

**REVISIÓN**

**DINÁMICA DEL GLIFOSATO EN EL SUELO Y SUS EFECTOS EN LA MICROBIOTA**

Dynamics of glyphosate in soil and its effects on microbiota

Emmanuel GONZÁLEZ ORTEGA y Mariela H. FUENTES PONCE\*

Departamento de Producción Agrícola y Animal, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960 Ciudad de México, México.

\*Autor para correspondencia: [mfponce@correo.xoc.uam.mx](mailto:mfponce@correo.xoc.uam.mx)

*(Recibido: diciembre de 2020; aceptado: junio de 2021)*

Palabras clave: glifosato, AMPA, biodegradación, bacterias, hongos, microbiota, rizósfera

**RESUMEN**

El glifosato, que es el herbicida más usado mundialmente, interfiere en la síntesis de aminoácidos aromáticos esenciales, eliminando las plantas sensibles. Su uso aumentó al introducirse cultivos genéticamente modificados tolerantes al herbicida, y al usarse como desecante de cultivos anuales. El glifosato, clasificado como probable cancerígeno, ha generado efectos adversos en la salud humana y ha ejercido presión de selección generando plantas resistentes al herbicida. Las formulaciones comerciales contienen moléculas como polioxietilaminas y metales pesados. En México no hay datos sobre la cantidad de glifosato empleado en la agricultura, pero se detectó en suelo, ríos y mares, así como en personas directa o indirectamente expuestas al herbicida. El glifosato y su metabolito ácido aminometilfosfónico (AMPA) tienen baja movilidad en los suelos por su alta capacidad de adsorción; su movilización y descomposición dependen de la estructura del suelo, cantidad y calidad de la materia orgánica, temperatura, pH, y tipo de arcilla, entre otros. La relación entre la microbiota edáfica y el glifosato es biunívoca: algunas especies bacterianas lo usan como fuente de C y P, degradando al herbicida, y otras sufren alteraciones adaptativas ante la exposición al glifosato. El herbicida altera la capacidad de micorrización de los hongos arbusculares y desregula la expresión de genes implicados en procesos como el metabolismo de los aminoácidos o vías relacionadas con detoxificación. Asimismo, afecta a diversas especies de lombrices del suelo, disminuyendo su capacidad de reciclar materia orgánica. Debe promoverse la investigación orientada a la producción agrícola sin el uso de agroquímicos altamente tóxicos y persistentes.

Key words: glyphosate, AMPA, biodegradation, bacteria, fungi, microbiota, rhizosphere

**ABSTRACT**

Glyphosate, the most used herbicide worldwide, disrupts the synthesis of essential aromatic amino acids, eliminating sensitive plants. Its use has increased with the implementation of genetically modified crops that are tolerant to this herbicide and

with its adoption as desiccant in some annual crops. Glyphosate, classified as probable carcinogen, has induced adverse effects to human health and has exerted selective pressure on plants resistant to this herbicide. Commercial formulations of glyphosate include molecules such as polyoxyethylenamines and heavy metals. There is no precise data on the amount of glyphosate used in Mexican agriculture, but it has been monitored in soils, rivers, seas, and the bodies of people directly or indirectly exposed to the herbicide in several countries. Glyphosate and its metabolite aminomethylphosphonic acid (AMPA) have low mobility in soils due to its high adsorption capacity. Its mobility and decomposition depend on the structure of soils, the amount and quality of the organic matter, temperature, pH, and type of clay, among other factors. Edaphic microbiota and glyphosate correlate on-to-one. Some bacterial species uses glyphosate as C and P source, metabolizing the herbicide, while, in presence of glyphosate other species change their fitness. Glyphosate alters the mycorrhization capacity of several fungi species, deregulates the expression of genes essential in processes such as amino acids' metabolism or pathways related with detoxification. Glyphosate affects several species of worms, decreasing their ability to recycle organic matter. It is necessary to aim scientific research in agriculture to reducing the use of highly toxic and persistent agrichemicals.

---

## INTRODUCCIÓN

El modelo actual de producción agrícola se basa en el uso de agroquímicos: fertilizantes, insecticidas, herbicidas, fungicidas y nematicidas que justifican el aumento de la productividad, pero su uso desmedido ha repercutido en el ambiente y la salud (Sparks y Lorbach 2017). Respecto a las denominadas “malezas”, se argumenta que, sin restricción, la merma puede llegar hasta el 30 % del total de la producción, por lo que se han implementado principalmente técnicas de labranza y uso de herbicidas para su control (Oerke 2006, Marín y Weiner 2014). Sin embargo, se ha demostrado que, después de varios años, estas estrategias han provocado degradación de los agroecosistemas, contaminación del ambiente y daños a la salud humana (Waggoner et al. 2013, MacLaren et al. 2020). También se ha reportado que la eliminación de arvenses competitivas con el cultivo repercute en la disminución de otras especies silvestres (Smith et al. 2020). En el aspecto económico, la contaminación de los agroecosistemas por el uso excesivo de plaguicidas reduce los rendimientos del cultivo de interés; por ejemplo, se ha estimado que los agricultores de EUA pierden al menos 200 millones de dólares al año por la reducción de la polinización de los cultivos debido a los efectos tóxicos de los plaguicidas aplicados (incluyendo herbicidas) en los organismos polinizadores (Tyler 2004). Además en el caso de los herbicidas, la aparición de malezas resistentes al producto implica en el corto término mayores gastos para su control (MacLaren et al. 2020).

La actividad herbicida del glifosato fue descubierta en 1970 y durante los 20 años posteriores su uso creció por tratarse de un herbicida de aplicación tanto preemergente como postemergente, una característica deseable de esos productos (Benbrook 2016). A partir de 1996, en EUA se autorizó la siembra de diversas variedades de maíz, soya y algodón genéticamente modificados (GM) o transgénicos, para tolerar el glifosato (Benbrook 2016, ISAAA 2019). La tolerancia al glifosato se introdujo en los cultivos GM insertándoles, mediante ingeniería genética, el gen *cp4 epsps* de la cepa CP4 de *Agrobacterium tumefaciens*, que codifica para la proteína responsable de metabolizar el glifosato y hace que la planta modificada sea tolerante al herbicida (Mazur y Falco 1989).

Los cultivos GM tolerantes a glifosato ampliaron los usos y periodos en los cuales este herbicida podía asperjarse durante el ciclo agrícola (Benbrook 2016). Posteriormente, se desarrollaron variedades de plantas modificadas que tienen la capacidad de tolerar altas concentraciones de glifosato sin afectaciones aparentes en el rendimiento agrícola, debido a la aparición de especies vegetales resistentes al glifosato consideradas malezas agrícolas (Guo et al. 2015). La tolerancia a herbicidas es el principal rasgo de los cultivos transgénicos disponibles actualmente y esta tendencia se mantendrá (Parisi et al. 2016) con la introducción de nuevos cultivos GM con dicho rasgo, e incluso con un aumento creciente de variedades transgénicas con rasgos biotecnológicos apilados (*stacked transgenes*) (Green 2014, James 2015, Parisi et al. 2016).

El uso de herbicidas, incluido el glifosato, se ha incrementado en los sistemas con agricultura de conservación, en contraste con los convencionales, debido a la reducción del movimiento del suelo, lo que incrementa la aparición de arvenses que compiten con el cultivo (Sepat et al. 2017). Desde la década de 1980, el glifosato también se usa como agente desecante de cultivos anuales como maíz, trigo, cebada, avena, frijol, papa, lenteja y garbanzo, entre otros, para acelerar y sincronizar la muerte de las plantas (Darwent et al. 1994, Monsanto 2010).

El uso de glifosato ha generado una gran presión de selección sobre especies vegetales que desarrollaron resistencia natural a este herbicida, las cuales se han considerado como malezas. La resistencia a los herbicidas es la capacidad heredada de una planta de sobrevivir y reproducirse después de la exposición a una dosis de herbicida, que sería normalmente letal para un individuo silvestre (White and Allison 1998, WSSA 1998). Algunas plantas consideradas como malezas pueden poseer naturalmente diversos grados de resistencia al glifosato (u otros herbicidas) debido a circunstancias temporales, espaciales o fisiológicas específicas (por ejemplo, translocación del herbicida hacia algún órgano u organelo celular, mecanismos de detoxificación o insensibilidad al herbicida en el sitio de acción del mismo, entre otros). De manera general, las especies vegetales en las que se han detectado diversos grados de resistencia natural al glifosato tienen en común la expresión diferenciada del gen 5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato sintasa, o variaciones (mutaciones) en la secuencia aminoácida de esta proteína, por ejemplo Asp71Met, Ala112Ile y Val201Met, en comparación con más de 200 secuencias de aminoácidos descritas para otras especies vegetales (Mao et al. 2016). En el **Cuadro I** se listan algunas especies vegetales en las que se ha determinado resistencia natural al herbicida glifosato.

Los reportes sobre la expansión de malezas resistentes a glifosato aumentaron a partir de 2003

(Bonny 2016). La adopción de cultivos tolerantes a herbicidas en monocultivo redujo la práctica de rotación de cultivos y favoreció la emergencia de malezas resistentes (Mortensen et al. 2012).

Existe poca información sobre los patrones de uso de plaguicidas en México (García et al. 2018). A partir de la llamada Revolución verde su uso aumentó significativamente (Bejarano-González 2017). Los plaguicidas son el segundo insumo de mayor valor para la producción agrícola, después de los fertilizantes (COFECE 2015). En México están autorizados 183 ingredientes activos de plaguicidas catalogados como altamente peligrosos, los cuales representan el 33 % de los ingredientes activos del Catálogo Oficial de Plaguicidas de México (SENASICA 2020). El herbicida más usado en la agricultura en México es el glifosato por su menor costo respecto a otros herbicidas (García et al. 2018). Se comercializa con nombres tales como Faena, Cacique 480, Nobel 62 %, Lafam, Eurosato y Agroma (Arellano-Aguilar y Montero-Montoya 2017). Comúnmente se utiliza como parte de una combinación de plaguicidas (insecticidas, fungicidas, herbicidas), lo que ha dificultado determinar su impacto y el de otros herbicidas en los ecosistemas, en la biodiversidad, en la producción y en la salud de la población. Arellano-Aguilar y Rendón (2016) documentaron la presencia de plaguicidas (entre ellos glifosato) en ríos, drenes y lagunas de Sinaloa, así como en mar y lagunas de la Península de Yucatán.

En Sinaloa se cuantificó presencia de glifosato entre 3.6 y 4.2 ng/mL en todas las localidades muestreadas. La normatividad mexicana establece para el glifosato los siguientes parámetros: dosis letal 50 (DL50) (oral en ratas) mayor a 5000 mg/kg, ingesta diaria admisible (IDA) de 0.3 mg/kg y límite máximo residual (LMR) en maíz y frijol de 0.1 y 0.2 mg/kg, respectivamente (SENASICA 2020). El uso de glifosato en la Península de Yucatán se acentuó en los últimos años por la introducción de soya tolerante a

**CUADRO I.** ESPECIES VEGETALES EN LAS QUE SE HA REPORTADO RESISTENCIA NATURAL AL GLIFOSATO.

Especie	Año de confirmación	Contexto agronómico	Referencia
<i>Commelina communis</i> L.	2005	Algodón, soya, cacahuete	Owen and Zelaya, 2005
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1990	Regenerada a partir de callos	Boerboom et al., 1990
<i>Dicliptera chinensis</i> (L.) Juss	2002	Huertos	Yuan et al., 2002
<i>Chenopodium album</i> L.	2005	Soya modificada genéticamente	Owen and Zelaya, 2005
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	1984	Sin datos	DeGennaro and Weller, 1984
<i>Commelina benghalensis</i> L.	2004	Algodón modificado genéticamente	Culpepper et al., 2004
<i>Abutilon theophrasti</i> (L.) Medic	2005	Soya modificada genéticamente	Owen and Zelaya, 2005

este herbicida. Se reportó la presencia de glifosato en agua subterránea, en muestras de agua embotellada (1.42 µg/L) y en orina humana (0.47 µg/L) recolectadas en municipios de Campeche (Rendón y Dzul 2017), lo cual implica un riesgo potencial para la salud de la población en regiones donde se ha implementado la agricultura industrial y/o con variedades transgénicas, lo cual evidencia los efectos negativos de la acumulación de glifosato en seres vivos (Mesnage et al. 2013, 2015). En una región rural de Jalisco, México, se reportó la presencia de glifosato (entre otros plaguicidas) en orina de escolares (hasta 0.60 ng/mL) cuyo centro educativo se encontraba en una zona de producción agrícola intensiva (Sierra-Díaz et al. 2019). Agencias gubernamentales de diferentes países (EPA 1993, EC 2002), laboratorios contratados por compañías comercializadoras de herbicidas (Mink et al. 2011, Williams et al. 2012, Greim et al. 2015) e incluso grupos académicos independientes (Astiz et al. 2009, Antoniou et al. 2012, López et al. 2012, Székács y Darvas 2012) han realizado, a través del tiempo, revisiones sobre los efectos del glifosato en la salud. Lamentablemente no existen tales estudios para México. En Europa, el límite de glifosato recientemente actualizado para la toxicidad a largo plazo (establecido en ratas) es de 350 mg/kg de peso por día (bw/d). La dosis aceptable diaria (ADI, por su sigla en inglés) se determinó a partir de la concentración mínima para no presentar efectos adversos (*no-observed-adverse-effect level* [NOAEL]) en conejos (50 mg/kg bw/d). Al considerarse el factor de seguridad de 100 (10 por la variabilidad intraespecies y 10 por la variabilidad interespecies), la ADI para el glifosato es de 0.5 mg/kg bw/d. En EUA, el equivalente a la ADI es la dosis de referencia (RfD), que se determinó en 1.75 mg/kg bw/d (EPA 2009 <no incluido en referencias>). Es importante destacar que se han reportado daños hepáticos y renales en los modelos experimentales en estudios realizados a concentraciones por debajo de las establecidas por diversas normativas y por las empresas comercializadoras de herbicidas, e incluso por debajo de los límites considerados como seguros (Mesnage et al. 2015). Además, la toxicidad no sólo se limita al ingrediente activo; diversas investigaciones han demostrado que la formulación comercial puede ser incluso más tóxica que el ingrediente activo solo (Mesnage et al. 2013, 2015, Defarge et al. 2018). Los ingredientes añadidos en los herbicidas basados en glifosato alteran la absorción, distribución, metabolismo, excreción y posiblemente la toxicidad del glifosato en las formulaciones comerciales (Mesnage et al. 2013, 2015, Clausing 2015, EFSA 2015,

EPA 2017, Benbrook 2019). La polioxietilenamina (POEA, por sus siglas en inglés) es considerada 10 mil veces más tóxica que el glifosato de acuerdo con su evaluación en tres diferentes líneas celulares humanas (Mesnage et al. 2013).

## DINÁMICA DEL GLIFOSATO EN EL SUELO

El glifosato es un ácido orgánico soluble en agua, derivado fosfonometilo del aminoácido glicina cuyo ingrediente activo es N-(fosfonometil) glicina (Davoren y Schiestl 2018). Se han descrito dos vías de degradación del glifosato en el suelo: una relacionada con la actividad enzimática liasa sobre los ligandos C-P que libera sarcosina y fosfato (Hove-Jensen et al. 2014, Sun et al. 2019); y otra consistente en un proceso de oxidación a través de una enzima glifosato reductasa (GOX) que rompe el enlace C-N, formando el metabolito ácido aminometilfosfónico (AMPA), el cual es más persistente que el propio glifosato. Las bacterias oxidan o hidrolizan hasta el 98 % del glifosato y solo el 9 % del ácido aminometilfosfónico (AMPA) (Duke 2011, Primost et al. 2017, Sun et al. 2019, la Cecilia y Maggi 2020).

El periodo de vida media del glifosato antes de metabolizarse a AMPA es de 2 a 215 días y presenta una vida media acuática de 2 a 91 días (Giesy et al. 2000, Grunewald et al. 2001). Las tasas de biodegradación del glifosato en el suelo dependen del tipo de suelo, pH, concentración de fosfatos y, principalmente, del O<sub>2</sub> disuelto en agua, los microorganismos asociados al proceso y las condiciones ambientales (Strange-Hansen et al. 2004, Sviridov et al. 2015).

Las formulaciones comerciales de herbicidas no contienen únicamente glifosato. Defarge et al. (2018) mostraron que herbicidas con 36-48 % de dicho ingrediente contienen moléculas de acción surfactante con base en petróleo, como POEA y otros contaminantes. Estos autores detectaron metales pesados como cromo, cobalto, plomo y níquel, además de arsénidos permitidos de arsénico en agua, incluso después de las diluciones recomendadas para uso agrícola de los herbicidas (Defarge et al. 2018).

El suelo es un subsistema multifuncional que provee de nutrimentos y agua a las plantas, y actúa como sostén de la cubierta vegetal, lo cual resulta en la producción de alimentos; asimismo, se relaciona con algunos servicios ecosistémicos: secuestro de carbono, mantenimiento y promoción de la biodiversidad, hábitat de microorganismos, regulador hidrológico y amortiguador o filtro que retiene sustancias contaminantes para que no lleguen a mantos acuíferos

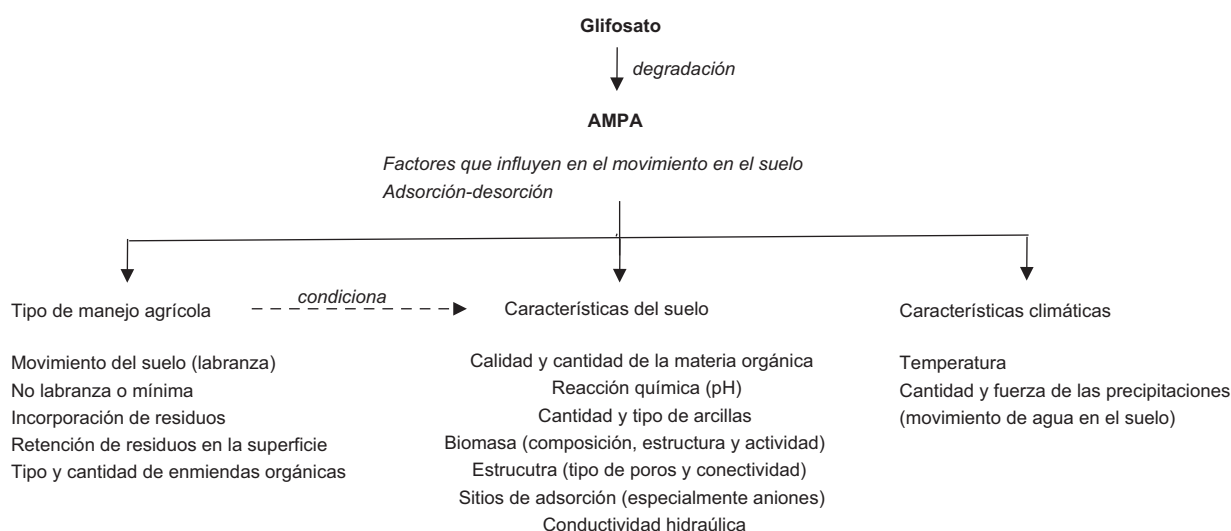
como resultado del uso desmedido de agroquímicos (Jarvis 1998, Hatfield et al. 2017).

La retención o el movimiento de los solutos en el suelo —incluyendo los herbicidas— depende de las características edáficas, dependientes de la formación del suelo y el contexto climático y geobiofísico en el que se desarrollaron. En el caso de los agroecosistemas, dichas características son modificadas por el manejo agrícola, lo que determina el movimiento y/o permanencia del glifosato y sus metabolitos en él, así como la velocidad de flujo a mantos acuíferos, ligada a los fenómenos de biodegradación, adsorción-desorción y lixiviación (Mickelson et al. 2001) (**Fig. 1**).

La materia orgánica (MO) es uno de los indicadores más importantes de la calidad del suelo (Andrews et al. 2004). Su proporción y calidad repercuten en la dinámica del glifosato y el AMPA en el medio, por su relación con los fenómenos de adsorción-desorción e inmovilización, y su acción retardante del movimiento de las moléculas hacia los mantos acuíferos (Bento et al. 2016, Cassigneul et al. 2016). Muskus et al. (2020) mostraron que la variación de temperatura y proporción de MO en el suelo condicionan la degradación y adsorción del glifosato y el AMPA. El experimento se realizó en un suelo incubado a 30 °C, y se comparó con tratamientos incubados a 10 y 20 °C, con contenidos de carbono orgánico mayores a 4-5 % (una proporción alta para un suelo agrícola), resultando que la degradación de glifosato y la adsorción de AMPA en la matriz del suelo se incrementó. Esto afectó la actividad microbiana, la cual aumentó debido a la disponibilidad de glifosato como

sustrato, y el pH se redujo a 5.5 y 6.5. Lo anterior supondría que, si existe un incremento en la actividad microbiana habrá más degradación. Sin embargo, la formación de biomoléculas a partir del glifosato aumenta el fenómeno de adsorción de residuos xenobióticos y biogénicos no extraíbles, posiblemente tóxicos (Muskus et al. 2020). Ante la degradación del glifosato, el AMPA, que es más tóxico y persistente en el ambiente que el glifosato (Cassigneul et al. 2015, Grandcoin et al. 2017), aumenta la capacidad de adsorción a la matriz del suelo. También se liberan biomoléculas —sarcosina y glicina— que son utilizadas como sustrato por los microorganismos, esto aunado a liberación de P disponible, que puede ser utilizado por las plantas o acomplejarse con elementos del medio (Sun et al. 2019).

Comparados con herbicidas como metazacloro, metamitrón y sulcotriona, el glifosato y el AMPA tienen baja movilidad en los suelos debido a su alta capacidad de adsorción (Gimsing et al. 2004, Mamy y Barriuso 2005). Por ello el contenido de MO y el manejo de residuos en los agrosistemas determina la velocidad de degradación, mineralización y movimiento del glifosato y el AMPA en el suelo. El proceso de desorción está restringido al movimiento del agua en el suelo, por lo que los regímenes de lluvia de cada sitio son decisivos (Daouk et al. 2013, Soracco et al. 2018). Otro factor que influye en la degradación del glifosato en el suelo es el porcentaje y tipo de arcilla; la adsorción aumenta en proporción directa con la cantidad de arcilla (Romano-Armada et al. 2019). La dosis y frecuencia de aplicación del herbicida es un determinante esencial en el tiempo de permanencia



**Fig. 1.** Factores que influyen en el movimiento de glifosato y AMPA en el suelo.

del glifosato y el AMPA en el suelo. Un estudio con cultivos genéticamente modificados que empleó glifosato, demostró que éste y el AMPA son contaminantes pseudopersistentes: las tasas de aplicación del herbicida son más altas que las tasas de disipación y por eso hay acumulación tanto de glifosato como de AMPA en el suelo (Primost et al. 2017).

Oluwaranti et al. (2019) señalan que la desorción también está relacionada con la competencia entre el fosfato y el glifosato por sitios de adsorción. Cuando se utilizan fertilizantes fosfatados o enmiendas orgánicas se reduce la adsorción del glifosato, lo que provoca su movilidad y lixiviación (Oluwaranti et al. 2019). Los manejos agrícolas que utilizan labranza reducen los contenidos de MO del suelo al aumentar la mineralización, lo que supondría mayor lixiviación por la reducción de zonas de adsorción (Soracco et al. 2018); sin embargo, se han encontrado otras dinámicas: la labranza convencional afecta la estructura reduciendo la conductividad hidráulica y el movimiento del glifosato en el suelo (Soracco et al. 2018). En contraposición, en los sistemas donde no se realiza labranza, la estructura del suelo se conserva formando flujos preferenciales (presencia de macroporos) que aumentan la conductividad del agua en el suelo, incrementando el fenómeno de desorción y movilidad del glifosato y el AMPA, relacionado con la cantidad y fuerza de la precipitación de la zona (Kjær et al. 2011, Daouk et al. 2013, Soracco et al. 2018).

En los sistemas de agricultura de conservación, los residuos de cosecha se dejan sobre la superficie del suelo. Se ha detectado que el glifosato y su metabolito permanecen más tiempo en los residuos, aumentando su tiempo de vida respecto a su permanencia en el suelo. Al principio son solubles, pero con el paso del tiempo dejan de ser extraíbles; así los residuos no actúan como barrera sino que retienen el herbicida, aumentando su potencial de lixiviar y pasar a mantos acuíferos (Cassigneul 2016).

Manejos agrícolas donde se incorpora MO provocan diferentes procesos de degradación y adsorción-desorción del glifosato y el AMPA (Erban et al. 2018). En un suelo con bajo contenido de MO se adicionó composta y se observó que la degradación del herbicida aumentó debido a la presencia de la biomasa microbiana; sin embargo, al agregar composta en exceso, el efecto fue contrario porque se aumentaron los puntos de adsorción tanto para glifosato como para AMPA (Erban et al. 2018). En otro estudio se añadió estiércol de vaca al suelo, lo que disminuyó la adsorción del glifosato debido a la competencia por las superficies de carga del suelo, que fueron

ocupadas por los fosfatos provenientes de la mineralización de la MO. Los autores consideran el uso de enmiendas orgánicas para reducir la permanencia del glifosato en el suelo y su movimiento fuera del sitio donde fue aplicado, aunque debe estudiarse el destino del herbicida (Oluwaranti et al. 2019).

Respecto a la velocidad de mineralización, el glifosato es estable debido a los enlaces C-P que impiden su hidrólisis, fotólisis y degradación química (Chekan et al. 2016, García-Muñoz et al. 2020), lo cual también depende de las características de los suelos, tales como el pH. Los tiempos de vida del glifosato son menores en pH neutros y alcalinos que en ácidos, lo que es atribuible a las diferencias en la comunidad microbiana del suelo: las bacterias crecen mejor en condiciones neutras y alcalinas, lo que resalta su importancia en la degradación del glifosato en los suelos (Ghafoor et al. 2011). Cuando el pH del suelo se incrementa se reduce la adsorción del glifosato (Zhao et al. 2009) debido a que la variación del pH afecta la superficie de carga del suelo. Esto se debe a que el herbicida es un anión que disminuye su capacidad de unión al aumentar el pH, lo que incrementa la desorción, la lixiviación y el movimiento de la molécula (Oluwaranti et al. 2019). Un estudio demostró que la movilidad del glifosato y el AMPA en el suelo se incrementó con  $\text{pH} > 8$  y presencia de Cu (Daouk et al. 2014).

Se ha considerado que el glifosato en el suelo podría ser una fuente de C y P para la microbiota (Sun et al. 2019, Muskus et al. 2020), por lo que debería aumentar su degradación, pero no siempre resulta así, probablemente debido a la adsorción de las biomoléculas o la afectación de la microbiota ante el uso del herbicida. Se ha demostrado que, en algunos casos, la aplicación de glifosato altera la cantidad, actividad y composición de la comunidad microbiana (Nguyen et al. 2016, Allegrini et al. 2017, Romano-Armada et al. 2019). La biomasa edáfica está relacionada con la calidad química y física del suelo (Pronk et al. 2017). Algunos autores afirman que el glifosato afecta la estructura y función de la biomasa microbiana, mientras que otros argumentan que aplicaciones consecutivas provocan un cambio adaptativo en la comunidad microbiana, la cual adquiere la capacidad de degradar el glifosato (Allegrini et al. 2015, 2017).

## GLIFOSATO Y MICROBIOTA DEL SUELO

Los microorganismos del suelo (microbiota) desempeñan un papel decisivo en la regulación de los

ciclos de nutrientes al degradar la MO, propiciando la disponibilidad y asimilación de nutrimentos esenciales para las plantas (Harris 2009) y transformar nutrientes inorgánicos (C, N, S, P, Fe, Ni, Ag) a través de procesos metabólicos propios (Cherni et al. 2015), por lo cual influyen en la productividad y salud de las plantas (Lakshmanan et al. 2014, Nguyen et al. 2016). La rizósfera es la región del suelo que está influida por las raíces a través de la deposición de exudados, mucílagos y células desprendidas. En el suelo rizosférico, la masa microbiana puede ser de cinco a 100 veces mayor que en el suelo sin raíces (Arshad et al. 2007). En la rizósfera se degradan compuestos orgánicos; por ello, la dinámica microbiana en esta zona ejerce una influencia positiva o negativa en el crecimiento y desarrollo de las plantas (Dubey y Fulekar 2013). También el manejo agrícola y factores ecológicos influyen en la diversidad de la microbiota del suelo (Panther et al. 2012).

Las prácticas para controlar arvenses pueden afectar a los microorganismos del suelo mediante la eliminación de plantas con las que interactúan o al actuar directamente sobre la fisiología y metabolismo de los microorganismos. Originalmente se argumentó que el glifosato actúa únicamente en vegetales interfiriendo la síntesis de aminoácidos aromáticos esenciales, pero actualmente se sabe que la vía del shikimato está presente también en una gran diversidad de microorganismos, por lo que el glifosato podría alterar el crecimiento y actividad metabólica microbianas en las especies procariontes sensibles del suelo (Nguyen et al. 2016). Varios estudios han reportado la presencia de residuos de glifosato en suelos agrícolas en el rango de 25 a 1000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de suelo (Laitinen et al. 2006, 2007, Syan et al. 2014). Se ha descrito que el glifosato alcanza concentraciones de hasta 4000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  en la rizósfera de plantas tratadas con el herbicida (Syan et al. 2014). Usualmente, las investigaciones orientadas a determinar los efectos toxicológicos del glifosato en los organismos emplean concentraciones mayores a las indicadas o sugeridas en las presentaciones comerciales de los herbicidas (Nguyen et al. 2016).

Se estima que variables como la formulación comercial, dosis aplicadas, tiempo de exposición a los herbicidas, pH, concentraciones de fósforo, materia orgánica y mineralogía del suelo, y presencia o ausencia de plantas en el sistema, entre otras, influyen en la actividad metabólica o la biomasa cuantificada en el sistema edáfico (Nguyen et al. 2016). Algunos plaguicidas pueden tener efectos refractarios en el crecimiento de los microorganismos, ya que podrían estimular o inhibir su crecimiento (Lo 2010). Se

han reportado comportamientos diferenciales entre bacterias grampositivas y gramnegativas en suelos tratados con las mismas concentraciones de glifosato (Sihtmäe et al. 2013).

En experimentos *in vitro* se encontró que el glifosato inhibe el crecimiento microbiano de aislados ambientales (Bonnet et al. 2007) y de la microbiota intestinal a concentraciones mayores a 75  $\text{mg}/\text{L}$  (Shehata et al. 2013). El glifosato puede ser una fuente de C para las bacterias, estimulando su actividad e incrementando la mineralización (Araújo et al. 2003). La degradación del glifosato por parte de los microorganismos del suelo implica procesos metabólicos conjugados con el ambiente rizosférico; a su vez, la tasa de degradación del herbicida dependerá de la actividad de las poblaciones microbianas, el tipo de suelo y la dinámica del mismo (Accinelli et al. 2005). Sin embargo, los posibles efectos del glifosato en la microbiota podrían estar enmascarados debido a redundancia funcional, en la cual los parámetros metabólicos cuantificados podrían estar inalterados, pero la composición de las comunidades microbianas podría afectarse (Newman et al. 2016). Se ha evidenciado que tratamientos con altas concentraciones de glifosato reducen el número de microorganismos, en comparación con la cantidad encontrada en suelos tratados con la cantidad recomendada del herbicida (Ayansina y Oso 2006).

La degradación del glifosato es realizada por una diversidad de filos bacterianos (Proteobacterias, Actinobacterias, Bacteroidetes, Acidobacteria, Nitrospirae, Cianobacteria, entre otros), y la biodisponibilidad del herbicida para dichas comunidades depende en gran medida de las características del suelo (Guijarro et al. 2018). Los efectos del glifosato en la microbiota del suelo dependen de varios factores: la formulación comercial y concentración del herbicida, el tiempo de exposición de la microbiota y la física y química del suelo. De manera general, ante la exposición a herbicidas con glifosato, la composición de la comunidad bacteriana del suelo sufre cambios adaptativos que favorecen la prevalencia de especies tolerantes al glifosato (Jacobsen y Hjelmsø 2014), con efectos potenciales en la capacidad o eficiencia de la microbiota del suelo para completar los ciclos del C, N, P.

Liu et al. (2018) encontraron que la actividad catabólica de bacterias gramnegativas se incrementó al aplicar glifosato al suelo en una concentración 10 veces mayor que la recomendada para el herbicida comercial, lo cual indica que las bacterias gramnegativas no se reproducen, pero activan su metabolismo para eliminar el glifosato presente en el suelo y sobrevivir a las condiciones de estrés

existentes. Algunas de las especies identificadas en dicho estudio son: *Ralstonia* sp., *Gamma proteobacterium*, *Burkholderia* sp. y *Devosia* sp. También encontraron que las comunidades fúngicas del suelo se inhibieron con el tratamiento del herbicida (Liu et al. 2018). En contraste, la interrupción del crecimiento de microorganismos vía inhibición de la enzima EPSPS pudiera ser una estrategia terapéutica contra infecciones patógenas provocadas por *Toxoplasma gondii*, *Plasmodium falciparum* y *Cryptosporidium parvum* (U.S. Patent No. 7771736 B2) (Paul et al. 2005, Liu et al. 2018).

Como parte del análisis de riesgo a los herbicidas previo a su liberación comercial, se evalúan los efectos toxicológicos pero no los subletales o crónicos en los organismos. Kurenbach et al. (2015) analizaron el comportamiento de *Escherichia coli* y *Salmonella enterica* serovar Typhimurium sometidas a tres diferentes formulaciones comerciales de herbicidas: dicamba, ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) y glifosato. Encontraron que dichos herbicidas indujeron cambios en la respuesta de las bacterias a cinco de los principales grupos de antibióticos:  $\beta$ -lactamas (ampicilina), cloramfenicol, tetraciclina, fluoroquinolonas (ciprofloxacina) y aminoglicosidos (kanamicina). La exposición de las cepas al glifosato incrementó significativamente la tolerancia a los antibióticos ampicilina, cloramfenicol, y tetraciclina. Posteriormente, estos investigadores encontraron que el glifosato incrementa más de 100 mil veces la resistencia bacteriana en *E. coli* y *Salmonella* a los antibióticos. Progresivamente se está haciendo un mayor uso de herbicidas en la agricultura comercial y, por otro lado, el uso de antibióticos en la producción pecuaria es una práctica común, por lo que la aparición de cepas resistentes a los antibióticos es inminente.

## EFFECTO DEL GLIFOSATO EN LOS HONGOS

Hay una diversidad de efectos del herbicida glifosato sobre especies de hongos del suelo. Algunas investigaciones apuntan a que el glifosato no altera determinadas especies fúngicas, mientras que otros estudios indican alteraciones a nivel de inhibición del crecimiento (debida a la toxicidad del herbicida) a tal grado que podrían ser los organismos microscópicos del suelo más afectados (Magan 2008). Además, existe un número limitado de reportes sobre especies fúngicas capaces de degradar compuestos organofosfatados (como el glifosato) y desarrollarse en medio

de cultivos que contengan este químico y lo usen como fuente de carbono y fósforo. Entre las especies más frecuentemente estudiadas se encuentran *Aspergillus flavus*, *Aspergillus sydowii*, *Aspergillus niger*, *Trichoderma viride*, *Penicillium waksmanii*, *Penicillium lilacinum*, *Mucor* spp., *Fusarium* spp. and *Saccharomyces rouxii* (Bujacz et al. 1995, Krzyśko-Łupicka y Orlik 1997, Krzyśko-Łupicka et al. 1997, Klimek et al. 2001, Sudoł y Krzyśko-Łupicka 2005, Castro et al. 2007, Krzyśko-Łupicka y Sudoł 2008, Tanney y Hutchison 2010, Ramadevi et al. 2012, Zheng et al. 2013). En congruencia con el principio de precaución (Gremmen y Belt 2000, Carranza et al. 2017) y el cuidado de los agrosistemas, se mencionan los efectos tóxicos más relevantes provocados por el glifosato sobre especies fúngicas del suelo.

Los hongos micorrízicos arbusculares, que forman simbiosis hasta con el 80 % de las especies vegetales, son considerados esenciales en los ecosistemas por su rol en la nutrición de las plantas (Cameron 2010). Se analizó el efecto del glifosato en la relación entre hongos micorrízicos y lombrices de tierra (*Lucumbris terrestris*). El glifosato disminuyó significativamente (hasta el 40 %) la tasa de formación de micorrizas en la rizósfera, así como la biomasa de las esporas micorrízicas. El glifosato provocó un aumento en la masa de las lombrices (hasta en un 50 %), aunque presentaron menor actividad (Zaller et al. 2014). No existen muchas investigaciones que aborden la ecología de la rizósfera, por lo que es esencial realizar más estudios al respecto.

Un estudio muy relevante realizado por Mesnage et al. (2020) señala que el glifosato (450 g/L de formulación comercial) provoca múltiples efectos tóxicos en procesos biológicos de *Aspergillus nidulans*, un hongo filamentoso del suelo utilizado comúnmente como bioindicador experimental de la salud del suelo, a dosis muy por debajo de las recomendadas en la práctica agrícola, incluidas concentraciones mínimas para no presentar efectos adversos (*no-observed-adverse-effect level* [NOAEL]) (Nicolas et al. 2016). Se encontró que más de 60 genes relacionados con la transcripción y síntesis de proteínas en *A. nidulans* tenían alteraciones en los patrones de expresión como resultado de la exposición al glifosato. El metabolismo de micotoxinas producidas por el hongo también mostró alteraciones, como regulación negativa de los genes relacionados con la biosíntesis de sterigmatocistina/aflatoxina y regulación positiva (sobrexpresión) de genes asociados con la biosíntesis de penicilina y cefalosporina. Además, el glifosato afectó el metabolismo de los aminoácidos tirosina, fenilalanina, triptofano, arginina, prolina y lisina, y



las vías metabólicas relacionadas con detoxificación (citocromos P450, glutatión S-transferasa, entre otros) (Mesnage et al. 2020).

## EFECTO DEL GLIFOSATO EN LOMBRICES

En el suelo, las lombrices realizan funciones esenciales para el agroecosistema: modelan la estructura del suelo aumentando la macroporosidad al cavar túneles de hasta 8900 km de longitud (Kretzschmar 1982); producen coprolitos (excremento formado de MO y suelo) (van Groenigen et al. 2014) que incrementan la dinámica del agua y la aeración del suelo; influyen en las poblaciones bacterianas; coadyuvan a la mineralización de la MO y al crecimiento vegetal; representan una fuente de alimento para otros organismos, y son un indicador de la salud del suelo (Edwards y Bohlen 1996, Fragoso et al. 1997, Yasmin y D'Souza 2010). Las especies de lombrices que habitan en los suelos frecuentemente constituyen la mayoría de mesofauna: más de 1000 individuos y 300 g de biomasa por metro cuadrado de suelo (Edwards y Bohlen 1996).

Las investigaciones sobre el efecto toxicológico del glifosato en especies de lombrices no son concluyentes (Dominguez et al. 2016, Dennis et al. 2018), aunque la evidencia parece indicar que el glifosato sí ejerce toxicidad en estos anélidos (Zaller et al. 2021)

En muchos casos se ha analizado el efecto del glifosato en condiciones de laboratorio utilizando especies que comúnmente no habitan en los agroecosistemas (p. ej., lombrices del género *Eisenia*) (Verrell y van Buskirk 2004, Yasmin y D'Souza 2007, Correia y Moreira 2010, Buch et al. 2013, Piola et al. 2013). Se ha sugerido que el glifosato afecta, entre otros procesos metabólicos, las vías de regulación del estrés oxidativo (afectando la ruta de la enzima acetilcolinesterasa), ejerciendo un efecto toxicológico crónico y no letal en especies de lombrices como *E. hortensis* (Hackenberger et al. 2018). Por otro lado, se encontraron resultados contrastantes en la actividad y viabilidad de dos especies (*Lumbricus terrestris* y *Aporrectodea caliginosa*) expuestas a concentraciones de trabajo de glifosato. El herbicida estimuló inicialmente la actividad de *L. terrestris*, sin embargo, la actividad cesó drásticamente después de una aplicación del herbicida. El glifosato redujo también la masa de los coprolitos producidos; en contraste la producción y masa de coprolitos no se afectó en el caso de *A. caliginosa*; sin embargo, la aplicación del herbicida afectó la tasa de reproduc-

ción en ambas especies (Hagner et al. 2019). Aunque se ha investigado el efecto de ciertos plaguicidas (cipermetrina, glifosato, mancozeb, clorpirifos, car-bendazim, dimetoato), son necesarios más estudios para determinar las secuelas de muchos agroquímicos que siguen usándose ampliamente en la agricultura (Pelosi et al. 2014). Dichos estudios deben incluir análisis ecotoxicológicos del efecto de formulaciones comerciales de glifosato en las lombrices de tierra, dado que dichas presentaciones contienen elementos llamados "inertes", los cuales han mostrado ser incluso más tóxicos que la molécula de glifosato (Defarge et al. 2018). Una investigación reciente determinó que tanto las formulaciones comerciales de glifosato como el ingrediente activo solo alteran actividades metabólicas esenciales para las lombrices de tierra (Zaller et al. 2021).

## PROPUESTAS PARA REDUCIR EL IMPACTO DEL USO DE GLIFOSATO

La agricultura convencional pretende erradicar todas aquellas plantas que no sean el cultivo de interés utilizando herbicidas como el glifosato y prácticas de labranza (Sparks y Lorschbach 2017, MacLaren et al. 2020), lo que ha provocado, entre otras cosas, la aparición de plantas resistentes a los herbicidas (denominadas malezas), la reducción de la biodiversidad, que es una característica fundamental para que un agrosistema sea sustentable (Schütte et al. 2017). En las últimas décadas también se introdujeron organismos transgénicos tolerantes a herbicidas, particularmente al glifosato, lo cual ha implicado un aumento del uso de herbicidas aunado a la aparición de malezas resistentes (Bonny 2016, Schütte et al. 2017). Las arvenses son parte de la biodiversidad del agrosistema, ya que garantizan la diversidad de la vida silvestre como organismos descomponedores y depredadores, necesarios para el sistema (Thies et al. 2011, Smith et al. 2020). Sin embargo, el incremento en su biomasa puede reducir el rendimiento de los cultivos (Zimdahl 2007), por lo cual deben buscarse opciones para su manejo. Para eliminar el uso de herbicidas existen diferentes enfoques, uno de los cuales es no eliminar completamente las arvenses; esto implica un cambio de paradigma (manejo en lugar de control) que diversifique el agrosistema incluyendo cultivos de cobertura, mixtos, intercalados y agroforestales (Altieri et al. 2012, Chappell y LaValle 2011). Se ha demostrado que los monocultivos son ineficientes para competir con las arvenses (Finn et al. 2013).

Los manejos agrodiversos presentan complicaciones en la mecanización de las diferentes prácticas y muchas veces el control de arvenses significa aumentar los costos relacionados con la mano de obra, por lo cual algunos productores lo rechazan (Davis et al. 2012). Es necesario analizar las repercusiones a largo plazo, más allá de resultados inmediatos en extensiones reducidas. El uso excesivo de herbicidas y labranza han provocado la degradación del suelo, contaminación ambiental y repercusiones en la salud humana, así como la dependencia de insumos y el incremento en los costos de producción (MacLaren et al. 2020). Es imperativo proponer manejos sostenibles de arvenses, que consideren las interacciones entre las diferentes plantas dentro de la parcela, el tipo de manejo agrícola, y el entorno ecosistémico a diferentes escalas espaciales y temporales (Ward et al. 2014, Neve et al. 2018). Una de las propuestas es el manejo integrado de arvenses o malezas, el cual emplea técnicas mixtas que incluyen opciones mecánicas y culturales, centrando la estrategia en la rotación de cultivos; sin embargo, incorpora el uso de herbicidas y ha presentado dificultades para el control de malezas resistentes (Mortensen et al. 2012).

Algunos investigadores proponen continuar con monocultivos, aumentando la densidad de siembra para inhibir el crecimiento de las arvenses. Marín y Weiner (2014) demostraron que este método podría resultar viable en el cultivo del maíz; sin embargo, incrementa las necesidades de nutrientes y agua por parte del cultivo. Un estudio sugiere investigar las relaciones ecológicas del agrosistema, centrándose en las propiedades y procesos que determinan la abundancia, diversidad y composición de las arvenses, para generar una estrategia de manejo selectivo acorde con las funciones negativas o positivas de dicha comunidad (MacLaren et al. 2020). Dicha investigación afirma que sistemas intensos y simplificados generan disponibilidad de recursos que fomentan la alta densidad de arvenses pero baja competitividad entre ellas, en tanto que sistemas agrodiversos (en tiempo y espacio), con menor disponibilidad de recursos, incrementan las interacciones, generando una comunidad de arvenses más diversa que tiende a autorregularse además de propiciar un mejor control de plagas (Storkey et al. 2019). En la lógica de control de arvenses a partir de la diversidad, se han probado sistemas que integran la producción agrícola y ganadera, tanto en la incorporación de cultivos forrajeros a las parcelas agrícolas, intercalados o en rotación, como en el pastoreo como control de arvenses (Tracy and Sanderson 2004, Hilimire 2011). En México, en sistemas como la milpa, los productores tradicionales

reconocen el valor de plantas no cultivadas y no las consideran malezas. A partir de dicha concepción se han realizado investigaciones para su caracterización y ampliación de su consumo (Chacón y Gliessman 1981, Marshall et al. 2003, Blanckaert et al. 2007).

Existen pocos estudios sobre el control de arvenses en sistemas no tradicionales, que no estén ligados al uso de herbicidas o de organismos genéticamente modificados. Caamal-Maldonado et al. (2001) rescatan las prácticas tradicionales de control de arvenses, utilizando leguminosas de zonas tropicales como *Mucuna deeringiana*, *Canavalia ensiformis*, *Leucaena leucocephala* y *Lysiloma latisiliquum* por su efecto halelopático. A partir de bioensayos, estos autores demostraron que los lixiviados acuosos de las cuatro leguminosas ejercen un efecto fitotóxico sobre el crecimiento de la radícula de las plantas. En campo se utilizaron las leguminosas como cultivos de cobertura, y en todos los casos se redujo el crecimiento de arvenses.

## CONCLUSIONES

La agricultura tecnificada ha hecho un uso desmedido de insumos agrícolas como los herbicidas, de los cuales el glifosato es el más utilizado actualmente. Se ha mostrado científicamente la persistencia de este herbicida en suelos y mantos freáticos, así como su toxicidad en muchos organismos no blanco. La Organización Mundial de la Salud recientemente reclasificó al glifosato como probablemente cancerígeno. Ante tales evidencias, es necesario encontrar alternativas para el manejo de plantas no deseadas en los cultivos. La biomasa bacteriana es afectada de diferentes maneras (genética, fisiológica y poblacionalmente) por la exposición al glifosato; sin embargo, hay algunas especies cuyo crecimiento parece promoverse en suelos tratados con éste. El glifosato ejerce múltiples efectos sobre los hongos, como la inhibición de la actividad micorrízica, lo cual se refleja en la nutrición vegetal e incluso en la rizósfera. Se informan resultados contrastantes sobre el efecto del glifosato en especies de lombrices de tierra y, en el contexto del principio precautorio, puede aseverarse que es tóxico para estos anélidos, afectando su actividad esencial promotora de la calidad del suelo y el desarrollo vegetal. El manejo y control de arvenses sin el uso de herbicidas es un campo de investigación poco explorado que urge fomentar considerando la diversidad de cultivos, climas y manejos agrícolas, así como contextos socioeconómicos.

## REFERENCIAS

- Accinelli C., Koskinen W.C., Seebinger J.D., Vicari A. y Sadowsky M.J. (2005). Effects of incorporated corn residues on glyphosate mineralization and sorption in soil. *J. Agric. Food Chem.* 53 (10), 4110-4117. <https://doi.org/10.1021/jf050186r>
- Allegrini M., Zabaloy M.C. y Gómez E. del V. (2015). Ecotoxicological assessment of soil microbial community tolerance to glyphosate. *Sci. Total Environ.* 533, 60-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.096>
- Allegrini M., Gómez E. del V. y Zabaloy M.C. (2017). Repeated glyphosate exposure induces shifts in nitrifying communities and metabolism of phenylpropanoids. *Soil Biol. Biochem.* 105, 206-215. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.024>
- Altieri M.A., Funes-Monzote F.R. y Petersen P. (2012). Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0065-6>
- Andrews S.S., Karlen D.L. y Cambardella C.A. (2004). The Soil Management Assessment Framework. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Araújo A.S.F., Monteiro R.T.R. y Abarkeli R.B. (2003). Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. *Chemosphere* 52(5), 799-804. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00266-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00266-2)
- Antoniou M., Habib M.E.M., Howard C.V., Jennings R.C., Leifert C., Nodari R.O., Robinson C.J. y Fagan J. (2012). Teratogenic effects of glyphosate-based herbicides: Divergence of regulatory decisions from scientific evidence. *J. Environ. Anal. Toxicol.* 7 (3), 1000379. <https://doi.org/10.4172/2161-0525.S4-006>
- Arellano-Aguilar O. y Rendón von Osten J. (2016). La huella de los plaguicidas en México. Greenpeace, México, 40 pp.
- Arellano-Aguilar O. y Montero-Montoya D. (2017). Glifosato y los cultivos transgénicos en México. En: Los plaguicidas altamente peligrosos en México (Bejarano González F., Ed.). RAPAM, México, 153-166.
- Arshad M., Saleem M. y Hussain S. (2007). Perspectives of bacterial ACC deaminase in phytoremediation. *Trends Biotechnol.* 25 (8), 356-362. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2007.05.005>
- Astiz M., Zirulnik F., Giménez M.S., Alaniz M.J.T. y de Marra C.A. (2009). Overview of glyphosate toxicity and its commercial formulations evaluated in laboratory animal tests. *Curr. Top. Toxicol.* 6, 1-15.
- Ayansina A.D.V. y Oso B.A. (2006). Effect of two commonly used herbicides on soil microflora at two different concentrations. *Afr. J. Biotechnol.* 5(2), 129-132.
- Bejarano-González F. (2017). Perfil nacional de los plaguicidas altamente peligrosos en México. En: Los plaguicidas altamente peligrosos en México (Bejarano González F., Ed.). RAPAM, México, 59-110.
- Benbrook C.M. (2016). Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environ. Sci. Eur.* 28, 3. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0>
- Benbrook C. (2019). How did the US-EPA and IARC reach diametrically opposed conclusions on the genotoxicity of glyphosate-based herbicides? *Environ. Sci. Eur.* 31, 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0184-7>
- Bento C.P.M., Yang X., Gort G., Xue S., van Dam R., Zomer P., Mol H.G.J., Ritsema C.J. y Geissen V. (2016). Persistence of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in loess soil under different combinations of temperature, soil moisture and light/darkness. *Sci. Total Environ.* 572, 301-311. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.215>
- Clausing P. (2015). The 31 August 2015 addendum to the Renewal Assessment Report on Glyphosate. A critical analysis. PAN-Geermany [en línea]. [https://planet4-eu-unit-stateless.storage.googleapis.com/2018/08/3d2b5387-3d2b5387-pan\\_germany\\_addendum\\_analysis\\_09112015.pdf](https://planet4-eu-unit-stateless.storage.googleapis.com/2018/08/3d2b5387-3d2b5387-pan_germany_addendum_analysis_09112015.pdf)
- Blanckaert I., Vancraeynest K., Swennen R.L., Espinosa-García F.J., Piñero D. y Lira-Saade R. (2007). Non-crop resources and the role of indigenous knowledge in semi-arid production of Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119(1), 39-48. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.015>
- Boerboom C.M., Wyse D.L. y Somers D.A. (1990). Mechanism of glyphosate tolerance in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*). *Weed Sci.* 38, 463-7. <https://www.jstor.org/stable/4045056>
- Bonnet J.L., Bonnemoy F., Dusser M. y Bohatier J. (2007). Assessment of the potential toxicity of herbicides and their degradation products to nontarget cells using two microorganisms, the bacteria *Vibrio fischeri* and the ciliate *Tetrahymena pyriformis*. *Environ. Toxicol.* 22(1), 78-91. <https://doi.org/10.1002/tox.20237>
- Bonny S. (2016). Genetically modified herbicide-tolerant crops, weeds, and herbicides: Overview and impact. *Environ. Manage.* 57(1), 31-48. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0589-7>
- Buch A.C., Brown G.G., Niva C.C., Sautter K.D. y Sousa J.P. (2013). Toxicity of three pesticides commonly used in Brazil to *Pontoscolex corethrurus* (Müller, 1857) and *Eisenia andrei* (Bouché, 1972). *Appl. Soil Ecol.* 69, 32-38. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.12.011>
- Bujacz B., Wieczorek P., Krzysko-Lupicka T., Golab Z., Lejczak B. y Kavfarski P. (1995). Organophosphonate utilization by the wild-type strain of *Penicillium notatum*. *Appl. Environ. Microbiol.* 61 (8), 2905-2910. <https://doi.org/10.1128/aem.61.8.2905-2910.1995>

- Caamal-Maldonado J.A., Jiménez-Osornio J.J., Torres-Barragán A. y Anaya A.L. (2001). The use of allelopathic legume cover and mulch species for weed control in cropping systems. *Agron. J.* 93(1), 27-36. <https://doi.org/10.2134/agronj2001.93127x>
- Cameron D.D. (2010). Arbuscular mycorrhizal fungi as (agro) ecosystem engineers. *Plant Soil* 333(1/2), 1-5. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0361-y>
- Carranza C.S., Barberis C.L., Chiacchiera S.M. y Magnoli C.E. (2017). Assessment of growth of *Aspergillus* spp. from agricultural soils in the presence of glyphosate. *Revista Argentina de Microbiología* 49(4), 384-393. <https://doi.org/10.1016/j.ram.2016.11.007>
- Cassigneul A., Alletto L., Benoit P., Bergheaud V., Etiévant V., Dumény V., Le Gac A.L., Chuette D., Rumpel C. y Justes E. (2015). Nature and decomposition degree of cover crops influence pesticide sorption: Quantification and modelling. *Chemosphere* 119, 1007-1014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.082>
- Cassigneul A., Benoit P., Bergheaud V., Dumény V., Etiévant V., Goubard Y., Maylin A., Justes E. y Alletto L. (2016). Fate of glyphosate and degradates in cover crop residues and underlying soil: A laboratory study. *Sci. Total Environ.* 545-546, 582-590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.052>
- Castro J., Peralba M.R. y Ayub M.Z. (2007). Biodegradation of the herbicide glyphosate by filamentous fungi in platform shaker and batch bioreactor. *J. Environ. Sci. Heal. B* 42 (8), 883-886. <https://doi.org/10.1080/03601230701623290>
- Chacón J.C. y Gliessman S.R. (1982). Use of the “non-weed” concept in traditional tropical agroecosystems of south-eastern Mexico. *Agro-Ecosystems* 8(1), 1-11. [https://doi.org/10.1016/0304-3746\(82\)90010-5](https://doi.org/10.1016/0304-3746(82)90010-5)
- Chappell M.J. y LaValle L.A. (2011). Food security and biodiversity: Can we have both? An agroecological analysis. *Agric. Human Values* 28(1), 3. <https://doi.org/10.1007/s10460-009-9251-4>
- Chekan J.R., Cogan D.P. y Nair S.K. (2016). Molecular basis for resistance against phosphonate antibiotics and herbicides. *Med. Chem. Comm.* 7(1), 28. <https://doi.org/10.1039/C5MD00351B>
- Cherni A., Trabelsi D., Chebil S., Barhoumi F., Rodríguez-Llorente I. y Zribi K. (2015). Effect of glyphosate on enzymatic activities, Rhizobiaceae and total bacterial communities in an agricultural Tunisian soil. *Water Air Soil Pollut.* 226 (5), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2263-8>
- COFECE (2015). Reporte sobre las condiciones de competencia en el sector agroalimentario. Comisión Federal de Competencia Económica, México, 579 pp.
- Correia F.V. y Moreira J.C. (2010). Effects of glyphosate and 2,4-D on earthworms (*Eisenia foetida*) in laboratory tests. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 85 (3), 264-268. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0089-7>
- Culpepper A.S., Flanders J.T., York A.C. y Webster T.M. (2004). Tropical spiderwort (*Commelina benghalensis*) control in glyphosate-resistant cotton. *Weed Technol.* 18, 432-6. <https://doi.org/10.1614/WT-03-175R>
- Daouk S., De Alencastro L. y Pfeifer H.R. (2013). The herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in the Lavaux vineyard area, western Switzerland: Proof of widespread export to surface waters. Part II: The role of infiltration and surface runoff. *J. Environ. Sci. Heal. B* 48 (9), 725-736. <https://doi.org/10.1080/03601234.2013.780548>
- Darwent A.L., Kirkland K.J., Townley-Smith L., Harker K.N., Cessna A.J., Lukow O.M. y Lefkovich L.P. (1994). Effect of preharvest applications of glyphosate on the drying, yield and quality of wheat. *Can. J. Plant Sci.* 74 (2), 221-230. <https://doi.org/10.4141/cjps94-046>
- Davis A.S., Hill J.D., Chase C.A., Johanns A.M. y Liebman M. (2012). Increasing cropping system diversity balances productivity, profitability and environmental health. *Plos One* 7 (10), 1-8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047149>
- Davoren M.J. y Schiestl R.H. (2018). Glyphosate-based herbicides and cancer risk: A post-IARC decision review of potential mechanisms, policy and avenues of research. *Carcinogenesis* 39 (10), 1207-1215. <https://doi.org/10.1093/carcin/bgy105>
- Defarge N., Spiroux de Vendômois J. y Séralini G.E. (2018). Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology Reports* 5, 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.025>
- DeGennaro F.P. y Weller S.C. (1984). Differential sensitivity of field bind weed (*Convolvulus arvensis*) biotypes to glyphosate. *Weed Sci.* 32, 472-6. <https://doi.org/10.1017/S0043174500059361>
- Dennis P.G., Kukulies T., Forstner C., Orton T.G. y Pattison A.B. (2018). The effects of glyphosate, glufosinate, paraquat and paraquat-diquat on soil microbial activity and bacterial, archaeal and nematode diversity. *Sci. Rep.* 8 (1), 2119. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20589-6>
- Domínguez A., Brown G.G., Sautter K.D., de Oliveira C.M.R., de Vasconcelos E.C., Niva C.C., Bartz M.L.C. y Bedano J.C. (2016). Toxicity of AMPA to the earthworm *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) in tropical artificial soil. *Sci. Rep.* 6, 19731. <https://doi.org/10.1038/srep19731>
- Dubey K.K. y Fulekar M.H. (2013). Rhizoremediation of pesticides: Mechanism of microbial interaction in

- mycorrhizosphere. *International Journal of Advancements in Research and Technology* 2 (7), 193-210.
- Duke S.O. (2011). Glyphosate degradation in glyphosate-resistant and -susceptible crops and weeds. *J. Agric. Food. Chem.* 59 (11), 5835-5841. <https://doi.org/10.1021/jf102704x>
- Edwards C.A. y Bohlen P.J. (1996). *Biology and ecology of earthworms*. 3a. ed. Chapman and Hall, 438 pp.
- EFSA. (2015). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. *EFSA J.* 13 (11), 4302. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4302>
- EPA. (1993). Reregistration eligibility decision (RED) fact sheet: Glyphosate. EPA-738-F-93e011. United States Environmental Protection Agency.
- EPA. (2017). EPA's evaluation of the carcinogenic potential of glyphosate [online]. [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=OPP&count=10000&dirEntryId=337935&searchall=&showcriteria=2&simplesearch=0&timstype=23/4/2023](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=OPP&count=10000&dirEntryId=337935&searchall=&showcriteria=2&simplesearch=0&timstype=23/4/2023).
- Erbán T., Stehlik M., Sopko B., Markovic M., Seifrtova M., Halesova T. y Kovaricek P. (2018). The different behaviors of glyphosate and AMPA in compost-amended soil. *Chemosphere* 207, 78-83. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.004>
- EC (2002). Review report for the active substance glyphosate (No. 6511/VI/99-final). Health and Consumer Protection Directorate-General, European Commission.
- Finn J.A., Kirwan L., Connolly J., Sebastia M.T., Helgadottir A., Baadshaug O.H., Bélanger G., Black A., Brophy C., Collins R.P., Čop J., Dalmanndóttir S., Delgado I., Elgersma A., Fothergill M., Frankow-Lindberg B.E., Ghesquiere A., Golinska B., Golinski P., Grieu P., Gustavsson A. M., Höglind M., Huguenin-Elie O., Jørgensen M., Kadziulienė Z., Kurki P., Llorba R., Lunnan T., Porqueddu C., Suter M., Thumm U. y Lüscher A. (2013). Ecosystem function enhanced by combining four functional types of plant species in intensively managed grassland mixtures: A 3-year continental-scale field experiment. *J. Appl. Ecol.* 50 (2), 365-375. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12041>
- Fragoso C., Brown G.G., Patron J.C., Blanchart E., Lavelie P., Pashanasi B., Senapati B. y Kumar T. (1997). Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Appl. Soil Ecol.* 6 (1), 17-36. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(96\)00154-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(96)00154-0)
- García H.J., Leyva M.J.B., Martínez R.I.E., Hernández O.M.I., Aldana M.M.L., Rojas G.A.E. y Perera J.H. (2018). Estado actual de la investigación sobre plaguicidas en México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 34, 29-60. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.esp01.03>
- García-Muñoz P., Dachtler W., Altmayer B., Schulz R., Robert D., Seitz F., Rosenfeldt R. y Keller N. (2020). Reaction pathways, kinetics and toxicity assessment during the photocatalytic degradation of glyphosate and myclobutanil pesticides: Influence of the aqueous matrix. *Chem. Eng. J.* 384. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123315>
- Ghafoor A., Jarvis N.J., Thierfelder T. y Stenström J. (2011). Measurements and modeling of pesticide persistence in soil at the catchment scale. *Sci. Total Environ.* 409 (10), 1900-1908. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.049>
- Giesy J.P., Dobson S. y Solomon K.R. (2000). ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. En: *Reviews of environmental contamination and toxicology* 167, 35-120. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1156-3\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1156-3_2)
- Gimsing A.L., Borggaard O.K. y Bang M. (2004). Influence of soil composition on adsorption of glyphosate and phosphate by contrasting Danish surface soils. *Eur. J. Soil Sci.* 55 (1), 183-191. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00585.x>
- Grandcoin A., Piel S. y Baurès E. (2017). AminoMethylPhosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate. *Water Res.* 117, 187-197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.055>
- Green J. (2009). Evolution of glyphosate-resistant crop technology. *Weed Sci.* 57(1), 108-117. <https://doi.org/10.1614/WS-08-030.1>
- Greim H., Saltmiras D., Mostert V. y Strupp C. (2015). Evaluation of carcinogenic potential of the herbicide glyphosate, drawing on tumor incidence data from fourteen chronic/carcinogenicity rodent studies. *Crit. Rev. Toxicol.* 45, 185-208. <https://doi.org/10.3109/10408444.2014.1003423>
- Gremmen B. y Belt H.V.D. (2000). The precautionary principle and pesticides. *J. Agric. Environ. Ethics* 12 (2), 197-205. <https://doi.org/10.1023/A:1009511319040>
- Grunewald K., Schmidt W., Unger C. y Hanschmann G. (2001). Behavior of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in soils and water of reservoir Radeburg II catchment (Saxony/Germany). *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164 (1), 65-70. [https://doi.org/10.1002/1522-2624\(200102\)164:1<65::AID-JPLN65>3.0.CO;2-G](https://doi.org/10.1002/1522-2624(200102)164:1<65::AID-JPLN65>3.0.CO;2-G)
- Guijarro K.H., Aparicio V., De Gerónimo E., Castellote M., Figuerola E.L., Costa J.L. y Erijman L. (2018). Soil microbial communities and glyphosate decay in soils with different herbicide application history. *Sci. Total Environ.* 634, 974-982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.393>
- Guo B., Guo Y., Hong H., Jin L., Zhang L., Chang R.Z., Lu W., Lin M. y Qiu L.J. (2015). Co-expression of G2-EPSPS and glyphosate acetyltransferase GAT

- genes conferring high tolerance to glyphosate in soybean. *Front. Plant Sci.* 6, 847. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00847>
- Hackenberger D.K., Stjepanović N., Lončarić Ž. y Hackenberger B.K. (2018). Acute and subchronic effects of three herbicides on biomarkers and reproduction in earthworm *Dendrobaena veneta*. *Chemosphere* 208, 722-730. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.047>
- Hagner M., Mikola J., Saloniemi I., Saikkonen K. y Helander M. (2019). Effects of a glyphosate-based herbicide on soil animal trophic groups and associated ecosystem functioning in a northern agricultural field. *Scientific Reports* 9 (1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44988-5>
- Harris J. (2009). Soil microbial communities and restoration ecology: Facilitators or followers? *Science* 325 (5940), 573-574. <https://doi.org/10.1126/science.1172975>
- Hatfield J.L., Sauer T.J. y Cruse R.M. (2017). Chapter one – Soil: The forgotten piece of the water, food, energy nexus. *Adv. Agron.* 143, 1-46. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.02.001>
- Hilimire K. (2011). Integrated crop/livestock agriculture in the United States: A review. *J. Sustain. Agric.* 35 (4), 376-393. <https://doi.org/10.1080/10440046.2011.562042>
- Hove-Jensen B., Zechel D.L. y Jochimsen B. (2014). Utilization of glyphosate as phosphate source: Biochemistry and genetics of bacterial carbon-phosphorus lyase. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 78 (1), 176-197. <https://doi.org/10.1128/MMBR.00040-13>
- ISAAA (2019). Rise of the first gene-edited soybean welcomes new CRISPR foods. International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications [en línea]. <https://www.isaaa.org/kc/cropbiotechupdate/article/default.asp?ID=17596>
- Jacobsen C.S. y Hjelmsø M.H. (2014). Agricultural soils, pesticides and microbial diversity. *Curr. Opin. Biotechnol.* 27, 15-20. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2013.09.003>
- James C. (2003). Global review of commercialized transgenic crops. *Curr. Sci.* 84(3), 303-309.
- Jarvis N.J. (1998). Modeling the impact of preferential flow on nonpoint source pollution. En: *Physical non-equilibrium in soils: Modeling and application* (Magdi S.H. y Liwang M., Eds.), 195-221.
- Kjær J., Ernsten V., Jacobsen O.H., Hansen N., de Jonge L.W. y Olsen P. (2011). Modos de transporte y vías de los pesticidas de fuerte absorción glifosato y pendimetalina a través de suelos estructurados y drenados. *Chemosphere* 84 (4), 471-479. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.029>
- Klimek M., Lejczak B., Kafarski P. y Forlani G. (2001). Metabolism of the phosphonate herbicide glyphosate by a non-nitrate-utilizing strain of *Penicillium chrysogenum*. *Pest. Manag. Sci.* 57 (9), 815-821. <https://doi.org/10.1002/ps.366>
- Kretzschmar A. (1982). Description des galeries de vers de terre et variation saisonnière des réseaux (observations en conditions naturelles). *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 19, 579-591.
- Krzyśko-Łupicka T. y Orlik A. (1997). The use of glyphosate as the sole source of phosphorus or carbon for the selection of soil-borne fungal strains capable to degrade this herbicide. *Chemosphere* 34 (12), 2601. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00103-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00103-3)
- Krzyśko-Łupicka T., Strof W., Kubś K., Skorupa M., Wieczorek P., Lejczak B. y Kafarski P. (1997). The ability of soil-borne fungi to degrade organophosphonate carbon-to-phosphorus bonds. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 48 (4), 549. <https://doi.org/10.1007/s002530051095>
- Krzyśko-Łupicka T. y Sudol T. (2008). Interactions between glyphosate and autochthonous soil fungi surviving in aqueous solution of glyphosate. *Chemosphere* 71(7), 1386-1391. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.006>
- Kurenbach B., Marjoshi D., Amábile-Cuevas C.F., Ferguson G.C., Godsoe W., Gibson P. y Heinemann J.A. (2015). Sublethal exposure to commercial formulations of the herbicides dicamba, 2,4-dichlorophenoxyacetic acid, and glyphosate cause changes in antibiotic susceptibility in *Escherichia coli* and *Salmonella enterica* serovar Typhimurium. *MBio* 6 (2), e00009-15. <https://doi.org/10.1128/mBio.00009-15>
- La Cecilia D. y Maggi F. (2020). Influential sources of uncertainty in glyphosate biochemical degradation in soil. *Math. Comput. Simulat.* 175, 121-139. <https://doi.org/10.1016/j.matcom.2020.01.003>
- Laitinen P., Siimes K., Eronen L., Rämö S., Welling L., Oinonen S., Mattsoff L. y Ruohonen-Lehto M. (2006). Fate of the herbicides glyphosate, glufosinate-ammonium, phenmedipham, ethofumesate and metamitron in two Finnish arable soils. *Pest Manag. Sci.* 62 (6), 473-491. <https://doi.org/10.1002/ps.1186>
- Laitinen P., Rämö S. y Siimes K. (2007). Glyphosate translocation from plants to soil – Does this constitute a significant proportion of residues in soil? *Plant Soil* 300 (1/2), 51-60. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9387-1>
- Lakshmanan V., Selvaraj G., Venkatachalam H.P.L., Gopinath S. y Harsh P.B. (2014). Functional soil microbiome: Belowground solutions to an aboveground problem. *Plant Physiol.* 166 (2), 689-700. <https://doi.org/10.1104/pp.114.245811>

- Liu Y., Li Y., Hua X., Müller K., Wang H., Yang T., Wang Q., Peng X., Wang M., Pang Y., Qi J. y Yang Y. (2018). Glyphosate application increased catabolic activity of gram-negative bacteria but impaired soil fungal community. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (15), 14762-14772. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1676-0>
- Lo C.C. (2010). Effect of pesticides on soil microbial community. *J. Environ. Sci. Health B* 45 (5), 348-359. <https://doi.org/10.1080/03601231003799804>
- López S., Aiassa D., Benítez-Leite S., Lajmanovich R., Mañas F., Poletta G., Sánchez N., Simoniello M.F. y Carrasco A.E. (2012). Pesticides used in South American GMO-based agriculture: A review of their effects on humans and animal models. En: *Advances in Molecular Toxicology* 6 (Fishbein J.C., Heilman J.M., Eds.). 41-75. Amsterdam: The Netherlands. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59389-4.00002-1>
- MacLaren C., Storkey J., Menegat A., Metcalfe H. y Dehnen-Schmutz K. (2020). An ecological future for weed science to sustain crop production and the environment. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 40 (4), 24. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00631-6>
- Magan N. (2008). Ecophysiology: Impact of environment on growth, synthesis of compatible solutes and enzyme production. En: *Ecology of saprotrophic basidiomycetes* (Boddy L, Frankland JC, van West P, Eds.). Elsevier, Amsterdam. [https://doi.org/10.1016/S0275-0287\(08\)80006-9](https://doi.org/10.1016/S0275-0287(08)80006-9)
- Mamy L. y Barriuso E. (2005). Glyphosate adsorption in soils compared to herbicides replaced with the introduction of glyphosate resistant crops. *Chemosphere* 61, 844-855. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.051>
- Mao C., Xie H., Chen S, Valverde B.E. y Qiang S. (2016). Multiple mechanism confers natural tolerance of three lilyturf species to glyphosate. *Planta* 243, 321-335. <https://doi.org/10.1007/s00425-015-2408-z>
- Marshall E.J.P., Brown V.K., Boatman N.D., Lutman P.J.W., Squire G.R. y Ward L.K. (2003). The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Res.* 43 (2), 77-89. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2003.00326.x>
- Marin C. y Weiner J. (2014). Effects of density and sowing pattern on weed suppression and grain yield in three varieties of maize under high weed pressure. *Weed Res.* 54 (5), 467-474. <https://doi.org/10.1111/wre.12101>
- Mazur B.J. y Falco S.C. (1989). The development of herbicide resistant crops. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 40 (1), 441-470. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.40.060189.002301>
- Mesnage R., Bernay B. y Séralini G.E. (2013). Ethoxylated adjuvants of glyphosate-based herbicides are active principles of human cell toxicity. *Toxicology* 313 (2-3), 122-128. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.09.006>
- Mesnage R., Defarge N., Spiroux de Vendômois J. y Séralini G.E. (2015). Potential toxic effects of glyphosate and its commercial formulations below regulatory limits. *Food Chem. Toxicol.* 84, 133-153. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2015.08.012>
- Mesnage R., Oestreicher N., Poirier F., Nicolas V., Boursier C. y Vélot C. (2020). Transcriptome profiling of the fungus *Aspergillus nidulans* exposed to a commercial glyphosate-based herbicide under conditions of apparent herbicide tolerance. *Environ. Res.* 182, 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109116>
- Mickelson S.K., Boyd P., Baker J.L. y Ahmed S.I. (2001). Tillage and herbicide incorporation effects on residue cover, runoff, erosion, and herbicide loss. *Soil Till. Res.* 60 (1), 55-66. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00170-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00170-2)
- Mink P.J., Mandel J.S., Lundin J.I. y Scurman B.K. (2011). Epidemiologic studies of glyphosate and non-cancer health outcomes: A review. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 61 (2), 172-184. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2011.07.006>
- Monsanto. (2010). Reporte de sustentabilidad. Monsanto Latinoamérica Sur [en línea]. <http://www.monsantoglobal.com/global/py/nuestros-compromisos/documentos/reportes-de-sustentabilidad-2010.pdf> 3/8/2020
- Mortensen D., Egan J.F., Maxwell B.D., Ryan W. y Smith R. (2012). Navigating a critical juncture for sustainable weed management. *BioScience* 62 (1), 75-84. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.1.12>
- Muskus A.M., Krauss M., Miltner A., Hamer U. y Nowak K.M. (2020). Degradation of glyphosate in a Colombian soil is influenced by temperature, total organic carbon content and pH. *Environ. Pollut.* 259, 113767. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113767>
- Neve P., Barney J.N., Buckley Y., Cousens R.D., Graham S., Jordan N.R., Lawton-Rauh A., Liebman M., Mesgaran M.B., Schut M., Shaw J., Storkey J., Baraibar B., Baucom R.S., Chalak M., Childs D.Z., Christensen S., Eizenberg H., Fernández-Quintanilla C., French K., Harsch M., Heijting S., Harrison L., Loddo D., Macel M., Maczey N., Merotto A., Mortensen D., Necajeva J., Peltzer D.A., Recasens J., Renton M., Riemens M., Sønderkov M. y Williams M. (2018). Reviewing research priorities in weed ecology, evolution and management: A horizon scan. *Weed Res.* 58 (4), 250-258. <https://doi.org/10.1111/wre.12304>
- Newman M.M., Lorenz N., Hoilett N., Lee N.R., Dick R., Liles M., Ramsier C. y Kloepper J. (2016). Changes in rhizosphere bacterial gene expression following

- glyphosate treatment. *Sci. Total Environ.* 553, 32-41. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.078>
- Nguyen D.B., Rose M.T., Rose T.J., Morris S.G. y van Zwieten L. (2016). Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biol. Bioch.* 92, 50-57. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014>
- Nicolas V., Oestreicher N. y Vélot C. (2016). Multiple effects of a commercial Roundup® formulation on the soil filamentous fungus *Aspergillus nidulans* at low doses: Evidence of an unexpected impact on energetic metabolism. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (14), 14393-14404. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6596-2>
- Oerke E.C. (2006) Crop losses to pests. *J Agric. Sci.* 144, 31-43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Oluwaranti O.O., Ademola F.A., Afamefuna E.O., Isaac A.O. y Pelumi A. (2019). Influence of electrolyte composition and pH on glyphosate sorption by cow-dung amended soil. *J. Environ. Sci. Health B* 54 (9), 758-769. <https://doi.org/10.1080/03601234.2019.1631100>
- Owen M.D.K. y Zelaya I.A. (2005). Herbicide-resistant crops and weed resistance to herbicides. *Pest Manag. Sci.* 61, 301-11. <https://doi.org/10.1002/ps.1015>
- Pancher M., Ceol M., Corneo P.E., Longa C.M.O., Yousaf S., Pertot I. y Campisano A. (2012). Fungal endophytic communities in grapevines (*Vitis vinifera* L.). Respond to crop management. *Appl. Environ. Microbiol.* 78 (12), 4308-4317. <https://doi.org/10.1128/AEM.07655-11>
- Parisi S., Barone C. y Sharma R. (2016). Chemistry and food safety in the EU : The rapid alert system for food and feed (RASFF). Springer, 72 pp.
- Paul C.C.F., Baley G.J., William P.C., Greg J.B., Murtaza F.A., Timothy C.P., Kimberlee P.K. y James R.C. (2005). Glyphosate inhibits rust diseases in glyphosate-resistant wheat and soybean. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 102 (48), 17290-17295. <https://doi.org/10.1073/pnas.0508873102>
- Pelosi C., Barot S., Capowiez Y., Hedde M. y Vandembulcke F. (2014). Pesticides and earthworms. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 199-228. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z>
- Piola L., Fuchs J., Oneto M.L., Basack S., Kesten E. y Casabé N. (2013). Comparative toxicity of two glyphosate-based formulations to *Eisenia andrei* under laboratory conditions. *Chemosphere* 91 (4), 545-551. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.12.036>
- Primost J.E., Marino D.J.G., Aparicio V.C., Costa J.L. y Carriquiriborde P. (2017). Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environ. Pollut.* 229, 771-779. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.006>
- Pronk G.J., Heister K., Vogel C., Babin D., Bachmann J., Ding G.C., Ditterich F., Gerzabek M.H., Giebler J., Hemkemeyer M., Kandeler E., Kunhi Mouvenchery Y., Miltner A., Poll C., Schaumann G.E., Smalla K., Steinbach A., Tanuwidjaja I., Tebbe C.C. y Kögel-Knabner I. (2017). Interaction of minerals, organic matter, and microorganisms during biogeochemical interface formation as shown by a series of artificial soil experiments. *Biol. Fert. Soils* 53 (1), 9-22. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1161-1>
- Ramadevi C., Nath M.M. y Prasad M.G. (2012). Mycodegradation of malathion by a soil fungal isolate, *Aspergillus niger*. *Int. j. Basic Appl. Chem. Sci.* 2, 108-115.
- Rendón von Osten J. y Dzul-Caamal R. (2017). Glyphosate residues in groundwater, drinking water and urine of subsistence farmers from intensive agriculture localities: A Survey in Hopelchén, Campeche, Mexico. *Int. J. Env. Res. Pub. He.* 14 (6), 595. <https://doi.org/10.3390/ijerph14060595>
- Romano-Armada N., Amoroso M.J. y Rajal V.B. (2019). Construction of a combined soil quality indicator to assess the effect of glyphosate application. *Sci. Total Environ.* 682, 639-649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.079>
- SENASICA. (2020). Registro de plaguicidas agrícolas. Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria [online]. <https://www.gob.mx/senasica/documentos/registro-de-plaguicidas-agricolas?state=published>
- Schütte G., Eckerstorfer M., Rastelli V., Reichenbecher W., Restrepo-Vassalli S., Ruohonen-Lehto M., Saucy A.G.W. y Mertens M. (2017). Herbicide resistance and biodiversity: agronomic and environmental aspects of genetically modified herbicide-resistant plants. *Environ. Sci. Eur.* 29, 5. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0100-y>
- Sepat S., Thierfelder C., Sharma A.R., Pavuluri K., Kumar D., Iquebal M.A. y Verma A. (2017). Effects of weed control strategy on weed dynamics, soybean productivity and profitability under conservation agriculture in India. *Field Crops Res.* 210, 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.05.017>
- Shehata A.A., Schrödl W., Aldin A.A., Hafez H.M. y Krüger M. (2013). The effect of glyphosate on potential pathogens and beneficial members of poultry microbiota in vitro. *Curr. Microbiol.* 66, 350-358. <https://doi.org/10.1007/s00284-012-0277-2>
- Sierra-Díaz E., Celis-de la Rosa A.D.J., Lozano-Kasten F., Trasande L., Peregrina-Lucano A.A., Sandoval-Pinto E. y González-Chávez H. (2019). Urinary pesticide levels in children and adolescents residing in two agricultural communities in Mexico. *Int. J. Environ. Res. Pub. He.* 16, 562. <https://doi.org/10.3390/ijerph16040562>



- Sihtmäe M., Blinova I., Künnis-Beres K., Kanarbik L., Heinlaan M. y Kahru A. (2013). Ecotoxicological effects of different glyphosate formulations. *Appl. Soil Ecol.* 72, 215-224. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.07.005>
- Smith B.M., Aebischer N.J., Ewald J., Moreby S., Potter C. y Holland J.M. (2020). The potential of arable weeds to reverse invertebrate declines and associated ecosystem services in cereal crops. *Front. Sustain. Food Syst.* 3, 118. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00118>
- Soracco C.G., Villarreal R., Lozano L.A., Vittori S., Melani E.M. y Marino D.J.G. (2018). Glyphosate dynamics in a soil under conventional and no-till systems during a soybean growing season. *Geoderma* 323, 13-21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.041>
- Sparks T.C. y Lorsbach B.A. (2017). Perspectives on the agrochemical industry and agrochemical discovery. *Pest. Manag. Sci.* 73 (4), 672-677. <https://doi.org/10.1002/ps.4457>
- Storkey J., Bruce T.J.A., McMillan V.E., Neve P., Lemaire G., Carvalho P.C.D.F. y Recous S. (2019). Chapter 12 – The future of sustainable crop protection relies on increased diversity of cropping systems and landscapes. En: *Agroecosystem diversity. Reconciling contemporary agriculture and environmental quality* (Lemaire G., Kronberg S., De Faccio Carvalho P.C. y Recous S., Eds.). Academic Press, 199-209. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00012-1>
- Strange-Hansen R., Holm P.E., Jacobsen O.S. y Jacobsen C.S. (2004). Sorption, mineralization and mobility of N-(phosphonomethyl) glycine (glyphosate) in five different types of gravel. *Pest Manag. Sci.* 60 (6), 570-578. <https://doi.org/10.1002/ps.842>
- Sudoł T. y Krzyśko-Lupicka T. (2005). Direct indicators of determination of glyphosate decomposition by filamentous fungi. *Physicochem. Probl. Miner. Process.* 39, 257-261.
- Sun M., Li H. y Jaisi D.P. (2019). Degradation of glyphosate and bioavailability of phosphorus derived from glyphosate in a soil-water system. *Water Res.* 163, 114840. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.07.007>
- Sviridov A.V., Shushkova T.V., Ermakova I.T., Ivanova E.V., Epiktetov D.O. y Leontievsky A.A. (2015). Microbial degradation of glyphosate herbicides (review). *Appl. Biochem. Microbiol.* 51 (2), 188. <https://doi.org/10.1134/s0003683815020209>
- Syan H.S., Prasher S.O., Pageau D. y Singh J. (2014). Dissipation and persistence of major herbicides applied in transgenic and non-transgenic canola production in Quebec. *Europ. J. Soil Biol.* 63, 21-27. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.04.003>
- Székács A. y Darvas B. (2012). Forty years with glyphosate. En: *Herbicides – Properties, synthesis and control of weeds* (Hasaneen M.N., Ed.). [IntechOpen, 247-284. <https://doi.org/10.5772/32491>
- Tanney J.B. y Hutchison L.J. (2010). The effects of glyphosate on the in vitro linear growth of selected microfungi from a boreal forest soil. *Can. J. Microbiol.* 56 (2), 138-144. <https://doi.org/10.1139/w09-122>
- Thies C., Haenke S., Scherber C., Bengtsson J., Bommarco R., Clement L.W., Ceryngier P., Dennis C., Emmerson M., Gagic V., Hawro V., Liira J., Weisser W.W., Winqvist C. y Tschamtk T. (2011). The relationship between agricultural intensification and biological control: Experimental tests across Europe. *Ecol. Appl.* 21 (6), 2187-2196. <https://doi.org/10.1890/10-0929.1>
- Van Groenigen J.W., Lubbers I.M., Vos H.M.J., Brown G.G., de Deyn G.B. y van Groenigen K.J. (2014). Earthworms increase plant production: A meta-analysis. *Sci. Rep.* 4, 6365. <https://doi.org/10.1038/srep06365>
- Tracy B.F. y Sanderson M.A. (2004). Forage productivity, species evenness and weed invasion in pasture communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 102 (2), 175-183. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.08.002>
- Tyler Miller G. (2004). *Sustaining the Earth: An integrated approach*. Brooks/Cole, 386 pp.
- Verrell P. y van Buskirk E. (2004). As the worm turns: *Eisenia fetida* avoids soil contaminated by a glyphosate-based herbicide. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72 (2), 219-224. <https://doi.org/10.1007/s00128-003-9134-0>
- Waggoner J.K., Henneberger P.K., Kullman G.J. (2013). Pesticide use and fatal injury among farmers in the Agricultural Health Study. *Int. Arch. Occ. Env. Hea.* 86, 177-187. <https://doi.org/10.1007/s00420-012-0752-x>
- Ward S.M., Cousens R.D., Bagavathiannan M.V., Barney J.N., Beckie H.J., Busi R., Davis A.S., Dukes J.S., Forcella F., Freckleton R.P., Gallandt E.R., Hall L.M., Jasieniuk M., Lawton-Rauh A., Lehnhoff E.A., Liebman M., Maxwell B.D., Mesgaran M.B., Murray J.V. y Webber B.L. (2014). Agricultural weed research: A critique and two proposals. *Weed Sci.* 62 (4), 672-678. <https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00161.1>
- White P.S. and Allison E.S. (1998). Where do we go from here? The challenges of risk assessment for invasive plants. *Weed Technol.* 12 (4), 744-751. <https://doi.org/10.1017/S0890037X00044651>
- Williams A.L., Watson R.E. y Desesso J.M. (2012). Developmental and reproductive outcomes in humans and animals after glyphosate exposure: A critical analysis. *J. Toxicol. Env. Heal. B* 15, 39-96. <https://doi.org/10.1080/10937404.2012.632361>
- WSSA. (1998). *Herbicide Resistance and Herbicide Tolerance Definitions*. Weed Science Society of America [online]. <https://wssa.net/wssa/weed/resistance/herbicide-resistance-and-herbicide-tolerance-definitions/1/4/2021>.

- Yasmin S. y D'Souza D. (2007). Effect of pesticides on the reproductive output of *Eisenia fetida*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 79 (5), 529-532. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9269-5>
- Yasmin S. y D'Souza D. (2010). Effects of pesticides on the growth and reproduction of earthworm: A review. *Appl. Environ. Soil Sci.* 1-9, 678360. <https://doi.org/10.1155/2010/678360>
- Yuan C.I., Mou-Yen C. y Yih-Ming C. (2002). Triple mechanisms of glyphosate-resistance in a naturally occurring glyphosate-resistant plant *Dicliptera chinensis*. *Plant Sci.* 163, 543-54. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(02\)00147-4](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(02)00147-4)
- Zaller J.G., Heigl F., Ruess L. y Grabmaier A. (2014). Glyphosate herbicide affects belowground interactions between earthworms and symbiotic mycorrhizal fungi in a model ecosystem. *Sci. Rep.* 4, 5634. <https://doi.org/10.1038/srep05634>
- Zaller J.G., Weber M. y Maderthaner M. (2021). Effects of glyphosate-based herbicides and their active ingredients on earthworms, water infiltration and glyphosate leaching are influenced by soil properties. *Environ. Sci. Eur.* 33 (51), 1-16. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00492-0>
- Zhao B., Zhang J., Gong J., Zhang H. y Zhang C. (2009). Glyphosate mobility in soils by phosphate application: Laboratory column experiments. *Geoderma* 149 (3), 290-297. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.12.006>
- Zimdahl R.L. (2007). *Weed-crop competition: A review.* 2a ed. Wiley-Blackwell, 220 pp.
- Zheng Y., Long L., Fan Y., Gan J., Fang J. y Jin W. (2013). A review on the detoxification of organophosphorus compounds by microorganisms. *Afric. J. Microbiol. Res.* 7 (20), 2127-2134. <https://doi.org/10.5897/AJMR12.2017>