

LOS PLAGUICIDAS AGREGADOS AL SUELO Y SU DESTINO AMBIENTAL

Ing. Agr. (Dra.) Jorgelina C. Montoya
EEA Anguil, INTA

Coord. Proyecto Específico “Los agroquímicos como fuente de contaminación difusa en agroecosistemas”

INTRODUCCIÓN

La provisión de alimentos es la función principal y el servicio ecosistémico clave de la agricultura. Hoy en día, la agricultura es señalada como una significativa fuente de daño ambiental por un excesivo uso de los recursos naturales, o bien como una vía de entrada de la contaminación por plaguicidas (Tilman 1999; Zimdahl 2013). Si bien, los plaguicidas proporcionan beneficios productivos al controlar las plagas, su uso implica costos directos y también otros costos debido al impacto de los tratamientos sobre la salud humana y el medio ambiente (Bourguet y Guillemaud 2016). Los plaguicidas pueden emigrar desde los sitios tratados hacia el aire, a través del suelo y a los cuerpos de agua. Su persistencia en suelo depende del grado de retención y de la facilidad con que se degradan. Su uso debe garantizar la seguridad pública y la protección del medio ambiente. Los trabajos llevados adelante desde el proyecto “Los agroquímicos como fuente de contaminación difusa en agroecosistemas” tienen el propósito de proporcionar información para el desarrollo de herramientas para mitigar la contaminación y generación de políticas sustentables de producción agropecuaria.

En Argentina el 78.5% de los cultivos se realizan bajo sistema de siembra (SD) (AAPRESID 2012). La energía química es la herramienta tecnológica clave para el control de malezas en sistemas conducidos bajo SD, representando el segmento de los herbicidas el 87% del volumen de fitosanitarios comercializado. El glifosato representa el 65%; y con un porcentaje de 22% participan otros herbicidas. Sin embargo, cabe resaltar que hubo un incremento de un 22% del empleo de otros herbicidas (CASAFE 2014). Esto no sólo puede acarrear problemas ambientales sino también productivos ya que en ciertas ocasiones se dan fenómenos de carryover (residuos de herbicidas en el suelo en concentraciones fitotóxicas para los cultivo siguientes) y stacking (acumulación de residuos de herbicidas del mismo modo de acción en el suelo).

En Argentina existe un creciente interés en relación a la contaminación del agua por el uso de plaguicidas. La presencia de residuos en aguas superficiales y subterráneas de diferentes regiones productivas del país reflejan el deterioro de la calidad natural del recurso (Andriulo et al. 2002; Montoya et al. 2011; Aparicio et al. 2013; Bonansea et al. 2013; Ayarragaray et al. 2014; Ballesteros et al. 2014; Sasal et al. 2015; Ronco et al. 2016).

MOVILIDAD Y DEGRADACIÓN DE LOS HERBICIDAS EN EL SUELO

La sorción y la degradación son los procesos dominantes que determinan el destino y riesgo ecológico en el ambiente (Figura 1). La sorción hace referencia a los procesos físicos y/o químicos por los cuales el herbicida es retenido al material sólido del suelo y se expresa mediante el “coeficiente de adsorción”. Este parámetro puede tener una relación lineal entre la concentración adsorbida al suelo y la fracción en solución y se expresa mediante el parámetro K_d ; mientras que si esta relación no es lineal se utiliza el parámetro coeficiente de Freundlich (K_f) que define la capacidad de adsorción y el exponente $1/n$ es la pendiente que define la intensidad de adsorción. En términos generales, a mayor K_d o K_f , mayor es la afinidad del herbicida a ser retenido por el suelo.

La actividad microbiana es generalmente la vía de degradación más importante para la mayoría de los herbicidas en el suelo; aunque las reacciones abióticas de hidrólisis u óxido reducción también participan. El período de semidegradación o tiempo de vida media (DT_{50}) es el parámetro utilizado para medir la longevidad de un herbicida. Hace referencia al tiempo en días que tarda un producto en reducir la concentración inicial a la mitad. Conocer la sorción de los herbicidas en los suelos es un indicativo de su movilidad y la degradación hace referencia a su persistencia en el medioambiente. Otros procesos tales como, volatilización, lixiviación, escurrimiento superficial y consumo por las plantas contribuyen a la disipación de los herbicidas del suelo.

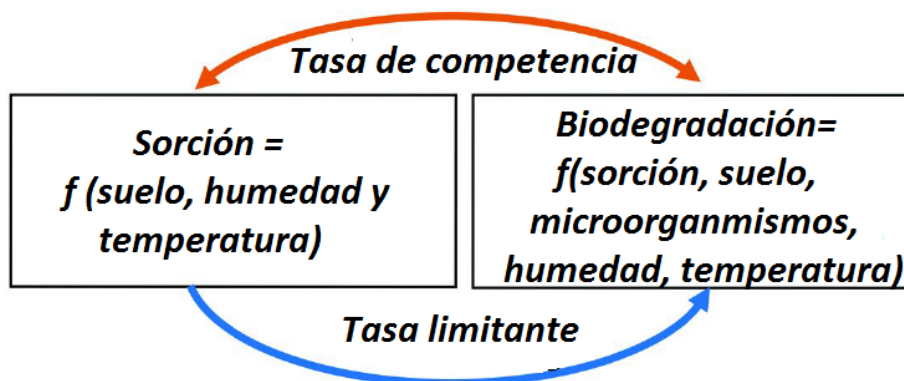


Figura 1. Principales procesos y su relación mutua que determina el destino de los herbicidas en el ambiente y factores involucrados (Chen et al. 2014).

El conocimiento de la magnitud de estos procesos es esencial para la modelización del transporte, para el diseño racional de remediación de suelos contaminados y el desarrollo de medidas para mitigar la contaminación. La generación de datos regionales cobra significativa relevancia ya que el clima es uno de los

principales conductores de la tasa de degradación de los herbicidas en el suelo definido por la humedad y temperatura. Siendo así que la degradación se acelera en regiones cálidas y húmedas; y se lentifica en condiciones secas y frías (Sur 2014). Sumado a ello, las condiciones de manejo (ej. rotación de cultivos, dosis y frecuencia de uso, etc.), las propiedades edáficas (Tabla 1) y las propiedades físico químicas de los compuestos se define su destino final en el ambiente.

Tabla 1. Factores que influyen en la persistencia de los herbicidas en el suelo

Herbicida	Sitio/Suelo	Clima
Naturaleza química Solubilidad Volatilidad	<u>Sitio</u> : Topografía, localización Vegetación, tipo, cobertura Fauna Población microbiana Fertilización, enmiendas Otros plaguicidas Labranzas, cultivos, riego Fuego Locaciones adyacentes (ríos, lagunas, reservas, poblados)	Temperatura, radiación solar Precipitaciones, humedad relativa Viento, movimiento de masas de aire
Formulación Concentración	<u>Suelo</u> : Textura Estructura, compactación	
Aplicación - Método - Momento - Frecuencia - Cantidad	MO, fracciones Contenido mineralógico	

(Adaptado de Arias-Estévez 2008)

Normalmente, los herbicidas son clasificados por su modo de acción dado que esta información resulta de interés para definir estrategias de manejo de malezas y evitar la generación de resistencia a herbicidas por parte de las mismas. Sin embargo, la naturaleza química de los herbicidas es otro aspecto importante que determina su afinidad a ser retenidos por la fracción sólida del suelo. Cuando hablamos de sorción y persistencia es interesante conocer las cargas de los herbicidas y su polaridad. Ciertos herbicidas son sensibles al pH y por lo tanto pueden hallarse en estado neutro, aniónico o catiónico y por ende su afinidad a ser retenido por el suelo variará en función de ello ya que el suelo (arcillas y materia orgánica) tienen predominantemente cargas negativas. Es así que moléculas catiónicas serán altamente atraídas por las cargas negativas del suelo mientras que las aniónicas serán repelidas. Por otra parte la polaridad hace referencia a las densidades de cargas negativas o positivas a lo largo de una molécula, y le confiere mayor o menor afinidad con sustancias polares (agua) o no polares (alcohol). Esta propiedad cobra importancia ya que está relacionada con la solubilidad de los herbicidas en el agua. Considerando estas propiedades de los

herbicidas podemos clasificarlos según su polaridad y cargas (McBride 1994): Base débil, ácido débil, catiónicos, polar no iónico, no polar.

Las moléculas químicas polares no iónicas pueden variar de débil a moderada polaridad. A un pH del suelo neutro (7.0) los herbicidas ácidos débiles se encontrarán predominantemente con carga negativa; y a un pH ácido se encontrarán predominantemente neutros. Las bases débiles en suelos ácidos se encontrarán predominantemente cargados positivamente, y en suelos neutros se hallarán en forma neutra (Figura 2). En general aquellos herbicidas aniónicos presentan baja afinidad a ser retenidos por el suelo mientras que los catiónicos mayor afinidad (Tabla 2). El glifosato merece una explicación aparte, ya que si bien se halla en estado aniónico, la formación de complejos entre grupos fosfato del glifosato y cationes polivalentes del suelo domina la sorción (Dollinger et al. 2015) mostrando una elevada afinidad.

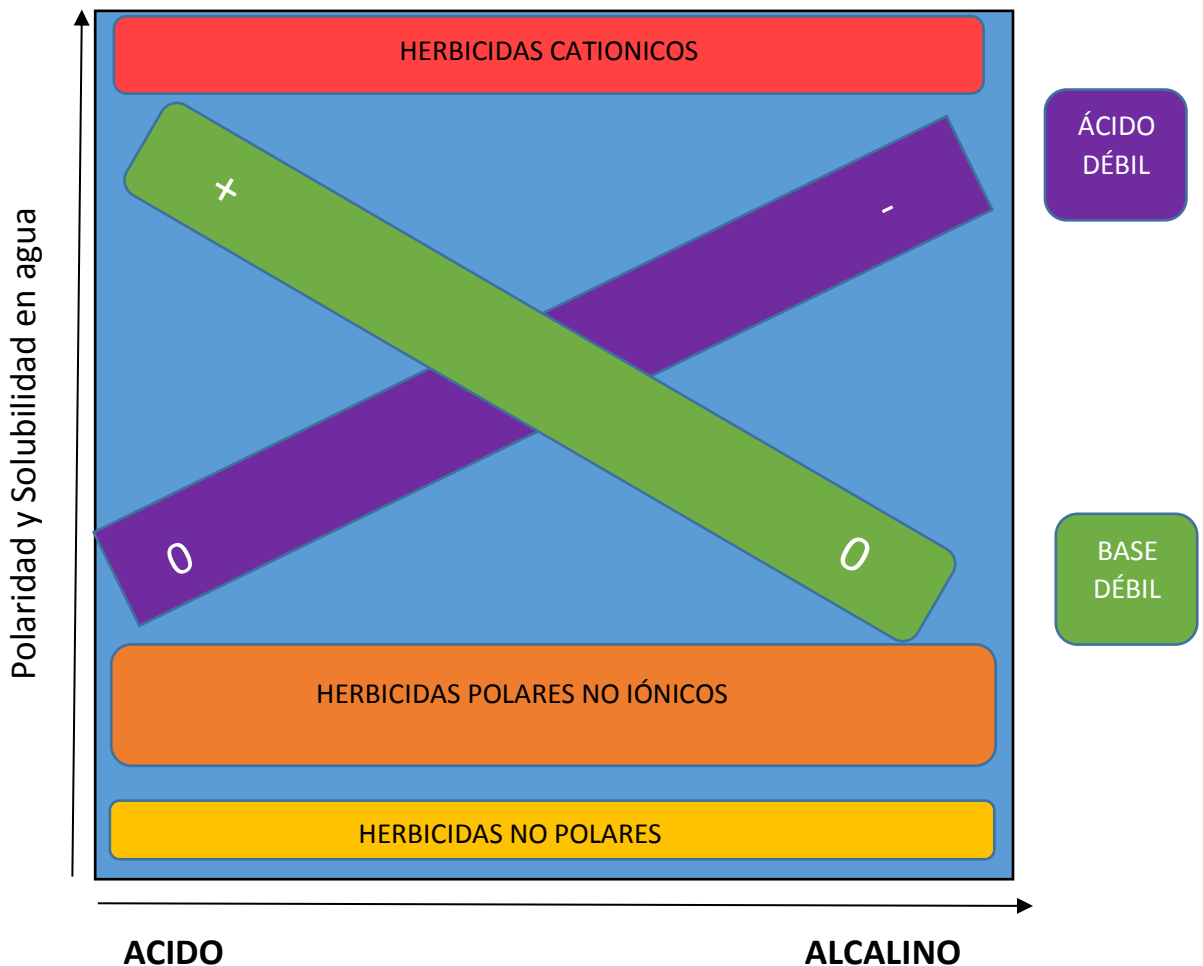


Figura 2. Clasificación y comportamiento de los herbicidas según carga y polaridad. Adaptado de McBride 1994.

Tabla 2. Clasificación de algunos herbicidas de uso frecuente en sistemas de producción extensivos (Adaptado de Weber 1994, Raeder et al. 2015)

Ácidos débiles	Bases débiles	No iónicos polares	Catiónicos
Imidazolinonas (imazapir, imazetapir, imazamox) Glicina (glifosato) Sulfonilureas (metsulfurón, clorimurón, sulfometurón) Triazolpirimidinas (diclosulam) Reg. crecimiento (2,4-D, dicamba, picloram) Difenileteres (fomesafén lactofen) Triazolinona (sulfentrazone)	Triazinas (atrazina, prometrina, metribuzín)	Carfentrazone Metolaclor Pendimentalín Carfentrazone	Paraquat

Hay herbicidas que por su acción residual requieren que una proporción del mismo esté disponible en la solución del suelo; dicho de otra manera que una fracción esté bioactiva. Por otro lado, dada su acción residual se caracterizan por poseer una vida media de variada longitud de tiempo. Como resultado de las interacciones entre las propiedades de los herbicidas, las condiciones edafoclimáticas y de manejo se define la biodisponibilidad de los herbicidas en el suelo para:

- ✓ Control de malezas (herbicida bioactivo)
- ✓ Degradación por la actividad microbiana o química
- ✓ Lixiviación (Transporte de un soluto a través de un medio poroso hasta alcanzar una superficie húmeda ej. agua freática)
- ✓ Ecurrimiento superficial disuelto (aunque puede estar adsorbido al material en suspensión)

¿POR QUÉ Y PARA QUÉ SE REALIZAN ESTOS ESTUDIOS?

Los plaguicidas son sustancias exógenas de variada toxicidad. Si bien cumplen un rol concreto en el control de plagas agrícolas y urbanas es necesario conocer en forma precisa su comportamiento y destino ambiental de forma de poder predecir situaciones de exposición y mejorar la parametrización de los modelos de simulación. El ámbito de aplicación de esta información está más allá de la comunidad científica sino que tiene que servir para mejorar la gestión del riesgo del uso de plaguicidas y elaborar políticas medioambientales y agropecuarias sustentables.

MONITOREOS DE RESIDUOS DE PLAGUICIDAS EN AGUA Y ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

La EEA Anguil del INTA conduce un monitoreo de **agua subterránea** con el objetivo de estudiar la ocurrencia de los herbicidas imazapir (IMZ), atrazina (ATZ), glifosato (GLY) y su metabolito AMPA en un acuífero freático subyacente a un establecimiento de alta intensidad agrícola localizado en el Noreste de la Provincia de La Pampa. Dicho monitoreo de agua subterránea mensual data desde junio de 2010 hasta marzo de 2016. Las muestras analizadas para IMZ y ATZ totalizaron 758; y GLY y AMPA fueron de 110 correspondientes al periodo Junio de 2010 hasta enero de 2011. La batería de puntos está conformada por 9 molinos, 2 bombas sumergibles y 5 freatímetros distribuidos ampliamente en la superficie del establecimiento de 4000 has. Diferentes niveles de IMZ y ATZ aparecieron en los 16 puntos de muestreo en una o más de un ocasión. Así mismo, GLY y AMPA se cuantificaron en 3 de los 16 puntos a distintas concentraciones. Los niveles de GLY y AMPA variaron de 0.17 a 0.59 y de 0.12 a 4.81, respectivamente. El rango de concentraciones de IMZ fue de 0.25 a 97.08 $\mu\text{g L}^{-1}$, y el de ATZ fue de 0.3 to 6.47 $\mu\text{g L}^{-1}$. Todas las muestras contaminadas con IMZ, ATZ, GLY y AMPA superaron los límites máximos admisibles en agua para consumo humano para cada compuesto individual (0.10 $\mu\text{g L}^{-1}$) (European Directive 98/83/EC). La magnitud y la disparidad de las concentraciones halladas entre compuestos y puntos de muestreo, la diferencia en la proporción de muestras contaminadas, la ocurrencia de residuos en alguna ocasión en todos los puntos de muestreo, permiten interpretar que el proceso de contaminación del acuífero no sólo es un fenómeno difuso sino también puntual provocado por derrame, lavado de pulverizadora in situ, etc.

Estudios de sorción en suelos de similares características concuerdan con los resultados encontrados. Se hallaron rangos de valores de K_f de adsorción de Glifosato de 300 - 1100 y K_d de desorción de 500 - 1500 (Graziano et al. 2015). Los altos valores de adsorción ponen de manifiesto su baja posibilidad de lixiviar, sin embargo los altos valores de desorción ponen al suelo como una potencial fuente de glifosato plausible de lixiviar. Si bien el glifosato es un ácido débil, presenta una elevada afinidad ser retenido por el suelo formando complejos con cationes divalentes. Por otra parte, estudios llevados adelante para conocer el comportamiento de imazapir mostraron que esta molécula se mueve prácticamente con el agua, ya que presenta coeficientes de adsorción K_d de 0 - 1.09, sumamente bajos. Y es así que este producto es hallado con alta frecuencia y en concentraciones considerables en el acuífero subyacente (Porfiri et al. 2015). Por otra parte, si bien atrazina es lixiviable los coeficientes de adsorción (K_f) para suelos de similares características oscilan entre 1.63 - 2.55 (Montoya y Aparicio 2008) y sumado a ello atrazina posee en general DT_{50} más corto (60 días) que imazapir (90 días) (Weber 1994).

Relevamientos de residuos de estos tres herbicidas en perforaciones de agua en explotaciones agropecuarias de La Pampa mostraron la influencia de la intensificación agrícola por un lado y la vulnerabilidad del acuífero por el otro. El sector

rojo de la Figura 3 muestra alta vulnerabilidad del acuífero dada las propiedades hidrogeológicas del área: suelos arenosos francos, nivel freático somero, mayor registro de precipitación media anual, etc. El sector amarillo corresponde a una menor vulnerabilidad del acuífero debido a un mayor contenido de limo, texturas franco-arenosas a francas y capas de tosca a profundidades variables de 30 a 150 cm, menor precipitación media anual, etc. Puede observarse que cobra en la zona de mayor vulnerabilidad cobra importancia la intensificación en el uso de herbicidas lo cual estaba representado principalmente por la frecuencia de aplicaciones. Atrazina dada su larga historia de uso y su moderada a baja capacidad de adsorción al suelo aparece con mayor frecuencia.

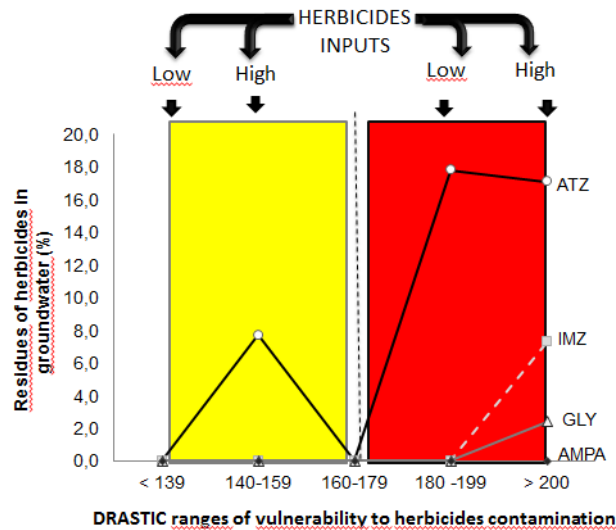


Figura 3. Relación entre rangos de vulnerabilidad del acuífero (DRASTIC) en el área agrícola de la provincia de La Pampa y porcentaje de atrazina, imazapir, glifosato y AMPA en agua subterránea.

En distintas Unidades Experimentales del INTA (Anguil, Gral. Villegas, Las Breñas, Marcos Juárez, Pergamino) se llevan adelante ensayos para reducir el uso de herbicidas y mitigar la contaminación. Los cultivos de cobertura surgen como una herramienta supresora del establecimiento de malezas y por lo tanto, brindan la posibilidad de reducir el uso de herbicidas residuales, principalmente (Montoya et al. 2015, Baigorria et al. 2015). Aunque, trabajos realizados en la EEA Marcos Juárez demostraron la posibilidad de interrupción del ciclo de los cultivos de cobertura mediante la utilización de un rolo en reemplazo del uso de glifosato (Baigorria et al. 2015).

En la provincia de Entre Ríos, liderado por la EEA Paraná del INTA, se llevó adelante un **monitoreo de aguas superficiales**. Las características naturales de la provincia de topografía ondulada, baja capacidad de infiltración de sus suelos y la

intensidad de las precipitaciones en primavera-verano-otoño, predisponen a procesos de degradación de suelos por erosión hídrica. En los últimos años, la expansión del cultivo de soja por el reemplazo de sistemas naturales a partir del desmonte y por la sustitución del área sembrada con otros cultivos, han agudizado el problema de excedentes hídricos que escurren hacia cursos de agua superficiales y que generan contaminación. Las pérdidas de glifosato desde las tierras de cultivo y su impacto sobre el suelo y el agua generan preocupación entre los actores de la comunidad rural y urbana de Entre Ríos, habiéndose generalizado percepciones de riesgo.

La ausencia de información ha agudizado la sensibilidad social, y profundizado el conflicto campo-ciudad. Para estimar la concentración de glifosato en agua superficial, se conformó una red de monitoreo y se siguió la metodología de investigación – acción participativa, verificándose la participación de los diferentes actores en todas las instancias del estudio. Con la participación de estos actores se estableció una Red de Monitoreo de Calidad de Aguas (RMCA), integrada por 70 miembros (productores, profesionales y organismos gubernamentales). Se evaluaron 311 puntos de monitoreo y 703 muestras de agua. Se llevó adelante un programa de sensibilización de profesionales, productores y organismos interesados en conocer la calidad de aguas.

Se encontraron niveles variables de nitrógeno, fósforo y glifosato en las aguas superficiales de la provincia. Las concentraciones de glifosato encontradas en el agua fueron clasificadas según los niveles guía definidos por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de Argentina y por de la Unión Europea. Estas categorías fueron acordadas por los integrantes de la RMCA, resultando: $< 0,1 \mu\text{g L}^{-1}$; $0,1-240 \mu\text{g L}^{-1}$ y $> 240 \mu\text{g L}^{-1}$. Se calculó la frecuencia porcentual de cada categoría de concentración. En el primer período, el 4,7% de los puntos de monitoreo superó el nivel de $240 \mu\text{g L}^{-1}$ detectándose 2 sitios con concentraciones superiores a $73.000 \mu\text{g L}^{-1}$, que correspondieron a sitios donde se identificaron casos de contaminación puntual por depósito de envases vacíos de agroquímicos. Si bien los valores superiores al nivel guía para la vida acuática ($240 \mu\text{g L}^{-1}$) fueron poco frecuentes, la detección de glifosato en concentraciones entre $0,1$ y $240 \mu\text{g L}^{-1}$ en aproximadamente el 35% de las muestras, indica que hay prácticas agrícolas que necesitan reverse. Estos niveles de concentración de glifosato en los cursos de agua de la provincia son coincidentes con valores encontrados en otras zonas del país. Este reconocimiento por parte de los integrantes de la RMCA permitió una vinculación directa con su realidad y con la necesidad de buscar e implementar medidas de mitigación, generando entre los participantes de la red sentido de pertenencia con los resultados obtenidos.

A partir de la información generada y publicada en la provincia y otros equipos del país, se identificaron y acordaron prácticas agronómicas de bajo impacto ambiental. ***Las prácticas que surgieron como necesarias para minimizar pérdidas de agroquímicos no son desconocidas para los actores del sector. Está demostrado que las acciones probadas para minimizar el escurrimiento, reducen también el aporte de***

glifosato desde las tierras de cultivo a los ambientes acuáticos. Dentro de éstas, la implementación de rotaciones y de cultivos de cobertura, el distanciamiento entre momento de pulverización y eventos de precipitaciones, la implementación de prácticas de sistematización de suelos, las franjas de protección de cursos de agua y el distanciamiento entre el momento de pulverización con glifosato y el de fertilización fosforada (Sasal et al. 2015, Sasal 2016).

BIBLIOGRAFIA

- AAPRESID. 2012. Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina.
<http://www.aapresid.org.ar>
- Aparicio V, De Geronimo E, Marino D, Primost J, Carriquiriborde P, Costa JL. 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93(9):1866-1873.
- Arias-Estévez M, E López-Periago, E Martínez-Carballo, Jesús Simal-Gándara, J C Mejuto, Luis García-Río. 2008. Review. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123: 247–260
- Ayarragaray M, Regaldo L, Reno U, Gutiérrez MF, Marino DJ, Gagneten AM. 2014. MONITOREO DE GLIFOSATO Y ÁCIDO AMINOMETILFOSFÓNICO (AMPA) EN AMBIENTES ACUÁTICOS CERCANOS A LA CIUDAD DE SAN JUSTO (PROVINCIA DE SANTA FE, ARGENTINA). V Congreso SETAC Argentina. Neuquén 2014. P107.Pag. 97.
- Baigorria Tomas, Álvarez Cristian, Cazorla Cristian, Belluccini Pablo, Aimetta Bethania, Pegoraro Vanesa, Boccolini Monica, Faggioli Valeria, Tuesca Daniel. 2015. CULTIVOS DE COBERTURA: UNA ALTERNATIVA SUSTENTABLE PARA EL CONTROL DE MALEZAS. XXII Congreso de la ALAM - I Congreso de la ASACIM (9 y 10 de septiembre de 2015 Buenos Aires, Argentina)
- Ballesteros, ML, Miglioranza KSB, Gonzalez M, Bistoni MA. 2014. Multimatrix measurement of persistent organic pollutants in Mar Chiquita; a continental saline shallow lake. *Science of the Total Environment*. 490:73–80.
- Bonansa R, Amé MV, Wunderlin DA. 2013. Determination of priority pesticides in water samples combining SPE and SPME coupled to GC–MS. A case study: Suquia River basin (Argentina). *Chemosphere* 90:1860-1869.
- Bonansa RI, Amé MV, Wunderlin DA. 2013. Determination of priority pesticides in water samples combining SPE and SPME coupled to GC–MS. A case study: Suquia River basin (Argentina). *Chemosphere* 90:1860-1869.
- Bourguet D y T Guillemaud. 2016. Chapter 2. The Hidden and External Costs of Pesticide Use In: Sustainable Agriculture Reviews. E. Lichtfouse (ed.), Sustainable Agriculture Reviews, 19: 35-120. DOI 10.1007/978-3-319-26777-7_2
- Chen W, V Laabs, RS Kookana, WC Koskinen. 2014.. Coupled Sorption and Degradation Kinetics and Non-First Order Behavior. Chapter 2. In: Non-First Order Degradation and Time-Dependent Sorption of Organic Chemicals in Soil.

- Editor(s): Wenlin Chen, Aleksandar Sabljic, Steven A. Cryer, Rai S. Kookana. ACS Symposium Series; American Chemical Society: Washington, DC, 2014. 1174: 5-37. doi: 10.1021/bk-2014-1174.ch002
- Dollinger J, C Dagés, M Voltz. 2015. Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. *Environ Chem Lett*. DOI 10.1007/s10311-015-0515-5
- Graziano M, J Montoya, AE Tufo y M dos Santos Afonso. 2015. Adsorción y desorción del herbicida glifosato en dos perfiles de suelo agrícola del noroeste de La Pampa. AA 2015. II Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental. II Congreso Nacional de la Sociedad Argentina de Ciencia y Tecnología Ambiental CABA, Argentina. 1-4/12/2015, 000-000.
- McBride, M. B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Montoya JC, Zelaya MJ y Porfiri C. 2011. Residues of Atrazine, Glyphosate, AMPA and Imazapyr in groundwater of a semiarid agricultural area of Argentina. 3º Workshop Latinoamericano sobre residuos de pesticidas, alimentos y medio ambiente. Montevideo, Uruguay. p. 170
- Montoya Jorgelina Ceferina, Juan Manuel Cervellini, Carolina Porfiri. 2015. SUPRESIÓN DE RAMA NEGRA (*Conyza bonariensis* var. *angustifolia*) MEDIANTE EL USO DE CULTIVOS DE COBERTURA. XXII Congreso de la ALAM - I Congreso de la ASACIM
- Raeder AJ, D Lyon, J Harsh, Ian Burke. 2015. How soil pH affects the activity and persistence of herbicides. *Soil Acidification Series*. WSU EXTENSION.
- Ronco AE, DJG Marino, M Abelando, P Almada y CD Apartin. 2016. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environ Monit Assess* (2016) 188:458 DOI 10.1007/s10661-016-5467-0
- Sasal MC, Demonte L, Cislighi A, Gabioud EA, Oszust JD, Wilson MG, Michlig N, Beldoménico HR, Repetti MR. 2015. Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorous fertilization. *J. Agric. Food Chem.* 63 (18): 4444-4448.
- Sasal C. 2016. Monitoreando contaminación de aguas superficiales. <https://concienciaambiental.org/2016/06/08/monitoreando-la-contaminacion-del-agua/>
- Sur R. 2014. Terrestrial Field Degradation Based on Soil, Climatic, and Geographic Factors. Chapter 3. In: *Non-First Order Degradation and Time-Dependent Sorption of Organic Chemicals in Soil*. Editor(s): Wenlin Chen, Aleksandar Sabljic, Steven A. Cryer, Rai S. Kookana. 1174: 39-56. ACS Symposium Series; American Chemical Society: Washington, DC, 2014. DOI: 10.1021/bk-2014-1174.ch003.
- Tilman D. 1999 Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96, 5995–6000. (doi:10.1073/pnas.96.11.5995).
- Zimdahl R.L. 2013. *Fundamentals of Weed Science*, 4th Edition. Academic Press, Print Book ISBN: 9780123944269, eBook ISBN : 9780123978189. 664 pp.