variación en el valor de dicho parámetro entre 4.9 y 8.6 mm. La mayor variación de la dispersividad observada en estas columnas puede ser el resultado de una mayor variación en los tamaños de las partículas del suelo. Por otro lado, la mayor dispersividad encontrada en el suelo vertisol se asocia con su alto contenido de arcilla (52%), en comparación con el leptosol y el feozem (cerca de 26%). Estos resultados son consistentes con lo reportado por Perfect *et al.* (2002), quienes indican que la dispersividad por lo general se incrementa con el contenido de arcilla. Una alta dispersividad de los solutos en el suelo vertisol indica también que el agua se puede estar moviendo a través de poros más pequeños que en los otros dos

suelos. Ello puede llevar al confinamiento de los compuestos en los microporos del suelo e incrementar el valor de retardo, o incluso aislarlos por completo del flujo principal de agua, y con ello aislarlos potencialmente de otros procesos de remoción/transformación.

El DEHF fue retenido con mayor fuerza en las columnas empacadas correspondientes a los tres suelos evaluados. Los factores de retardo R fueron de 7.15, 4.09 y 6.04, para el vertisol, leptosol y el feozem, respectivamente. Los factores de retardo se relacionaron de manera positiva con el contenido de materia orgánica del suelo ($R^2 = 0.9755$).

En cuando al 4-NF, el transporte del compuesto a través de los suelos vertisol y leptosol experimentó un retardo igual a 11 en ambos casos; esta similitud fue inesperada, dadas las características contrastantes de los suelos probados. Es probable que ello se deba a la menor interacción entre el soluto y el suelo ocurrida en este tipo de experimentos, en comparación con los experimentos de adsorción en lote. En cualquier caso, estos experimentos muestran que la retención en el suelo del 4-NF

es mayor a la encontrada para el DEHF para las tres clases de suelo. Sorprende que estos resultados sean opuestos a los encontrados de forma experimental en las pruebas en lote. Una explicación de ello es que el DEHF puede adsorberse en la materia orgánica disuelta liberada por el suelo, formando complejos que hacen que el contaminante pueda migrar con mayor rapidez a través de la columna de suelo, tal y como lo sugieren De Jonge *et al.* (2002). Debido a que en este experimento se empleó para el riego una solución libre de materia orgánica disuelta, tales fenómenos de complejación sólo pudieron ser posibles entre el DEHF y la materia orgánica disuelta liberada por el suelo, lo cual fue visible por la presencia de una coloración amarilla en los lixiviados. En general, los factores de retardo obtenidos en los experimentos en columnas para ambos compuestos en los tres suelos (cuadro 4), fueron menores que los valores de retardo teórico calculados a partir de los valores de K_d encontrados en los experimentos de adsorción en lote, usando la ecuación (5).

Esto puede deberse a las condiciones experimentales usadas para cada prueba, como son la relación suelo: solución, el área superficial expuesta al compuesto y el tiempo de contacto suelo-compuesto. Los resultados obtenidos en los experimentos de columnas concuerdan con lo que ha sido observado en campo, mientras que los resultados de las pruebas en lote muestran lo opuesto. En efecto, el DEHF se ha encontrado con más frecuencia y en mayores

concentraciones en el agua subterránea del Valle de Tula que el 4-NF. Las concentraciones detectadas en las fuentes de agua son de 7 a 25 ng/L para el DEHF y de 1.8 a 8 ng/L para el 4-NF (Gibson *et al.*, 2007). Esta situación parece reforzar las hipótesis arriba planteadas respecto a que es posible que el DEHF se adsorba en la materia orgánica disuelta liberada por el suelo, permitiendo su movilidad a través del suelo.

Conclusiones

El equilibrio de adsorción para los dos compuestos en los tres suelos estudiados se alcanzó antes de las 24 horas. Para el DEHF y el 4-NF, la capacidad de adsorción en cada suelo fue como sigue: vertisol > feozem > leptosol. En los experimentos en lote, la mayor adsorción fue obtenida para el DEHF, siendo cinco mil veces mayor que la del 4-NF. Contrario a lo obtenido en los estudios en lote, las curvas de elución del DEHF muestran que éste es más móvil que el 4-NF en las columnas empacadas con suelo. Este resultado explica la situación existente en el Valle de Tula, donde el DEHF es encontrado con mayor frecuencia en aguas subterráneas y en concentraciones mayores que el 4-NF. La posibilidad de contaminación del acuífero es más alta para el suelo de la clase leptosol, que para el vertisol y el feozem. Los bajos factores de retardo de los contaminantes en las columnas de suelo pueden explicar la presencia de ambos compuestos en el agua subterránea del sitio de estudio. Estas concentraciones, en el caso del

Cuadro 4. Parámetros experimentales y resultados de movilidad en columnas.

Suelos	DEHF					4-NF				
	^a ρ_s g/cm ³	v mm/min	^a R	^b λ mm	^c θ cm ³ /cm ³	^a ρ_s g/cm ³	v mm/min	^a R	^b λ mm	^c θ cm ³ /cm ³
Vertisol	0.97	0.18	7.15	13.5	0.62	0.97	0.28	11.6	12.45	0.6
Leptosol	1.14	0.21	4.09	2.23	0.57	1.13	0.27	11	2.24	0.5
Feozem	0.98	0.23	6.04	6.80	0.62	-	-	-	-	-

^a ρ_s : densidad aparente.

v : velocidad de poro.

^aR: factor de retardo.

^b λ : dispersividad.

^c θ : contenido de humedad volumétrica del suelo.

DEHF, son mil veces menores que los criterios internacionales para consumo humano, por lo que todavía no deben preocupar. Sin embargo, y aun cuando se depure el agua residual de la ciudad de México que se usa para riego en el Valle de Tula, es posible que las concentraciones hoy observadas se incrementen en un futuro de no tomar acciones precautorias.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) a través del proyecto 27770-T. Los autores agradecen al doctor Richard Gibson por su apoyo y asesoría en la parte analítica.

Recibido: 08/08/11
Aceptado: 25/04/12

Referencias

- AQUINO, A.J.A., TUNEGA, D., SCHAUMANN, G.E., HABERHAUER, G., GERZABEK, M.H., and LISCHKA, H. The functionality of cation bridges for binding polar groups in soil aggregates. *International Journal of Quantum Chemistry*. Vol. 111, 2011, pp. 1531-1542.
- ASTM. *Standard test methods for specific gravity of soil solids by water pycnometer*. Annual Book of ASTM Standards. Philadelphia: ASTM, 2000.
- ASTM. *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*. West Conshohocken, USA: American Society for Testing and Materials, 1998.
- BARCELÓ, D. and PETROVIC, M. Emerging contaminants from industrial and municipal waste: occurrence, analysis and effects. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*. Vol. 5/S/1. Berlin: Springer Verlag, 2008.
- BÄRLOCHER, F., GUENZEL, K., SRIDHAR, K.R., and DUFFY, S.J. Effects of 4-n-nonylphenol on aquatic hyphomycetes. *Science of the Total Environment*. Vol. 409, 2011, pp. 1651-1657.
- BATES, B.C., KUNDEZEWICZ, Z.W., WU, S., and PALUTIKOF, J.P. (editors). *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC Secretariat, 2008, 210 pp.
- BGS. *Emerging contaminants in groundwater*. Groundwater science programme open report OR/11/013 [en línea]. British Geological Survey. Acceso el 29 de julio de 2011. Disponible en *World Wide Web*: <http://nora.nerc.ac.uk/14557/1/OR11013.pdf>.
- BI, E., SHMIDT, T.C., and HADERLEIN, S.B. Sorption of heterocyclic organic compounds to reference soils: column studies for process identification. *Environmental Science & Technology*. Vol. 40, 2006, pp. 5962-5970.
- BOEHME, R.M., ANDRIES, T., HEINZ-DÖTZ, K., THIELE, B., and GUENTHER, K. Synthesis of defined endocrine-disrupting nonylphenol isomers for biological and environmental studies. *Chemosphere*. Vol. 80, No. 7, 2010, pp. 813-821.
- BRADY, N.C. and RAYMOND, W.R. *The nature and properties of soils*. 11th Edition. Upper Saddle River, USA: Prentice Hall International, 07458, 1996.
- BROWN, S., DEVIN-CLARKE, D., DOUBRAVA, M., and O'CONNOR, G. Fate of 4-nonylphenol in a biosolids amended soil. *Chemosphere*. Vol. 75, 2009, pp. 549-554.
- CHÁVEZ, A., MAYA, C., GIBSON, R., and JIMÉNEZ, B. The removal of microorganisms and organic micropollutants from wastewater during infiltration to aquifers after irrigation of farmland in the Tula Valley, Mexico. *Environmental Pollution*. Vol. 159, 2011, pp. 1354-1362.
- CHEFETZ, B., MUALEM, T., and BEN-ARI, J. Sorption and mobility of pharmaceutical compounds in soil irrigated with reclaimed wastewater. *Chemosphere*. Vol. 73, 2008, pp. 1335-1343.
- CLARKE, B.O. and SMITH, S.R. Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International*. Vol. 37, 2011, pp. 226-247.
- DE JONGE, H., DE JONGE, L.W., BLICHER, B.W., and MOLDRUP, P. Transport of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) applied with sewage sludge to undisturbed and repacked soil columns. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 31, 2002, pp. 1963-1971.
- DÜRING, R.A., KRAHE, S., and GÄTH, S. Sorption behavior of nonylphenols in terrestrial soils. *Environmental Science & Technology*. Vol. 36, 2002, pp. 4052-4057.
- FENT, K., WESTON, A.A., and CAMINADA, D. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*. Vol. 76, 2006, pp. 122-159.
- GIBSON, R., BECERRIL-BRAVO, E., SILVA-CASTRO, V., and JIMÉNEZ, B. Determination of acidic pharmaceuticals and potential endocrine disrupting compounds in wastewaters and spring waters by selective elution and analysis by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. Vol. 1169, No. 1-2, 2007, pp. 31-39.
- HAYAKAWA, M. and NONOMURA, H. Humic acid-vitamin agar, a new medium for the selective isolation of soil actinomycetes. *Journal of Fermentation Technology*. Vol. 65, No. 5, 1987, pp. 501-509.
- JIMÉNEZ, B. and ASANO, T. Water reclamation and reuse around the World. Chapter 1. In: *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and*

- Needs. Jiménez, B. and Asano, T. (editors). London: IWA Publishing, 2008.
- JIMÉNEZ, B. and CHÁVEZ, A. Quality assessment of an aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source: "El Mezquital Valley" case. *Water Science & Technology*. Vol. 50, No. 2, 2004, pp. 269-273.
- JIMÉNEZ, B., DRECHSEL, P., KONE, D., BAHRI, A., RASCHID-SALLY, L., and QADIR, M. General wastewater, sludge and excreta use situation. Chapter 1. In: *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risks In Low-Income Countries*. Sterling, USA: Dreschel and Scott Editors, Earthscan, 2010.
- KARICKHOFF, S.W., BROWN, D.S., and SCOTT, T.A. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*. Vol. 13, No. 3, 1979, pp. 241-248.
- LI, C., BERNIS, A.E., SCHÄFFER, A., SÉQUARIS, J.M., VEREECKEN, H.R.J., and KLUMPP, E. Effect of structural composition of humic acids on the sorption of a branched nonylphenol isomer. *Chemosphere*. Vol. 84, 2011, pp. 409-414.
- LINN, D.M. and DORAN, J.W. Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. *Soil Science Society of American Journal*. Vol. 48, 1984, pp. 794-799.
- LIU, W.L., SHEN, C.F., ZHANG, Z., and ZHANG, C.B. Distribution of phthalate esters in soil of e-waste recycling sites from Taizhou City in China. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*. Vol. 82, 2009, pp. 665-667.
- MARAQA, M.A., ZHAO, X., LEE, J., ALLAN, F., and VOICE, T.C. Comparison of nonideal sorption formulations in modeling the transport of phthalate esters through packed soil columns. DOI:10.1016/J.JCONHYD.2011.05.001 [en línea]. Acceso el 29 de julio 2011. Disponible en *World Wide Web*: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21621291>.
- MIGLIARINI, B., PICCINETTI, C.C., MARTELLA, A., MARADONNA, F., GIOACCHINI, G., and CARNEVALI, O. Perspectives on endocrine disruptor effects on metabolic sensors. *General and Comparative Endocrinology*. Vol. 170, 2011, pp. 416-423.
- NOWAK, K.M., KOULOUMBOS, V.N., SCHÄFFER, A., and CORVINI, P.F.X. Effect of sludge treatment on the bioaccumulation of nonylphenol in grass grown on sludge-amended soil. *Environmental Chemistry Letters*. Vol. 6, 2008, pp. 53-58.
- OAKS, J.L., GILBERT, M., VIRANI, M.Z., WATSON, R.T., METEYER, C.U., RIDEOUT, B.A., SHIVAPRASAD, H.L., AHMED, S., CHAUDHRY, M.J.I., ARSHAD, M., MAHMOOD, S., ALI, A., and KHAN, A.A. Diclofenac residues as the cause of population decline of vultures in Pakistan. *Nature*. Vol. 427, 2004, pp. 630-633.
- OECD. Test No. 106: Adsorption-desorption using a batch equilibrium method. *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*. 2000. doi:10.1787/9789264069602.
- ORTEGA-LARROCEA, M.P., SIEBE, C., ESTRADA, A., BÉCARD, G., and WEBSTER, R. Mycorrhizal inoculum potential of arbuscular mycorrhizal fungi in soils irrigated with wastewater for various lengths of time, as affected by heavy metals and available P. *Applied Soil Ecology*. Vol. 37, No. 1-2, 2007, pp. 129-138.
- PANG, L., GOLTZ, M., and CLOSE, M. Application of the method of temporal moments to interpret solute transport with sorption and degradation. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 60, 2003, pp. 123-134.
- PERFECT, E., SUKOP, M.C., and HASZLER, G.R. Prediction of dispersivity for undisturbed soil columns from water retention parameters. *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 66, 2002, pp. 696-701.
- PLANELLÓ, R., HERRERO, O., MARTÍNEZ-GUITARTE, J. L., and MORCILLO, G. Comparative effects of butyl benzyl phthalate (BBP) and di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) on the aquatic larvae of *Chironomus riparius* based on gene expression assays related to the endocrine system, the stress response and ribosomes. *Aquatic Toxicology*. Vol. 105, No. 1-2, 2011, pp. 62-70.
- SANTOS, L.H., ARAÚJO, A.N., FACHINI, A., PENA, A., DELERUE-MATOS, C., and MONTENEGRO, M.C. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 175, 2010, pp. 45-95.
- SIEBE, C. and FISCHER, W.R. Effect of long-term irrigation with untreated sewage effluents on soil properties and heavy metal adsorption of leptosols and Vertisols in Central Mexico. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. Vol. 159, No. 1, 1996, pp. 357-364.
- SIEMENS, J., HUSCHEK, G., SIEBE, C., and KAUPENJOHANN, M. Concentrations and Mobility of Human Pharmaceuticals in the World's Largest Wastewater Irrigation System, Mexico City-Mezquital Valley. *Water Research*. Vol. 42, 2008, pp. 2124-2134.
- SIRIVITHAYAPAKORN, S. and LIMTRAKUL, S. Distribution coefficient and adsorption-desorption rates of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) onto and from the surface of suspended particles in fresh water. *Water Air & Soil Pollution*. Vol. 190, 2008, pp. 45-53.
- SMITH, E. and HEGAZY, S. *E. coli* transport in soil columns: implications for reuse of treated wastewater in irrigation. *Water Science & Technology*. Vol. 54, No. 11-12, 2006, pp. 175-182.
- ST. JOHN, T.V., COLEMAN, D.C., and REID, C.P. Association of vesicular-arbuscular mycorrhizal hyphae with soil organic particles. *Ecology*. Vol. 64, No. 4, 1983, pp. 957-959.
- STAPLES, C.A., PETERSON, D.R., PARKERTON, T.F., and ADAMS, W.J. The environmental fate of phthalate esters: A literature review. *Chemosphere*. Vol. 35, No. 4, 1997, pp. 667-749.
- USDA. *Key to Soil Taxonomy*. 9th ed. Washington, D.C.: NRCS, Soil Survey Staff, 2003.
- USEPA. Report on Carcinogens. 12th ed. *National Toxicology Program, Department of Health and Human Services* [en

- línea]. Acceso el 29 de julio de 2011. Disponible en *World Wide Web*: <http://ntp.niehs.nih.gov/go/roc12>.
- USEPA. Treating Contaminants of Emerging Concern. A literature review database. 2010 EPA-820-R-10-002 [en línea]. Acceso el 31 de Julio de 2011. Disponible en *World Wide Web*: <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/ppcp/upload/cecliterature.pdf>
- VAN DEUREN, J., WANG, Z., and LEDBETTER, J. *Remediation technologies screening matrix and reference guide*. 3a ed. Technology Innovation Office, EPA, 1997. Disponible en *World Wide Web*: <http://www.epa.gov/tio/remed.htm>.
- VERDERAME, M., PRISCO, M., ANDREUCETTI, P., ANIELLO, F., and LIMATOLA, E. Experimentally nonylphenol-polluted diet induces the expression of silent genes VTG and ER α in the liver of male lizard *Podarcis sicula*. *Environmental Pollution*. Vol. 159, No. 5, 2011, pp. 1101-1107.
- WANG, J., SHIM, W., YIM, U., KANNAN, N., and DONGHAO, LI. Nonylphenol in bivalves and sediments in the northeast coast of China. *Journal of Environmental Sciences*. Vol. 22, No. 11, 2010, pp. 1735-1740.
- WEBER, W.J., MCGINLEY, P.M., LYNN, E., and KATD, A. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 1. Conceptual basis and equilibrium assessments. *Environmental Science & Technology*. Vol. 26, 1992, pp. 1955-1962.
- WHO. *WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. Vol. I: Policy and regulatory aspects. Vol. II: Wastewater use in agriculture. Geneva: World Health Organization, 2006.
- WHO. Guidelines for Drinking-Water Quality [en línea]. WHO, 2011. Library Cataloguing-in-Publication Data. World Health Organization. Disponible en *World Wide Web*: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/index.htm.
- WHO. *Health Guidelines for the use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Technical Report Series No 778. Geneva: World Health Organization, 1989.
- XIA, K. and JEONG, C. Photodegradation of the endocrine-disrupting chemical 4-nonylphenol in biosolids applied to soil. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 33, 2004, pp. 1568-1574.
- XU, G., LI, F., and WANG, Q. Occurrence and degradation characteristics of dibutyl phthalate (DBP) and di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in typical agricultural soils of China. *Science of the Total Environment*. Vol. 393, 2008, pp. 333-340.

Abstract

MURILLO-TORRES, R., PRADO, B., DURÁN-ÁLVAREZ, J.C. & JIMÉNEZ-CISNEROS, B. Retention of 4-nonylphenol and bis(2-ethylhexyl) phthalate in soil in the Tula Valley, Hidalgo, Mexico. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. III, No. 4, October-December, 2012, pp. 113-126.

The reuse of wastewater for agricultural irrigation is a common practice worldwide. Among other compounds, this water contains emerging pollutants whose migration into aquifers as a result of irrigation is a concern because of their impact on health. Therefore it is of interest to study the degree to which these compounds are retained by the soil through adsorption mechanisms. The purpose of this work was to determine the degree of retention of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) and 4-nonylphenol (4-NP) in three agricultural soils (vertisol, leptosol and phaeozem) irrigated with untreated wastewater in the Tula Valley. This was performed using batch and adsorption column experiments. The results from the batch tests showed strong adsorption of DEHP by the three types of soils (K_d from 1.8×10^4 to 4.2×10^4 L/kg), and a lower adsorption for 4-NP (K_d from 15 to 80 L/kg). The Vertisol soil showed the highest adsorption capacity for both compounds, explained by its high content of clay and organic matter. In contrast to the batch studies, the column experiments indicated that the retardation factor for 4-NP was greater than that for DEHP. This suggested the presence of other mechanisms that accelerate the leaching of DEHP, such as its complexation with dissolved organic matter in the soil. These results were consistent with those observed in situ in the wells and springs in the region, where concentrations of DEHP are greater than 4-NP.

Keywords: adsorption, emerging pollutants, aquifer contamination, endocrine disruptors, organic matter, retardation factor, agricultural reuse, soil.

Dirección institucional de los autores

Dra. Rosa Murillo Torres

Departamento de Tratamiento y Reúso de Agua
Instituto de Ingeniería
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán
04510 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5623 3600, extensión 8685
rmurillot@gmail.com

Dra. Blanca Prado

Departamento de Edafología
Instituto de Geología
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán
04510 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5622 4265, extensión 159
bprado@geologia.unam.mx

M. en C. Juan C. Durán Álvarez

Departamento de Tratamiento y Reúso de Agua
Instituto de Ingeniería
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán
04510 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5623 3600, extensión 8685
jdurana@iingen.unam.mx

Dra. Blanca Jiménez Cisneros

Departamento de Tratamiento y Reúso de Agua
Instituto de Ingeniería
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán
04510 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5623 3600, extensión 8685
bjimenezc@iingen.unam.mx