



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

INFLUENCIA DE LA CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA POROSO EN LA LIXIVIACIÓN DE GLIFOSATO Y AMPA

GERMÁN SORACCO^{a,c,*}, LUIS A. LOZANO^{a,b}, RAFAEL VILLARREAL^{a,b}, ERICA LAORETANI^a, SANTIAGO VITTORI^d & ROBERTO R. FILGUEIRA^c

^aFacultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP. ^bBecario del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina; ^cInvestigador del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; ^dCentro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

*german.soracco@gmail.com

Palabras clave: Siembra Directa, porosidad, propiedades hidráulicas

Resumen

El Glifosato (N-fosfonometilglicina, C₃H₈NO₅P, CAS 1071-83-6) es el herbicida más utilizado en la actualidad. En general, se lo considera prácticamente inmóvil en el suelo, sin embargo varios estudios nacionales e internacionales han reportado su presencia y el de su principal metabolito de degradación (AMPA) en horizontes subsuperficiales, implicando un riesgo ambiental importante. Uno de los principales factores que parecen influir en su dinámica es la estructura del suelo, en especial la configuración del sistema poroso. El objetivo de este trabajo fue determinar la influencia de la distribución de los distintos tamaños de poros y la concentración de glifosato a distintas profundidades en dos sistemas de labranza. El estudio se realizó en la Chacra Experimental Integrada Chascomús (INTA-MMA). El suelo se clasificó como un Argiudol Abrúptico, perteneciente a la serie Udaondo. Se muestrearon dos lotes contiguos de maíz bajo distintos sistemas de manejo, cada uno correspondiente a un tratamiento: Siembra directa (SD) y Laboreo Convencional (LC). En ambos tratamientos se aplicó al inicio del ciclo de 1080 g de glifosato por hectárea. Durante el ciclo de cultivo se extrajeron muestras indisturbadas de los primeros 10 cm de suelo en 4 momentos distintos (BS: antes de la siembra, V6: estadio vegetativo sexta hoja, R5: madurez fisiológica, AH: después de cosecha) para determinar la distribución de tamaño de poros en mesa de tensión. En AH se extrajeron muestras de suelo en cada tratamiento hasta 40 cm de profundidad a intervalos de 10 cm y se les determinó concentración de glifosato y AMPA a través de cromatografía líquida de alta precisión (HPLC-MS/MS). La concentración se expresó en µg/kg de suelo seco. Se registró también la precipitación ocurrida a lo largo del ciclo. El tratamiento LC presentó mayores valores de porosidad total y macroporosidad inmediatamente después de la labranza para luego disminuir hacia el fin del ciclo de cultivo. Bajo SD los valores de porosidad total y macroporosidad fueron menores comparados con LC, manteniéndose constantes con una leve disminución hacia fin del cultivo. En cuanto a las concentraciones de glifosato, se observaron mayores valores en SD comparado con LC (74,84 µg/kg y 53,51 µg/kg respectivamente) en los primeros 10 cm de suelo, tendencia que se revirtió entre los 10



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

y 20 cm de profundidad (26,47 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y 36,84 $\mu\text{g}/\text{kg}$ respectivamente). La concentración de AMPA siguió la misma tendencia. Lo encontrado en este trabajo podría estar asociado a la macroporosidad generada por la labranza, junto con un evento importante de precipitación de 50 mm nueve días después de la aplicación. Esta combinación de factores podría favorecer la lixiviación de glifosato y AMPA a horizontes subsuperficiales.

Introducción

La agricultura extensiva de cultivos transgénicos en Argentina (soja, maíz y algodón) abarca aproximadamente 23 millones de hectáreas, lo que implica que el glifosato (N-fosfometilglicina, $\text{C}_3\text{H}_8\text{NO}_5\text{P}$, CAS 1071-83-6) es el herbicida más utilizado, siendo su consumo aproximadamente de 160 millones de litros por año (Aparicio *et al.*, 2013).

En principio, por su naturaleza química, se consideraba al glifosato como un herbicida prácticamente inmóvil en el suelo, debido a su estructura molecular de tres grupos polares funcionales que le permitiría ser adsorbido fuertemente (Borggaard y Gimsing, 2008). Sin embargo, componentes de alta capacidad de adsorción, como el glifosato y su principal metabolito de degradación (Ácido aminometilfosfónico, AMPA), pueden potencialmente migrar grandes distancias a través del suelo (Bergström *et al.*, 2011). En los últimos años, numerosos estudios a campo reportaron la presencia de glifosato en horizontes subsuperficiales (Veiga *et al.*, 2001, Petersen *et al.*, 2003, Kjær *et al.*, 2005, Landry *et al.*, 2005, Candela *et al.*, 2010) y en cursos de agua cercanos al lugar de aplicación (Vereecken, 2005, Coupe *et al.*, 2012, Sanchís *et al.*, 2012). En Argentina, Peruzzo *et al.* (2008) estudiaron en la Región Pampeana Norte la concentración de glifosato en suelos y en cursos de agua, encontrando un incremento en el suelo luego de su aplicación, y luego de una precipitación un aumento en los cursos de agua adyacentes al cultivo. En el sudeste bonaerense Aparicio *et al.* (2013) midieron la concentración de glifosato y AMPA en suelos y aguas de fuentes superficiales, observando presencia en ambos. Lupi *et al.* (2015) trabajaron en la Región Pampeana Sur, estudiando la concentración de glifosato y AMPA a distintas profundidades en dos lotes agrícolas de textura franco arenosa y con similares contenidos de materia orgánica, observando que más del 90% de la dosis de glifosato aplicada quedó retenida en los primeros 10 cm del suelo, atribuyéndoselo a la ausencia de macroporos que permitan el flujo preferencial. Sin embargo estos autores remarcan la presencia de glifosato y AMPA hasta 35 cm de profundidad, lo que indica un posible riesgo de migración de dicho herbicida.

La estructura del suelo y la distribución de tamaños de poros son factores que influyen en el transporte de glifosato y de solutos en general (Larsbo *et al.*, 2014). De Jonge *et al.* (2000) concluyeron a partir de sus ensayos que el transporte preferencial a través de los macroporos causó la percolación de glifosato. Kjær *et al.* (2005) observaron que suelos arenosos y con baja macroporosidad parecieron prevenir la lixiviación de



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

glifosato y AMPA, contrariamente a lo encontrado en suelos arcillosos con presencia de flujo preferencial a través de los macroporos en los cuales sí se observó lixiviación. Borggaard & Gimsing (2008), mencionan que suelos con un elevado volumen de macroporos son susceptibles a la lixiviación de glifosato pero solo cuando grandes precipitaciones suceden luego de su aplicación. Varios autores reportan que en suelos sin macroporos el transporte de glifosato a horizontes subsuperficiales no ocurre debido a que no se genera un flujo “bypass” (De Jonge et al., 2000, Fomsgaard et al., 2003, Strange-Hansen et al., 2004, Stone & Wilson, 2006). Asimismo, estudios recientes muestran que el movimiento de glifosato y AMPA está relacionado con los mecanismos del movimiento de agua (Coupe et al., 2012).

El sistema de labranza tiene su principal impacto en la configuración del sistema poroso del suelo. Varios autores reportan solo un incremento de la macroporosidad en la zona arada (Kay & VandenBygaart, 2002, Lipiec et al., 2006, Soracco et al., 2012). Este efecto deriva en mayores tasas de infiltración ya que el flujo de agua en un suelo estructurado es conducido principalmente por los macroporos, incluso cuando estos representen una pequeña fracción (Cameira et al., 2003, Soracco et al., 2012). Este efecto en la configuración del sistema poroso influirá en la entrada y redistribución de solutos y contaminantes en el perfil de suelo.

Vereecken (2005) menciona que el efecto que causa el tipo de labranza en el suelo sobre la dinámica del glifosato no está bien definido aún. Varios estudios indican que en suelos sin labrar, la lixiviación de solutos es mayor debido a una mayor conectividad de la macroporosidad (Larsbo et al., 2014, Rampazzo et al., 2014, Okada et al., 2015), mientras que la labranza de los suelos reduce la migración de glifosato ya que corta la conectividad de los poros funcionales (Ghafoor et al., 2013). Por el contrario, Gjetterman et al. (2009) trabajando en columnas indisturbadas, encontraron en suelos franco arenosos diferencias significativas en la cantidad de glifosato lixiviado, siendo mayor en suelos arados recientemente que en suelos con labranza mínima.

Larsbo et al. (2014) estudiaron la migración de distintos herbicidas en columnas indisturbadas de suelo de textura arcillo limoso en dos situaciones de labranza distintas, observando que los suelos bajo SD presentaron mayor lixiviación debido a una mayor conectividad de la macroporosidad. Por el contrario algunos investigadores estudiaron la concentración de glifosato y AMPA a distintas profundidades en distintos tipos de suelos bajo SD y labranza convencional, sin encontrar influencia del manejo en la lixiviación del herbicida (Fomsgaard et al., 2003, Rampazzo et al., 2013).

Estudios que tomen en cuenta el efecto de las propiedades hidráulicas del suelo en el del movimiento del glifosato son poco comunes en la literatura (Candela et al., 2010). El estudio y descripción de la dinámica del agua y del glifosato en suelos bajo distintos sistemas de manejo es fundamental para el estudio de la problemática de contaminación de suelos y aguas subsuperficiales. Por esto hipotetizamos que: i- el

XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

movimiento de glifosato a través del perfil del suelo depende de la distribución de las distintas familias de poros; ii- El sistema de manejo produce un efecto diferencial en la configuración del sistema poroso del suelo.

Los objetivos de este trabajo son: i- determinar la concentración de glifosato a distintas profundidades del perfil de suelo y su relación con la distribución de tamaño de poros; ii- estudiar el efecto de las labranzas sobre el sistema poroso del suelo.

Materiales y Métodos

Sitios y tratamientos

El estudio se realizó en la Chacra Experimental Integrada Chascomús (INTA-MMA), ubicada en las cercanías de la localidad de Chascomús, a los 35°44'37,6" de latitud Sur y 58°03'10,22 longitud Oeste. El suelo se clasificó como un Argiudol Abrúptico (Soil Survey Staff, 2006), perteneciente a la serie Udaondo. El clima en la región es templado, con temperaturas que raramente caen debajo de los 0 °C. La precipitación promedio anual ronda aproximadamente los 1000 mm. Se muestrearon dos lotes contiguos de maíz bajo distintos sistemas de manejo, cada uno correspondiente a un tratamiento: Siembra directa continua (SD); y Laboreo Convencional a 10 cm de profundidad de una pasada con rastra de disco y diente (LC). Ambos tratamientos se situaban en la misma posición en el paisaje. A ambos tratamientos se les aplicó 2 litros/ha de glifosato (Roundup Full®, Monsanto 540 g/L de principio activo) el 29 de septiembre de 2014. La siembra se realizó 24 de octubre de 2014. La precipitación registrada durante el ciclo de cultivo se detalla en la figura 1.

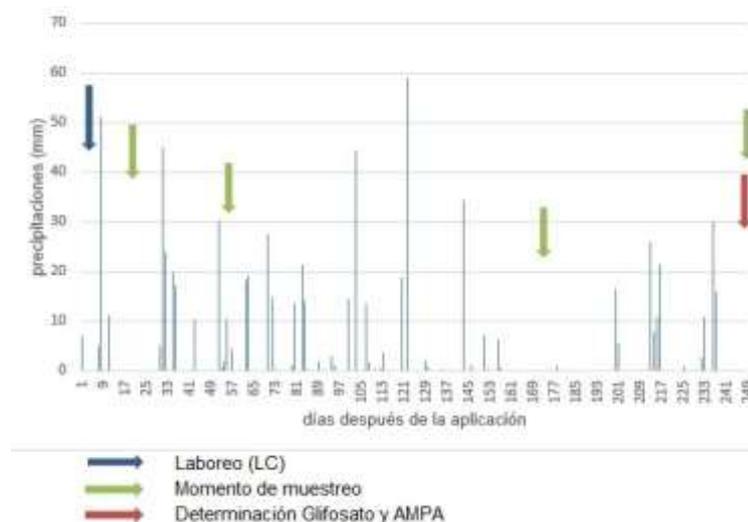


Figura 1. Precipitaciones registradas durante el ciclo de cultivo después de la aplicación de glifosato.



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Extracción de muestras y determinación de glifosato

El muestreo para la determinación de glifosato y AMPA se realizó luego de la cosecha del maíz para evaluar el residuo luego de un ciclo de cultivo. Las muestras de suelo fueron extraídas con un barreno de acero inoxidable y se muestreó hasta 40 cm de profundidad a intervalos de 10 cm. Luego de la extracción, las muestras fueron refrigeradas y congeladas a -18°C hasta realizarse la determinación de concentración de glifosato y AMPA en laboratorio.

La cuantificación de Glifosato y AMPA a las distintas muestras de suelo se realizó según el método de Lupi et al. (2015), a través de cromatografía líquida de ultra alta precisión acoplado a un espectrómetro de masa (UHPLC-MS/MS). Para el procesamiento de los datos obtenidos a partir del análisis de las muestras se utilizó el software Masslynx NT v 4.1.

Análisis de suelo

Se extrajeron muestras de suelo indisturbadas en cilindros de acero inoxidable (5 cm de altura, 5 cm de diámetro interno) de los primeros 10 cm de suelo. Se tomaron 8 repeticiones por tratamiento y momento (64 muestras en total). Las muestras fueron cubiertas con bolsas plásticas hasta el momento de análisis en laboratorio.

Además se recolectaron muestras de suelo disturbadas para determinar contenido de materia orgánica (MO) según (SAMPLA, 2004) y la distribución de tamaño de partículas a través del método de la pipeta (Gee & Bauder, 1986).

Distribución de tamaño de poros

Las muestras de suelo indisturbadas se llevaron a saturación desde la base y luego se sometieron en mesa de tensión de arena a succiones de -50 cm y -100 cm, tensiones a las cuales los poros con diámetro mayores a $60\ \mu\text{m}$ y $30\ \mu\text{m}$ respectivamente drenan. Las distintas familias de poros del suelo se clasificaron como: macroporos (diámetro $> 60\ \mu\text{m}$), mesoporos ($30\ \mu\text{m} < \text{diámetro} < 60\ \mu\text{m}$), y microporos (diámetro $< 30\ \mu\text{m}$). La fracción de poros correspondiente a cada familia se calculó como la relación entre la cantidad de agua retenida en esos poros ($1\ \text{g} = 1\ \text{cm}^3$) y el volumen de la muestra.

Análisis estadístico

Para determinar la variación temporal de la distribución de los distintos tamaños de poros, ambos tratamientos se analizaron por separado (ANOVA con momento de muestreo como factor) (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando se encontró un efecto significativo en el momento de muestreo, se utilizó el test LSD de Fisher para comparar las medias. Todos los análisis fueron determinados con una significancia de $p=0,05$.

XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Resultados y Discusión

Características generales del suelo

La distribución de tamaño de partículas no difirió entre tratamientos, dando 25% de arcilla, 41,5 % de limo y 33,5 % de arena, clasificándose como un suelo franco. El contenido de CO del horizonte A tampoco presentó diferencias significativas entre tratamiento, promediando un valor de 4,9 %.

Distribución de tamaño de poros

Los valores de PT y las distintas familias de poros se muestran en la tabla 1. Los valores encontrados fueron significativamente distintos ($p = 0,05$) para ambos tratamientos.

Tabla 1. Distribución de tamaños de poros (PT: porosidad total, θ_{ma} : macroporos (diámetro > 60 μm), θ_{me} : mesoporos (30 μm < diámetro < 60 μm), y microporos (diámetro < 30 μm)) para Siembra Directa (SD) y Labranza Convencional (LC) dependientes del momento de muestreo (BS: antes de la siembra, V6: estadio vegetativo sexta hoja, R5: madurez fisiológica, AH: después de cosecha). Letras distintas en la misma columna significan diferencias significativas entre momento de muestreo para cada tratamiento ($P=0,05$)

		PT	θ_{ma}	θ_{me}	θ_{mi}
Tratamiento	Momento	%	%	%	%
SD	BS	39,5a	9,7a	2,1b	27,7a
	V6	40,5a	11,6ab	1,6a	27,3a
	R5	50,8b	12,4b	2,9c	35,5b
	AH	52,8b	11,8b	1,9b	39,0c
LC	BS	45,1a	15,2b	2,ab	27,5a
	V6	45,1a	15,0b	2,1a	28,1a
	R5	54,4b	15,0b	3,8c	35,6b
	AH	52,3b	12,6a	2,5b	37,1c

Bajo LC la PT y las distintas fracciones de poros derivadas de la mesa de tensión varió significativamente entre momentos de muestreo. La PT se mantuvo constante entre BS y R5, decreciendo desde V6 a R5 hasta un valor mínimo en AH. Los valores de θ_{ma} se mantuvieron constante entre BS y R5, disminuyendo en AH. Los resultados están de acuerdo con lo encontrado por otros autores (Lipiec et al., 2006, Soracco et al., 2012) que mencionan que el aumento de la PT generada por el laboreo del suelo es máxima inmediatamente después de la operación de labranza para luego caer a un valor mínimo sobre el final del ciclo de cultivo. A su vez está coincide con lo encontrado por autores

XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

que trabajaron en la misma región de estudio (Álvarez et al., 2006) y de otras regiones (Angulo-Jaramillo et al., 1997, Azevedo et al., 1998) que enfatizan que la conductividad hidráulica saturada, K_s , una de las propiedades físicas más estudiadas, aumenta con la operación de labranza y durante la temporada de crecimiento disminuye hasta un valor mínimo hacia final de ciclo.

Bajo SD la PT y las distintas fracciones de poros también presentaron diferencias significativas entre momentos de muestreo. La PT se mantuvo constante entre BS y V6, aumentando en R5 y AH. Los valores de θ_{ma} incrementaron entre BS y V6, manteniéndose constante hasta AH. Este incremento puede ser debido al efecto del cultivo de maíz y su sistema radicular que genera macroporos continuos (Lozano et al., 2014).

Concentración de glifosato y AMPA a distintas profundidades

Las concentraciones de glifosato y AMPA a distintas profundidades para ambos tratamientos se muestran en la figura 1.

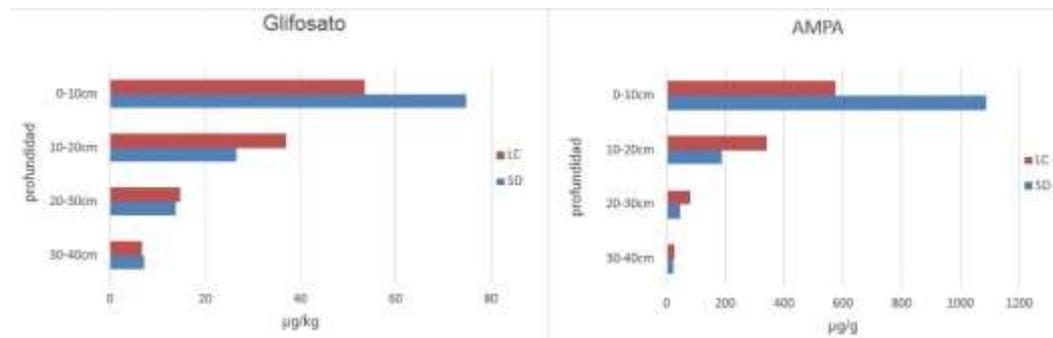


Figura 2. Concentración de glifosato (izquierda) y AMPA (derecha) ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de suelo seco) a distintas profundidades para ambos tratamientos (SD: Siembra Directa, LC: Labranza Convencional).

Para el tratamiento LC se puede observar que la mayor concentración tanto de glifosato como de AMPA se encontró entre los primeros 10 cm de profundidad, decreciendo uniformemente hasta 40 cm. Para el tratamiento SD la mayor concentración de glifosato y AMPA también se encontró entre los primeros 10 cm de profundidad, disminuyendo uniformemente hasta los 40 cm de profundidad. Comparando entre tratamientos, SD presentó mayores valores de glifosato y AMPA en superficie que LC (Figura 2). Esta tendencia se ve revertida entre los 10 y 20 cm, ya que en LC la concentración de glifosato y AMPA fue mayor que en SD. Este cambio de tendencia puede atribuirse a la mayor PT y θ_{ma} generada por el efecto de labranzas, lo que genera un flujo preferencial, ya mencionado por otros autores (Gjetterman et al., 2009). Por el contrario, los resultados encontrados no coinciden con lo mencionado por algunos autores que



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

mencionan que en suelos sin labrar la lixiviación de glifosato es mayor debido a una mayor conectividad de la macroporosidad (Larsbo et al., 2014, Rampazzo et al., 2014, Okada et al., 2015).

Por otro lado se puede observar que nueve días después de la aplicación de glifosato, se registró una abundante precipitación de 51 mm, que combinado a una alta macroporosidad hizo que se produjera la lixiviación de glifosato y AMPA bajo LC. Diferente fue el caso de SD que ante el mismo evento de precipitación, la mayor parte del herbicida y su principal metabolito quedaron en superficie. Esto ya ha sido mencionado por otros autores (Borggaard & Gimsing, 2008) que remarcan que suelos con elevada macroporosidad son susceptibles a la lixiviación de glifosato cuando ocurren grandes precipitaciones.

Conclusiones

La configuración del sistema poroso del suelo tiene influencia en la lixiviación de glifosato y AMPA. Suelos con mayor macroporosidad son más susceptibles a la migración de este herbicida y su principal metabolito de degradación, en especial cuando ocurren grandes precipitaciones cercanas a la fecha de aplicación.

Las labranzas afectan a la configuración del sistema poroso del suelo, generando una mayor macroporosidad inmediatamente después de la labor, que disminuye hacia el final del ciclo de cultivo.

Bibliografía

Álvarez, C.R.; M.A. Taboada; C. Bustingorri & F.H. Gutiérrez Boem. 2006. Descompactación de suelos en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. *Ciencia del suelo*, 4(1): 1-10.

Angulo-Jaramillo, R.; J.L. Thony; G. Vachaud; F. Moreno; E. Fernandez-Boy; J.A. Cayuela & B.E. Clothier. 1997. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measured using a tension disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 61(1): 27-32.

Aparicio, V.C.; E. De Gerónimo; D. Marino; J. Primost; P. Carriquiriborde & J.L. Costa. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93: 1866-1873.

Azevedo, A.S.; R.S. Kanwar & R. Horton. 1998. Effect of cultivation on hydraulic properties of an iowa soil using tension infiltrometers. *Soil Science*, 163(1): 22-29.



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Bergström, L.; E. Börjesson & J. Stenström. 2011. Laboratory and lysimeter studies of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a sand and a clay soil. *Journal Environment Quality*, 40: 98-108.

Borggaard, O.K. & A.L. Gimsing. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manag. Sci.*, 64: 441–456.

Cameira, M.R.; R.M. Fernando & L.S. Pereira. 2003. Soil macropore dynamics affected by tillage and irrigation for a silty loam alluvial soil in southern. Portugal. *Soil Tillage Res.*, 70: 131-140.

Candela, L.; J. Caballero & D. Ronen. 2010. Glyphosate transport through weathered granite soils under irrigated and non-irrigated conditions Barcelona, Spain. *The Science of the Total Environment*, 408(12): 2509-2516.

Coupe, R.H.; S.J. Kalkhoff; P. Capl & C. Gregoire. 2012. Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. *Pest. Manage. Sci.*, 68: 16-30.

de Jonge, H.; L.W. de Jonge & H.O. Jacobsen. 2000. [14C] Glyphosate transport in undisturbed topsoil columns. *Pest Manag. Sci.*, 56: 909-915.

Fomsgaard, I.S.; N.H. Spliid & G. Felding. 2003. Leaching of pesticides through normal-tillage and low-tillage soil – a lysimeter study. II. Glyphosate. *J Environ Sci Health B*; 38: 19–35

Gee, G.W.; J.W. Bauder & A. Klute. 1986. Particle-size analysis. *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*, 5.1: 383-411.

Ghafoor, A.; J. Koestel; M. Larsbo; J. Moeyns & N. Jarvis. 2013. Soil properties and susceptibility to preferential solute transport in tilled topsoil at the catchment scale. *J. Hydrol.*, 492: 190-199.

Gjetterman, B.; C.T. Petersen; C.B. Koch; N.H. Spliid; C. Grön & D.L. Baun. 2009. Particle-facilitated pesticide leaching from differently structured soil monoliths. *J. Environ. Quality*, 38: 2382-2393.

Kjær, J.; P. Olsen; M. Ullum & R. Grant. 2005. Leaching of glyphosate and aminomethylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. *J. Environ Qual.*, 34: 608-620.

Kay, B.D. & A.J. VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.*, 66(2): 107-118.



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Landry, D.; S. Dousset; J. Fournier & F. Andreux. 2005. Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romanée, 21-France). *Environmental Pollution*, 138: 191-200.

Larsbo, M.; J. Koestel & N. Jarvis. 2014. Relationship between macropore network characteristics and the degree of preferential solute transport. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18: 5255-5269.

Lipiec, J.; J. Kuś; A. Słowińska-Jurkiewicz & A. Nosalewicz. 2006. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil Till. Res.*, 89(2): 210-220.

Lozano, L.A.; C.G. Soracco; W.M. Cornelis; D. Gabriels; G.O. Sarli & R. Villarreal. 2014. Anisotropy of pore size classes' connectivity related to soil structure under no tillage. *Soil Science*, 178: 612-627.

Lupi, L.; K.S.B. Miglioranza; V.C. Aparicio; D. Marino; F. Bedmar & D.A. Wunderlind. 2015. Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science of Total Environment*, 536: 678-694.

Okada, E.; J.L. Costa & F. Bedmar. 2016. Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma*, 263: 78-85.

Petersen, C.T.; J. Holm; C.B. Koch; H.E. Jensen & S. Hansen. 2003. Movement of pendimethalin, ioxynil and soil particles to field drainage tiles. *Pest Manag., Sci.*, 59: 85-96.

Peruzzo, P.J.; A.A. Porta & A.E. Ronco. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. *Environ. Poll.*, 156: 61-66.

Rampazzo, N.; G. Rampazzo Todorovic; A. Mentler & W.E. Blum. 2013. Adsorption of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in soils. *Int. Agrophys.*, 27: 203-209.

SAMLA, 2004. (Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos, Agua, Vegetales y Enmiendas Orgánicas). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina. Dirección de Producción Agrícola. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos, Agua, Vegetales y Enmiendas Orgánicas.

Sanchís, J.; L. Kantiani; M. Llorca; F. Rubio; A. Ginebreda; J. Fraile; T. Garrido & M. Farré. 2012. Determination of glyphosate in groundwater samples using an ultrasensitive immunoassay and confirmation by on-line solid-phase extraction followed by liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem.*, 402: 2335-2345.



XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Soil Survey Staff. Keys to soil taxonomy. 2006. 10th ed. Washington, DC: USDA-Natural Resources Conservation Service.

Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1995. Biometry. Ed. Freeman. 887 p.

Soracco, C.G.; L.A. Lozano; R. Balbuena; J.M. Ressia, & R.R. Filgueira. 2012. Contribution of macroporosity to water flux of a soil under different tillage systems. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 36(4): 1149-1156.

Stone, W.W. & J.T. Wilson. 2006. Preferential flow estimates to an agricultural tile drain with implications for Glyphosate Transport. *J. Environ. Qual.*, 35: 1825-1835

Strange-Hansen, R.; P.E. Holm; O.S. Jacobsen & C.S. Jacobsen. 2004. Sorption, mineralization and mobility of N(phosphonomethyl)glycine (glyphosate) in five different types of gravel. *Pest Manag. Sci.*, 60: 570-578.

Veiga, F.; J.M. Zapata; M.L.F. Marcos & E. Alvarez. 2001. Dynamics of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in forest soil in Galicia, north-west Spain. *Sci. Total Environ.*, 271: 135–144.

Vereecken, H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manag. Sci.*, 61: 1139-1151.