

GLIFOSATO EN MÉXICO

IMPACTO AMBIENTAL
Y EXPOSICIÓN HUMANA



Ciencia y Tecnología

Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO



UNIVERSIDAD DE
GUADALAJARA

Red Universitaria e Institución Benemérita de Jalisco





CONAHCYT

Proyecto 322599 “Presencia de glifosato y AMPA en suelo,
agua y orina humana en distintas regiones de México”

GLIFOSATO EN MÉXICO

IMPACTO AMBIENTAL Y EXPOSICIÓN HUMANA

Jaime Rendón-von Osten
Coordinador



2025

Rendón-von Osten, J. (coordinador). 2025. Glifosato en México. Impacto Ambiental y Exposición Humana. Universidad Autónoma de Campeche. 87 p.

© UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE

INSTITUTO DE ECOLOGÍA, PESQUERÍAS Y OCEANOGRAFÍA DEL GOLFO DE MÉXICO
(EPOMEX)

AV. AGUSTÍN MELGAR S/N

COL. BUENAVISTA 24039

SAN FRANCISCO DE CAMPECHE, CAMPECHE. MÉXICO

ISBN 978-607-8907-39-7

DOI 10.26359/EPOMEX032025

Se agradece al CONAHCYT el financiamiento del proyecto 322599 “*Presencia de glifosato y AMPA en suelo, agua y orina humana en distintas regiones de México*” 2023-2024

Fotografías: Robin Canul.

El Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México (EPOMEX) de la Universidad Autónoma de Campeche, publica su antología de libros “Serie Científica”, desde hace 35 años. Colección producto de diferentes convenios editoriales y de colaboración amplia con Instituciones de Educación Superior y de Investigación, nacionales e internacionales, como la UNAM, CINVESTAV, TECNM-ITBOCA, CISESE, CIBNOR, CICIMAR, entre otros. A la fecha se han publicado más de 80 obras bajo el sello editorial de la Universidad Autónoma de Campeche.

La obra *Glifosato en México. Impacto Ambiental y Exposición Humana*, coordinado por Jaime Rendón von Osten, se publica en el 2025 en el marco de esta Serie Científica.

Como todos los libros de la Serie Científica esta obra fue sometida para su revisión por parte del Consejo Editorial de la UACAM, y por pares académicos para asegurar su calidad y valor científico.

Contenido

Autores

Introducción 7

Glifosato 11

Emmanuel O. Helguera Gómez
y Alejandro A. Peregrina Lucano
Universidad de Guadalajara

Glifosato en suelos 33

Merle M. Borges Ramírez y Jaime Rendón-von Osten
Universidad Autónoma de Campeche

Glifosato en agua 51

Omar Arellano Aguilar y Carolina Patiño
Universidad Nacional Autónoma de México

Glifosato en orina humana 63

Norma G. Ruiz Velazco Sandoval
y Felipe de Jesús Lozano Kasten
Universidad de Guadalajara

Conclusiones 85

Jaime Rendón-von Osten, Omar Arellano Aguilar,
Felipe de Jesús Lozano Kasten y Alejandro A. Peregrina Lucano

Autores

Omar Arellano Aguilar

Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra
Universidad Nacional Autónoma de México
(UNAM)

Circuito Investigación Científica
04510 Cd. de México, Mexico
omar.arellano2@gmail.com

Carolina Patiño González

Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra
Universidad Nacional Autónoma de México
(UNAM)

Circuito Investigación Científica
04510 Cd. de México, Mexico
carolita dewanee@gmail.com

Merle M. Borges Ramírez

Instituto EPOMEX
Universidad Autonoma de Campeche
(UACAM)
Campus VI
24070 Campeche, Campeche, México
mmborges@uacam.mx

Alejandro A. Peregrina Lucano

Departamento de Farmacobiología
(CUCEI)
Universidad de Guadalajara (UDG)
44430 Guadalajara, Jalisco, Mexico
aaron.peregrina@academicos.udg.mx

Emmanuel O. Helguera Gómez

Departamento de Farmacobiología
(CUCEI)
Universidad de Guadalajara (UDG)
44430 Guadalajara, Jalisco, Mexico
emmanuel.helguera97@gmail.com

Jaime Rendón von Osten

Instituto EPOMEX
Universidad Autonoma de Campeche
(UACAM)
Campus VI
24070 Campeche, Campeche, México
jarendon@uacam.mx

Felipe de Jesús Lozano Kasten

Departamento de Salud Pública
Centro Universitario en Ciencias de la Salud
(CUCS)
Universidad de Guadalajara (UDG)
Guadalajara, Jalisco, México
felipe.lozano@academicos.udg.mx

Norma G. Ruiz Velazco Sandoval

Departamento de Salud Pública
Centro Universitario en Ciencias de la Salud
(CUCS)
Universidad de Guadalajara (UDG)
Guadalajara, Jalisco, México
norma.ruizvelazco1349@academicos.udg.mx



Introducción

Glifosato en México:

Impacto ambiental y exposición humana

Actualmente el glifosato es el plaguicida más utilizado en el mundo y después del Diclorodifenil Tricloroetano (DDT) en su momento, es uno de los agrotóxicos más controversiales. El gran éxito del glifosato se debe a que la empresa Monsanto modificó genéticamente semillas principalmente de soya y maíz para que fueran resistente a la acción herbicida del compuesto. Esta modificación genética ocasionó que el glifosato se emplee de manera indiscriminada, tanto de manera intensiva como extensiva.

En 2015, un grupo de trabajo se reunió en la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC), perteneciente a la Organización Mundial de la Salud (OMS), para revisar la evidencia científica publicada disponible y evaluar la carcinogenicidad del glifosato y otros plaguicidas.

El glifosato se clasificó como “probablemente cancerígeno para los humanos” (Grupo 2A), con base en la evidencia limitada de cáncer en humanos (exposiciones reales ocurridas) y evidencia suficiente de ocasionar cáncer en animales de experimentación (estudios en laboratorio con glifosato puro). Asimismo, la IARC concluyó que existía evidencia sólida de genotoxicidad, tanto para el glifosato puro como para las formulaciones de glifosato.

Por tal motivo, la industria de plaguicidas empezó una andanada de publicidad que mencionaba las “bondades” del glifosato y que sin él la producción agrícola colapsaría. Pero es muy bien conocido que la industria agroquímica utiliza su fuerza económica para financiar investigaciones sesgadas que sirven para desorientar y engañar a la población en general y, por otra parte, llegan a sobornar a políticos clave.

Ocultar información relacionada con los efectos adversos del glifosato principalmente los que se presentan a largo plazo, es la misma práctica que empleó la industria tabacalera en los años 50 y 60 para silenciar durante décadas información relacionada con el cáncer que ocasiona el fumar.

La Agencia de Protección al Ambiente (EPA) de los Estados Unidos, cuyo país en 2023 tiene el gran negocio al cultivar 74.4 millones de hectáreas de cultivos transgénicos, había clasificado al glifosato como posible cancerígeno para humanos con base en estudios en roedores en 1985. Sin embargo, la misma agencia re-evaluó aquellos estudios y re-clasificó al glifosato como no cancerígeno en humanos en 1991 y otorgando un nuevo registro en 1993. Con base en la clasificación de la EPA, se ha venido sustentado que este compuesto es un herbicida ligeramente tóxico y su uso se ha expandido. Sin embargo, con el avance de la investigación científica desde entonces se han realizado nuevas investigaciones que demuestran que algunas enfermedades crónicas como atopias, síndrome metabólico, enfermedades inflamatorias, cáncer y algunos trastornos de la conducta se asocian a disbiosis, que es la pérdida de riqueza de especies en la microbiota intestinal asociada a la exposición a glifosato.

Es importante resaltar que la EPA y el IARC llegaron a conclusiones diametralmente opuestas sobre la genotoxicidad del glifosato por tres razones principales: (1) en las bases de datos compiladas por la EPA y el IARC, la EPA se basó principalmente en estudios regulatorios no publicados y encargados por la industria de agrotóxicos, el 99 % de los cuales fueron negativos, mientras

que el IARC se basó principalmente en estudios revisados por pares, de los cuales el 70 % fueron positivos (83 de 118); (2) la evaluación de la EPA se basó principalmente en datos de estudios sobre glifosato técnico, mientras que la revisión del IARC dio gran importancia a los resultados de los ensayos de herbicidas formulados del glifosato y AMPA; (3) la evaluación de la EPA se centró en exposiciones dietéticas típicas de la población general, asumiendo usos legales en cultivos alimentarios, y no tomó en cuenta ni abordó las exposiciones y riesgos ocupacionales generalmente más altos.

En México, se desconoce la cantidad de glifosato que se emplea a nivel nacional puesto que no sólo se aplica en cultivos genéticamente modificados (GM), también hay aplicaciones precosecha en una amplia gama de cultivos. Sin embargo, se estima que tan sólo en tres años, se ha sextuplicado el volumen de aplicación debido al ingreso y expansión de los GM en el país.

El uso del glifosato en México se colocó como un tema de discusión política desde diciembre de 2018, y en noviembre de 2019, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) detuvo la importación de 1 000 toneladas del herbicida, al poner en práctica el “principio precautorio”, al considerar que existía un “riesgo alto” de que su uso pueda generar un daño al medio ambiente y a la salud.

Entonces se dijo que las importaciones de glifosato estarían vetadas “hasta que existan los elementos e información científica contundente” que garantice un uso seguro, de acuerdo con un comunicado de SEMARNAT. Eso no sucedió, poco tiempo después las importaciones se reanudaron. También

en 2019, el Gobierno de México creó el Grupo Intersecretarial de Salud, Alimentación, Medio Ambiente y Competitividad con el fin de tener una visión nacional de los problemas de salud y medio ambiente que causa el glifosato.

A finales del 2020 se publicó un decreto presidencial que instruyó a distintas dependencias tomar acciones para “sustituir gradualmente” el glifosato usado en el país. Además, se fijó un periodo de transición para lograr la “sustitución total” del agroquímico el 31 de enero del 2024. En un nuevo decreto en 2023, esta fecha se pospuso al 31 de marzo pasado y se solicitó a las agencias del gobierno revocar autorizaciones y permisos para la “importación, producción y distribución y uso” del glifosato, así como a abstenerse de otorgar nuevas autorizaciones y permisos.

En México no existen muchos estudios sobre la presencia y efectos adversos del glifosato en el medio ambiente y en el ser humano. Debido a lo anterior, el presente documento tiene como objetivo dar a conocer a tomadores de Decisiones y al público en general la importancia que tiene el conocer qué es el glifosato, cómo se distribuye en el ambiente y cómo el ser humano está expuesto al herbicida y los riesgos a la salud que conlleva dicha exposición.

Por lo tanto, aquí se describen los estudios que se han reportados en la literatura científica relacionados con la presencia de glifosato en suelo, agua y orina humana en México, comparando en algunos casos con estudios en otros países para dar un contexto general de que el impacto ambiental y exposición humana al glifosato tiene un ámbito local, regional y global.

Glifosato en México:
Impacto ambiental y exposición humana



Glifosato

*Emmanuel O. Helguera Gómez
y Alejandro A. Peregrina Lucano**

Departamento de Salud Pública,
Universidad de Guadalajara

* Autor de correspondencia

1. Introducción

El glifosato, N-(fosfonometil) glicina (figura 1), es un herbicida sistémico y no selectivo que se utiliza para eliminar especies de hojas anchas, gramíneas y juncias. Se registró en los EE. UU. desde 1974 y se utiliza para controlar las malas hierbas en una amplia variedad de situaciones agrícolas, urbanas, de césped, jardín, acuáticas y forestales (Cox, 1998).

Fue desarrollado en 1950 por un químico suizo, el Dr. Henri Martin, que trabajaba para la pequeña empresa farmacéutica Cilag. El producto no tuvo aplicación farmacéutica y nunca se informó en la literatura. En 1959, Cilag fue adquirida por Johnson and Johnson, que vendió sus muestras de investigación, incluido el glifosato, a Aldrich Chemical. Aldrich vendió pequeñas cantidades del compuesto a varias compañías en la década de 1960 para fines cerrados, pero nunca se tuvo información de actividad biológica (Dill, 2010). Así es como llamó la atención de Monsanto Company (St. Louis, MO) en el curso de su investigación para desarrollar agentes ablandadores de agua de tipo ácido fosfónico, a través de pruebas de

más de 100 sustancias químicas relacionadas con el ácido aminometilfosfónico (AMPA). Más tarde, Monsanto amplió el estudio de estos compuestos a las pruebas de actividad de herbicidas y observó su potencial contra las malezas perennes (Székács, 2012).

El glifosato fue sintetizado por primera vez por Monsanto en mayo de 1970 y fue probado en el invernadero en julio de ese año. La molécula avanzó rápidamente a través de las pantallas de invernadero y el sistema de pruebas de campo y fue introducida por primera vez como herbicida Roundup[®] por Monsanto Company (St. Louis, MO) (Dill, 2010).

Tras su introducción a mediados de los años setenta, el glifosato saltó a una posición de liderazgo en el mercado de plaguicidas, se convirtió en el ingrediente activo de herbicidas más comercializado en los años noventa, y más o menos mantiene esa posición desde entonces. Se produjo un gran cambio, cuando la protección de la patente original expiró en muchas partes del mundo fuera de los Estados Unidos en 1991. Como resultado, se produjo una caída casi inmediata de

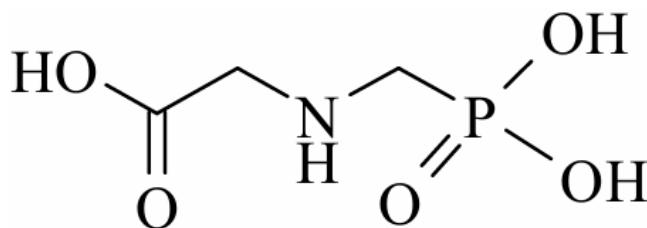


Figura 1. Estructura química de la N-(fosfonometil) glicina (glifosato), que contiene una función básica (amina) en el centro de la molécula y dos partes ácidas (ácidos carboxílico y fosfónico) en ambos extremos (Székács, 2012).

los precios, un 30 % en un año, un 40 % en dos años y alrededor del 50 % en dos décadas. Tras la expiración de la protección de la patente, también en los Estados Unidos, en el 2000, las ventas de preparados gené-

ricos aumentaron intensamente (los principales productores internacionales son Dow, Syngenta, NuFarm, etc.), pero el principal productor de herbicidas siguió siendo Monsanto (Székács, 2012).

2. Propiedades físicas y químicas

Glifosato o N-(fosfonometil) glicina ($C_3H_8NO_5P$; CAS 1071-83-6) es un ácido poliprótico formado por tres grupos funcionales polares: amina, carboxilato y fosfonato (figura 1) (Villamar, 2019). Es un sólido cristalino blanco e inodoro compuesto por una función aminométrica básica y tres sitios ácidos ionizables (Dill, 2010). Tiene cationes de la fracción de sales comerciales aniónicas, que son de diferente composición (por ejemplo, amina isopropilo, trimetilufona, diamina) (Villamar, 2019). Al contener grupos funcionales donantes de catión hidrógeno (H^+) (ácidos) y aceptores (básicos), puede formar sitios catiónicos y aniónicos dentro de la molécula pequeña, las constantes de disociación (pK_a) de estos tres grupos funcionales son 10.9, 5.9 y 2.3. Esto se refleja en una excelente solubilidad en agua (11.6 g/l a 25 °C). En consecuencia, su lipofilia es muy baja ($\log P < -3.2$ a 20 °C, pH 2-5), y es insoluble en disolventes orgánicos, por ejemplo, etanol, acetona o xileno. Para aumentar aún más su ya buena solubilidad en agua, a menudo se formula en forma de sales de amonio, isopropilamonio, potasio,

sodio o trimetilsulfonio (trimesio). El orden de solubilidad en agua es glifosato $<<$ sal de amonio $<$ sal de sodio $<$ sal de potasio $<$ sal de isopropilamonio $<$ sal de trimesio, siendo la solubilidad de la sal de trimesio dos órdenes de magnitud mayor que la del glifosato (Székács, 2012). Sin embargo, una vez que llega a medios acuosos, su vida media ($t_{1/2}$) puede variar desde 63 días (aguas poco profundas) hasta 70 días (agua de estanque), a concentraciones inferiores a 2 g/mL y a pH neutro (7.2) (Villamar, 2019).

El glifosato presenta afinidad por cationes trivalentes como el Al^{+3} y el Fe^{+3} y por los metales de transición divalente como el Cu^{+2} y el Cd^{+2} , con los que forma complejos metálicos. Por lo tanto, la estabilidad del suelo se refleja en la amplia gama de su coeficiente de sorción ($K_{oc} = 9-60,000$ L/kg). Esta condición varía dependiendo del pH del suelo (3.5-7.5) y de las concentraciones de cationes di- y trivalentes (Cu^{+2} , Al^{+3} , Cd^{+2} , Fe^{+3} , Mn^{+2} , Ni^{+2}), pero no está relacionado con el tipo de suelo (arenoso, limoso, cal) ni con el contenido orgánico (De Gerónimo y Aparicio, 2022).

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas del glifosato (Soares, 2021).	
Propiedad	Glifosato
Familia	Organofosforados
Función	Herbicida
Nombre IUPAC	N-fosfonometilglicina
Numero CAS	1071-83-6
Formula molecular	C ₃ H ₈ NO ₃ P
Peso molecular	169.1 g/mol
Solubilidad	En agua: 10.5 g/L a 20°C Insoluble en solventes orgánicos
Punto de fusión (°C)	189°C
Punto de ebullición (°C)	No definido (se descompone durante la fusión)
Temperatura de descomposición (°C)	200°C
Constante de disociación	pKa1 = 2.0; pKa2 = 2.6; pKa3 = 5.6; pKa4 = 10.6

3. Mecanismo de acción

El mecanismo de acción del glifosato es por medio de la inhibición de la biosíntesis de aminoácidos aromáticos en las plantas mediante la inhibición de la enzima 5-enolpiruvil- shikimato-3-fosfato-sintetasa (EPSPS), con lo que se reduce la producción de proteína y el desarrollo de la misma. El descontrol en la catálisis por la enzima EPSPS en el penúltimo paso en la vía del shikimato, reduce también la biosíntesis de otros compuestos tales como tetrahidrofolato, ubiquinona y vitamina K (López, 2011). En esta vía se emplea un 20 % del carbono fijado durante la fotosíntesis. Esta enzima está asociada a la síntesis de tres aminoácidos esenciales cromáticos: fenilalanina, tirosina y triptófano. Además, este trayecto está relacionado a la síntesis de compuestos aromáticos como ligninas, alcaloides, flavonoides, ácidos benzoicos y hormonas vegetales, puesto que los aminoácidos sintetizados son precursores de estos compuestos secundarios (Villalba, 2009).

Mecanismo de acción de la 5-enolpiruvil shikimato-3-fosfato sintetasa (Villalba, 2009).
 $S3P + enzima \rightarrow S3P.enzima + PEP \rightarrow S3P.enzima.PEP \rightarrow Enzima EPSP \rightarrow PI + enzima + EPSP$
Donde: Enzima: 5-enolpiruvil shikimato-3-fosfato sintetasa, S3P: shikimato-3-fosfato, PEP: fosfoenolpiruvato, EPSP: 5-enolpiruvil shikimato-3 fosfato.
La función de la EPSP es unir el ácido shikimico con ácido fosfoenolpirúvico para formar la EPSPS. Como la estructura de PEP y del glifosato son muy similares, el glifosato actúa como inhibidor competitivo y se une fuertemente al complejo formado por el shikimato y la EPSPS, resultando una acumulación de shikimato en concentraciones tóxicas. El glifosato se transporta simplásticamente hacia los meristemas de la planta en crecimiento y, al actuar como inhibidor competitivo de la EPSPS, resulta en la acumulación de shikimato y el bloqueo de la síntesis de los aminoácidos aromáticos. En

consecuencia, la sola presencia de glifosato indica que la planta bajará su crecimiento y

conducirá a la muerte (Villalba, 2009).

4. Producción y uso

Uso mundial

En el década de los setentas, el uso mundial de glifosato era modesto en comparación con los herbicidas más aplicados en ese momento en el mercado (por ejemplo, atrazina, metolacolor). El volumen aplicado creció con relativa lentitud hasta la era GE (Genome-edited, organismos genéticamente modificados). En 1994, el uso agrícola mundial había alcanzado los 43 millones de kg de ingrediente activo (95 millones de libras). Otros 13 millones de kg se aplicaron fuera de la agricultura, para un total de 56,3 millones de kg (124 millones de libras) (Benbrook, 2016).

El uso agrícola mundial del glifosato se multiplicó tras la adopción de los cultivos transgénicos HT (tolerantes a herbicidas por sus siglas en inglés) en 1996. El volumen total aplicado por los agricultores se multiplicó 14.6 veces, pasando de 51 millones de kg (113 millones de libras) en 1995 a 747 millones de kg (1.650 millones de libras) en 2014. En este mismo período, el uso agrícola de glifosato en los EE. UU. aumentó 9.1 veces. Los usos no agrícolas a nivel mundial se han quintuplicado desde la introducción de los cultivos transgénicos, de 16 millones de kg en 1995 a 79 millones de kg (35-175 millones de libras; tabla 2) (Benbrook, 2016).

El uso total de glifosato en todo el mundo (agrícola más no agrícola) aumentó más de 12 veces, de aproximadamente 67 millones

de kg en 1995 a 826 millones de kg en 2014 (0.15-1.8 mil millones de libras; tabla 2). Durante la última década, se han aplicado 6.100 millones de kg de glifosato, el 71.6 % del uso total en todo el mundo entre 1974 y 2014 (tabla 2) (Benbrook, 2016).

Durante más de una década, la gran mayoría de las hectáreas plantadas con maíz, soja, canola y algodón han sido modificadas genéticamente (GE) para que sean tolerantes a los herbicidas. En 2012, se aplicaron 265 millones de kg de glifosato a la soja transgénica, es decir, alrededor del 73 % de todo el glifosato aplicado a los cultivos transgénicos tolerantes a herbicidas, y el 41 % del uso total mundial de GBH. Entre 2010 y 2012, el uso de glifosato aumentó moderadamente en la producción de algodón transgénico (10 %) y soja (19 %), pero más acentuado en el maíz transgénico tolerante a herbicidas (47 %) y la canola (36 %) (Benbrook, 2016).

Uso en Estados Unidos de América

El glifosato es el séptimo plaguicida más utilizado en la agricultura de los Estados Unidos, el tercer plaguicida más utilizado en tierras industriales y comerciales, y el segundo plaguicida más utilizado para el hogar y el jardín. El uso anual estimado, según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés), es de entre 17 a 22 millones de kg. Los principales usos agrícolas se encuentran en la producción de soja, maíz,

Tabla 2. Uso agrícola y no agrícola del glifosato en el mundo: 1994 a 2014.							
	1994	1995	2000	2005	2010	2012	2014
Uso de glifosato (1000 Kg)	56 296	67 078	193 485	402 350	652 486	718 600	825 804
Agrícola	42 868	51 078	155 367	339 790	578 124	648 638	746 580
No agrícola	13 428	16 000	38 118	65 560	74 362	69 962	79 224
Uso de glifosato (1000 lb)	124 112	147 882	426 561	887 030	1 438 485	1 548 242	1 820 585
Agrícola	94, 08	112 608	342 525	749 108	1 274 546	1 430 002	1 645 927
No agrícola	29,604	35 274	84 036	137,922	163 940	154 240	174 658
Porcentaje agrícola (%)	76	76	80	84	89	90	90
Porcentaje de no agrícola (%)	24	24	20	16	11	10	10

Datos en miles de kilogramos o libra de ingrediente activo glifosato (Benbrook, 2016).

Tabla 3. Porcentaje del uso mundial total de ingredientes activos de glifosato por década (Benbrook, 2016).			
	Uso total (millones de Kg)	Aumento con respecto al periodo anterior	Porcentaje del uso total 1974-2014 (%)
1974	3.2	NA	0.0
1975-1984	130.5	127	1.5
1985-1994	387.3	257	4.5
1995-2004	1 909	1 522	22.3
2005-2014	6 133	4 224	71.6
Total	8 563		

heno y pastos, y en tierras en barbecho. El uso de glifosato está creciendo a una tasa de alrededor del 20 % anual, principalmente debido a la reciente introducción de cultivos genéticamente modificados para ser tolerantes al herbicida (Cox, 1998).

La tabla 4 proporciona una visión general de las tendencias desde 1990 en las aplicaciones de glifosato en 12 cultivos principales en los EE. UU. encuestados por el Servicio Nacional de Estadísticas Agrícolas (NASS), así como una estimación del uso en todos los demás cultivos. La soja representó alrededor de un tercio del uso total de glifosato agrícola en 1990, una proporción que aumenta a casi la mitad en 2014. Los tres

principales cultivos transgénicos (soja, maíz y algodón) representaron ~200 millones de libras de uso de glifosato según los datos de NASS, o el 80 % del uso total de granjas y ranchos en 2014 (249,9 millones de libras; Tabla 4). Los datos del USGS para 2012 sitúan el uso total de GBH (herbicidas a base de glifosato) en los tres cultivos transgénicos en 235 millones de libras; la diferencia entre los datos del NASS y el USGS se debe a las estimaciones más altas del USGS sobre el uso del maíz y el algodón (Benbrook, 2016).

Desde que se perdió la protección mundial de las patentes alrededor del año 2000, muchas empresas comenzaron a fabricar glifosato técnico y/o a formular productos

Tabla 4. Ingrediente activo del glifosato aplicado a los principales cultivos en los EE. UU., 1990-2014.

	1990	1995	2000	2005	2010	2014
Soya	2 663 000	7 628 350	43 870 826	72 043 130	107 697 606	122 473 987
Maíz	880 066	2,620 860	4 779 306	25 587 085	69 494,324	68 949 452
Algodón	192 429	1 013 052	10 145 096	16 308 461	17 815 794	17 421 787
Trigo, invierno	331 758	239 051	1 702 193	5 045 592	13 922 880	12 353 488
Alfalfa	381 525	402 666	422 334	469 539	479 184	8 853 600
Trigo, primavera (excl. Trigo duro)	90 659	416 744	1 892 420	2 203 603	4 128 957	4 217 788
Sorgo	236 305	751 913	1 540 931	2 652 943	3 924 301	4 178 573
Remolacha	36 130	59 012	87 439	118 139	2 226 610	2 763 075
Canola	0	0	552 632	647 368	1 284 317	219 392
Naranja	885 201	1 149 594	1 487 882	1 898 798	1 631 050	1 683 156
Trigo duro, primavera	75 308	199 483	450 635	444 785	1 190 234	1 201 807
Cebada	13 168	45 563	248 554	658 954	996 626	1 064 160
Otros cultivos	1 897 522	2 733 922	3 736 751	4 249 288	4 648 224	4 526 043
Cultivos totales	7 683 070	17 260 209	70 916 999	132 327 684	229 440 109	249 906 307

Los datos se presentan en libras de ingrediente activo aplicado (Benbrook, 2016).

con glifosato. Unas dos docenas de empresas chinas suministran ahora el 40% del glifosato utilizado en todo el mundo y exportan la mayor parte de su producción anual (Benbrook, 2016).

La pérdida de protección de patentes y el aumento de la fabricación de genéricos de glifosato han presionado la baja los precios desde el año 2000. El principal fabricante, Monsanto, ha tenido éxito en mantener o expandir la participación de mercado al combinar la compra de herbicidas *Roundup* de mayor precio con la compra de semillas tolerantes a herbicidas de Monsanto. Especialmente en los EE.UU., esta estrategia de agrupación se ha incrementado con varios incentivos y descuentos por volumen, financiamiento especial, reembolsos para la compra de otros herbicidas que funcionan a través de un modo de acción distinto al

glifosato (para retrasar la propagación de malezas resistentes) y otros beneficios no relacionados con el precio diseñados para atraer a clientes de grandes volúmenes. La diversidad de usos globales en la agricultura y otros sectores ha crecido en los últimos 40 años, lo que dificulta la compilación de datos globales precisos sobre todos los usos del glifosato, especialmente por sector y uso específico. Como resultado, las proyecciones globales de uso de glifosato solo pueden basarse en las cifras de producción de glifosato de toda la industria, como se muestra en la figura 2 (Benbrook, 2016).

Uso en México

De acuerdo a las cifras registradas en la base de datos FAOSTAT de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), en el período

Glifosato en México:

Impacto ambiental y exposición humana

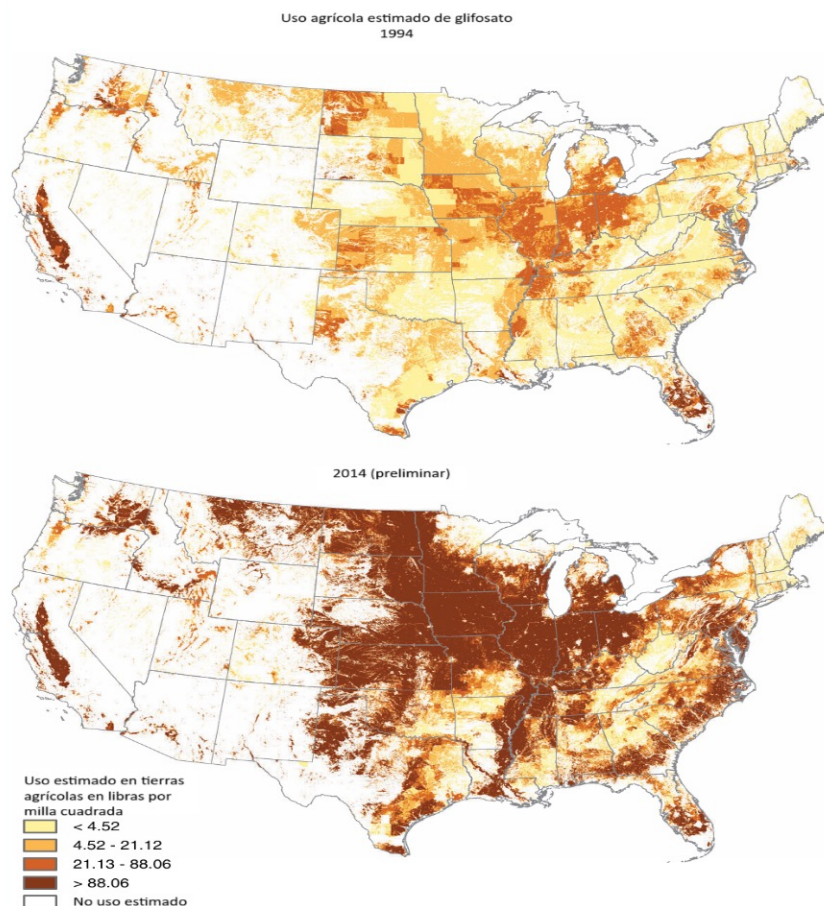


Figura 2. Distribución geográfica y estimaciones del uso de glifosato en 1994 y 2014 en los EE. UU. (Duke, 2018).

comprendido del año 2004 al 2009, a nivel mundial se consumieron un promedio de 763913.93 toneladas de plaguicidas, de los cuales un promedio del 16,1 % (122 990 toneladas) fueron consumidos en México, llegando a tener un máximo de utilización en el 2009 con 21.6 % del total del consumo mundial (López, 2011).

En América encontramos una amplia gama de herbicidas con diferentes nombres comerciales como Bundit Extra, Credit, Xtreme, Glifonox o Glyphogan. En México, según CONACYT (2019), suelen ser

comercializados con el nombre de Faena, Cacique 480, Nobel 62 %, Lafam, Eurosato y Agroma. Todos estos productos tienen un rasgo común, usan el mismo principio activo: N-fosfonometilglicina, $C_3H_8NO_5P$, (glifosato) (Sierra, 2021).

Los productos a base de glifosato constituyen herbicidas sistémicos, no selectivos, de acción foliar. Su utilización dentro de los sistemas agrícolas forman parte del Manejo Integrado de Plagas (MPI) y su componente Manejo Integrado de Malezas (MIM) (Sierra, 2021).

Países como Argentina o Brasil llegan a tener consumos de 5 y 35 kilogramos de plaguicidas por habitante, respectivamente. En México, el desarrollo de grandes sistemas de monocultivos transgénicos ha generado una demanda de plaguicidas que crece cada año. La superficie cultivable mexicana abarca unos 21 millones de hectáreas. Para ilustrar el tamaño en cuestión, hemos de señalar que es el equivalente a la unión del territorio nacional de Alemania, Dinamarca, Finlandia y Suecia. De toda esta superficie agrícola en el 75 % se utilizan plaguicidas (Sierra, 2021).

Según datos gubernamentales del SIAVI el glifosato se importa desde Estados Uni-

dos en primer lugar, seguido de la República Popular China y Taiwán, Colombia e India. No está registrada ninguna exportación de 2013 a 2016 (SIAVI fracción arancelaria 2931.90.19, consulta 5 junio de 2016). En México podemos asumir que se usaron por lo menos 13 773 toneladas de glifosato en el 2014, que fue la cantidad que se importó principalmente de Estados Unidos, según datos gubernamentales (SIAVI Fracción arancelaria 2931.90.19); lo que vendría representando el 10 % del total de plaguicidas usados ese año, según nuestras estimaciones (González, 2015).

5. Regulación

El glifosato es un herbicida autorizado para uso agrícola, urbano, en jardinería y para uso industrial en plantas formuladoras, de acuerdo al Catálogo de Plaguicidas de COFEPRIS de 2016. Cuenta con un total de 110 registros autorizados vigentes en cualquiera de sus usos, aunque la mayoría de las formulaciones se destinan para uso agrícola en una enorme diversidad de cultivos: granos, hortalizas, frutales, caña de azúcar, café, vid, entre otros (González, 2015).

El glifosato también se utiliza como agente desecante, en cultivos como sorgo o soya para secar el grano y adelantar la cosecha, o en caña de azúcar como madurante para aumentar el grado de sacarosa. La comercialización del glifosato se autoriza a 45 empresas. Entre ellas destaca la transnacional Monsanto con 20 registros con vigencia indeterminada que incluye autorizaciones para uso agrícola, control de “malezas” en

áreas urbanas e industriales, control de lirio acuático, en vías de comunicación, en jardinería y en productos destinados exclusivamente para exportación (González, 2015).

Avances en materia de investigación en México

En marzo de 2017, un juez de la corte federal (E.E.U.U.) reveló algunos documentos internos de Monsanto que plantearon nuevas preguntas sobre la influencia de Monsanto en el proceso de la EPA y sobre la confianza de los reguladores de la investigación. Los documentos sugieren que las afirmaciones de Monsanto sobre la seguridad del glifosato o Roundup no se basan necesariamente en una ciencia sólida como afirma la compañía, sino en los esfuerzos para manipular la ciencia (SENASICA, 2020).

En México, el 15 de abril de 2019, la Secretaría Ejecutiva de la Comisión Inter-

secretaral de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados (CIBIOGEM) emitió una Monografía sobre el glifosato donde emite lo siguiente: *Se ha detectado la presencia de trazas de glifosato y sus derivados en una gran cantidad de alimentos, particularmente aquellos que contienen cereales producidos de manera tecnificada (el glifosato se asperja previo al periodo de cosecha); o en productos elaborados con maíz o soya genéticamente modificados que fueron rociados con herbicidas a base de glifosato. También se ha detectado la presencia de glifosato en agua potable, vino y cerveza, e incluso en productos de higiene personal (gasas, vendas, compresas, hisopos, etc) elaborados con algodón GM (SENASICA, 2020).*

Prohibición y restricciones

Luxemburgo se ha convertido en el primer país de la Unión Europea (UE) en prohibir por completo los productos que contienen glifosato. El glifosato ya ha sido prohibido en Vietnam y Tailandia. México ha anunciado planes para hacer lo mismo (ISHN, 2020).

En Austria, por ejemplo, el parlamento votó para prohibir el glifosato en julio de 2019. Sin embargo, en diciembre de 2019, el Ministerio de Asuntos Interiores de Austria anunció que la prohibición no se aplicaría, evitando así un conflicto con la Comisión (SENASICA, 2020).

En septiembre de 2019, Alemania anunció que prohibiría dichos productos a partir de 2023, incluso si la Unión Europea renueva la autorización de esta sustancia (SENASICA, 2020). En la tabla 5 se indican las acciones que han llevado a cabo algunos

países para la prohibición o restricción del glifosato.

En México, la negativa a otorgar más permisos para importar glifosato es un primer paso para que el país atienda las recomendaciones de los científicos —que han documentado los efectos negativos de los plaguicidas— e incluso de la Comisión Nacional de Derechos Humanos (CNDH). A finales de 2018, la CNDH emitió una recomendación a la SEMARNAT y otras dependencias gubernamentales para que realice un diagnóstico sobre el estado actual de contaminación de suelos y agua superficial y subterránea por plaguicidas; revise y actualice las normas oficiales mexicanas sobre estas sustancias y prohíba en forma progresiva los plaguicidas que son considerados altamente peligrosos (Gómez, 2019).

En noviembre de 2019, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) detuvo la importación de 1,000 toneladas de la sustancia, al poner en práctica el “principio precautorio”, al considerar que existía un “riesgo alto” de que su uso pueda generar un daño al medio ambiente y a la salud. Entonces se dijo que las importaciones de glifosato estarían vetadas “hasta que existan los elementos e información científica contundente” que garantice un uso seguro, de acuerdo con un comunicado de SEMARNAT. Eso no sucedió, poco tiempo después las importaciones se reanudaron (Mayorga, 2024).

Para el último día de 2020 se publicó un decreto presidencial que instruyó a distintas dependencias tomar acciones para “sustituir gradualmente” el glifosato usado en el país. Además, se fijó un periodo de transición

Tabla 5. Países que han prohibido o impuesto restricciones al uso de glifosato (SENASICA, 2020).

País	Acción
Bélgica	En 2017, el gobierno flamenco prohibió el uso individual de glifosato y votó en contra de la renovación de la licencia de glifosato en la Unión Europea. El país fue uno de los seis estados miembros de la UE que firmó una carta a la Comisión de la UE pidiendo "un plan de salida para el glifosato".
Bermudas	Emitió una prohibición total sobre todas las importaciones de glifosato, lo que equivaldría a una eliminación gradual de su uso a medida que se agoten los suministros. Según el Ministro de Medio Ambiente de Bermudas, la prohibición de glifosato del país continuará.
Colombia	En 2015, el país prohibió el uso de glifosato para eliminar las plantaciones ilegales de coca, a menudo utilizadas para producir cocaína, debido a la preocupación de que el herbicida causa cáncer. Sin embargo, en 2017, el país reinstituyó su controvertido programa de fumigación. Pero en lugar de usar fumigación aérea, el glifosato ahora se rocía manualmente, desde el suelo.
Países Bajos	El gobierno prohibió el glifosato para uso en huertos familiares.
Sri Lanka	Emitió una prohibición total del glifosato después de un estudio que vincula el Roundup con la Enfermedad Renal Crónica Fatal (ERC), la segunda causa de muerte entre los hombres en el país.
El Salvador	Aprobó una ley que prohíbe el glifosato, citando el mismo estudio que vincula la enfermedad renal crónica mortal con Roundup. Aunque la ley aún no ha entrado en vigencia.
Francia	El gobierno aprobó una legislación para prohibir el glifosato para uso en huertos familiares. La ley entrará en vigencia en 2022.

para lograr la “sustitución total” del agroquímico el 31 de enero del 2024. En un nuevo decreto en 2023, esta fecha se pospuso al 31 de marzo de 2024 y se solicitó a las agencias del gobierno revocar autorizaciones y permisos para la “importación, producción y distribución y uso” del glifosato, así como a abstenerse de otorgar nuevas autorizaciones y permisos (Mayorga, 2024).

A principios de abril de 2024, el presidente López Obrador confirmó la “pausa” en la postergación de la salida del glifosato hasta conseguir una opción viable para su sustitución, un anuncio que tensó a científicos, organizaciones y activistas por la salud ambiental, y que celebraron grandes productores y empresas agropecuarias (Mayorga, 2024).

6. Métodos analíticos*

Cromatografía líquida

La cromatografía líquida (LC) es el método más adecuado para detectar glifosato (GLY). Necesita un procedimiento de derivatización, para el cual se han utilizado varios en-

foques, como pre-columna, por ejemplo, y post-columna. Normalmente, LC se ha utilizado en combinación con fluorescencia y detección UV/visible (LC/UV-Vis) después de la derivatización y también se ha utili-

*Métodos más utilizados

zados con detectores de fluorescencia (LC-FLD). El método recomendado por la EPA para GLY en agua potable utiliza LC con inyección directa de la muestra, derivatización post-columna y detección de fluorescencia sin pre-concentración. Los reactivos de derivatización para el detector UV son el cloruro de p-toluenosulfonilo, cloruro de o-nitrobenzenesulfonilo y cloruro de 2,5-dimetoxibencenosulfonilo. Los métodos de LC para GLY a menudo adoptan la derivatización previa a la columna de 9-fluorenilmetilcloroformiato (FMOC-Cl) y la detección fluorimétrica. El LC es un método rápido, sensible y repetible para la detección de residuos, pero necesita procesos de derivatización y requiere equipos de alta gama (Valle, 2019).

Cromatografía de gases

La cromatografía de gases (GC) no se usa comúnmente para detectar GLY debido al complicado procedimiento de derivatización. Generalmente, la GC se realiza después de la derivatización previa a la columna de GLY para convertirla en un derivado volátil y térmicamente estable. Los C, P y H en la molécula GLY permiten el uso de técnicas asociadas como detector fotométrico de llama (GC/FPD), detector de ionización de llama (GC/FID), detector de captura de electrones (GC/ECD) y detector de nitrógeno y fósforo (GC/NPD). Los reactivos de derivación más utilizados son el N-metil-N-terc-butildimetilsilicontrifluoroacetamida y dimetilformamida, el anhídrido trifluoroacético y el 4,4,4-trifluoro-1-butanol, cloroformiato isopropílico y diazometano, ácido trifluoroacético, anhídrido trifluoroacético y ortoformiato de trimetilo, anhídrido propanoico y metanol (Valle, 2019).

Cromatografía iónica

La cromatografía iónica (IC) es un tipo de LC en la que la retención de moléculas se basa en la atracción entre los iones individuales y los sitios cargados unidos a la fase estacionaria. GLY podría determinarse directamente por IC con UV o suprimiendo la detección de conductividad debido a su limitada sensibilidad. Además, un método de CI con detección amperométrica pulsada integrada (IC/IPAD) podría determinar GLY con las ventajas de no requerir derivatización, preconcentración e inhibición de la conductividad en fase móvil. Es importante tener en cuenta la complejidad de los suelos, que incluye la presencia de varios iones competidores en diferentes concentraciones y otras variaciones ambientales, como el pH, la materia orgánica y los microorganismos que dificultan la obtención de los métodos de extracción y conducen a resultados irreproducibles (Valle, 2019).

Cromatografía acoplada a espectrometría de masas

La cromatografía-espectrometría de masas (LC/MS), o alternativamente HPLC/MS, es el método más común para detectar GLY en muestras ambientales debido a su mayor sensibilidad. Se ha logrado un tiempo de análisis bajo utilizando extracciones en fase sólida con LC-SPE, pero con un límite de detección (LOD) más alto. Los métodos LC/MS ya se utilizan con una técnica llamada ionización por electrospray (ESI) que funciona como fuente de iones (LC/ESI-MS). La sensibilidad puede mejorarse significativamente con LC/MS-MS, que también evita el procedimiento de derivatización. MS/MS combina

dos analizadores de masas en un solo instrumento, en el que el primer MS filtra el ion precursor seguido de su fragmentación con alta energía, y el segundo analizador de MS filtra los iones producidos generados por fragmentación. La ventaja del MS/MS es el aumento de la sensibilidad debido a la reducción de ruido (Valle, 2019).

El GC/MS es otro método que requiere derivatización para conferir volatilidad a GLY. Se han utilizado tres tecnologías basadas en GC/MS para detectar GLY: GC-CI (ionización química)-MS, GC-FID (detector de ionización de llama)-MS y GC-EI (impacto de electrones)-MS. Por lo general, los métodos requieren mucho tiempo, son tediosos y requieren una cantidad sustancial de manipulación de la muestra. Aunque estos métodos presentan una alta sensibilidad y capacidad de detectar concentraciones muy bajas de GLY, son laboriosos y requieren el uso de equipos especializados de alta gama (Valle, 2019).

En el laboratorio de Farmacocinética aplicada del Centro Universitario de Ciencias

Exactas e Ingenierías de la Universidad de Guadalajara, se han realizado determinaciones de Glifosato en muestras de orina en población abierta desde el año 2015. Usando la técnica de cromatografía de líquidos de alta resolución acoplado a Espectrómetro de masas-masas (HPLC-MS/MS).

Se han desarrollado técnicas de extracción para glifosato, AMPA y glufofosinato en otros fluidos biológicos como líquido amniótico y leche humana para la realización de diferentes estudios en la población infantil. Así también el desarrollo para la determinación de estos plaguicidas en agua y tierra, para estudio del medio donde se desarrollan las poblaciones.

Dando origen a tesis de grado y posgrado, publicación de artículos científicos que han servido de apoyo en la decisión del uso y regulación de estos plaguicidas en el país por parte del gobierno federal, así también, el apoyo al desarrollo de proyectos nacionales de investigación como PRONACES (Sierra-Díaz *et al.*, 2019; Lozano-Kasten *et al.*, 2021; Gómez-Ruiz *et al.*, 2023).

Glifosato en México: Impacto ambiental y exposición humana

Tabla 6. Métodos para la cuantificación de glifosato y otros compuestos simultáneamente (Valle, 2019).

Método	Muestras	Identificación simultanea	LOD ng/mL o ng/g	Otras características analíticas	Referencias
HPLC	Mujeres embarazadas Cordón umbilical	Paraquat	0.4	94.33–99.03 % (ARA) Fluorescencia (detección)	Kongtip <i>et al.</i> (2017)
HPLC	Agua en general	-	0.02-6.25 ×10 ³	-	Ding <i>et al.</i> (2013)
HPLC	Suelos y lodos	-	10 (<15 %)	9-Fluorenyl methoxycarbonyl chloride (derivatization) 75–110 % (ARA) Fluorescencia (detección)	Sun <i>et al.</i> (2017)
HPLC	Agua de mar	AMPA	0.6	Cloruro de metoxicarbonilo 9-fluorenilo (derivatización) Tampón borato Fluorescencia (detección)	Wang <i>et al.</i> (2016b)
HPLC/MS (HILIC–MS/MS)	Aceite de oliva y aceitunas	Amitrol, ciromazina, diquat, paraquat, mepiquat, tri metilsulfonio, fosetilo	50	Partición de líquidos con metanol	Nortes-Méndez <i>et al.</i> (2016)
HPLC/MS	Leche y orina producidas por mujeres lactantes	AMPA	0.28 (orina)	Los productos no son detectables en la leche	Nortes-Méndez <i>et al.</i> (2016)
HPLC/MS/MS	Matrices de agua (potable, superficial y subterránea)	AMPA	0.1	Sin derivatización 85–113 % (ARA)	Guo <i>et al.</i> (2016)
LC–ESI/MS/MS	Soya	AMPA, glufosinato	300 (5.3–13 %)	73.9–109.1% (ARA)	Martins-Júnior <i>et al.</i> (2009)
LC/FLD	Matriz grasa (canola)	AMPA	20 (12.8–14.7 %)	70.8–74.1 % (ARA)	Kaczyński & Łozowicka (2015)
LC–SPE–ESI/MS/MS	Agua en general	AMPA, glufosinato	0.0002 (< 7 %)	91–107 % (ARA)	Ibáñez <i>et al.</i> (2005, 2006), Vreeken <i>et al.</i> (1998)
LC–SPE–ESI/MS/MS	Aguas superficiales, potables y residuales	AMPA, glufosinato	0.03 (< 8.4 %)	50 muestras (62 min/ejecución) en secuencia (tiempo de análisis) 96 % (ARA) Cloruro de metoxicarbonilo de 9-fluorenilo (derivatización)	Vreeken <i>et al.</i> (1998)
LC/MS–ESI	Orina y suero	BIA, GLU, AMPA, 3-MPPA	0.05	-	Sato <i>et al.</i> (2009)
LC/MS/MS	Agua	AMPA, GLU	1.2 (6.3–10.2 %)	12 min (tiempo de análisis) 77,0–102% (ARA) Iones metálicos, conservación de muestras y tiempo de almacenamiento (interferencias)	Hao <i>et al.</i> (2011)
LC/MS/MS	Matriz grasa (canola)	AMPA	5 (6.9–9.2 %)	88.8–95.0 % (ARA)	Kaczyński & Łozowicka (2015)
LC/MS/MS	Suero	AMPA, GLU, BIA, AMPA, 3-MPPA	30 (5.9 %)	30 min (tiempo de análisis) 94–108 % (ARA) Observados con frecuencia (interferentes) Filtro (pretratamiento)	Yoshioka <i>et al.</i> (2011)
LC/MS/MS	Muestras de sangre, orina y contenido gástrico	Paraquat, diquat, GLU	100	pH (4–8)	Tsao <i>et al.</i> (2016)
LC–MS	Hojas de café	AMPA	41	FMOC (derivatización)	Schrübbers <i>et al.</i> (2016)
LC–FLD + MS/MS	Canales de agua	AMPA	0.058	Liofilización (3-4 días para 72 muestras) pH 9 FMOC-Cl (derivatización)	Ramírez <i>et al.</i> (2014)
LC–SPE	Agua del grifo, filtrada y de río	AMPA	200	8 min (tiempo de análisis) 67,1–104.0 % (ARA)	Delmonico <i>et al.</i> (2014)

Tabla 6. Métodos para la cuantificación de glifosato y otros compuestos simultáneamente (Valle, 2019).

Método	Muestras	Identificación simultanea	LOD ng/mL o ng/g	Otras características analíticas	Referencias
GC/CI/MS	Biológico	Fosfomoglicina, fosfonosarcosina, fosfonoalanina, fosfono-b-alanina, fosfonohomoalanina, fosfono-gama-homoalanina, GLU	1	TFA-Gly (OMe)2 (derivatización)	Kudzin <i>et al.</i> (2003)
GC/FID	Biológico	Fosfomoglicina, fosfonosarcosina, fosfonoalanina, fosfono-b-alanina, fosfonohomoalanina, fosfono-gama-homoalanina, GLU	30	TFA-Gly (OMe)2 (derivatización)	Kudzin <i>et al.</i> (2003)
GC/FPD	Arroz, brotes de soya	GLU, AMPA, 3-MPPA	20	Ortoacetato de trimetilo (TMOA) (derivatización)	Tseng <i>et al.</i> (2004)
GC/FPD	Agua de río, tierra, zanahoria	GLU, AMPA	8,1 2 y 20 pg, respectivamente/ inyección	20 min (tiempo de análisis) 91–106 % (ARA) N-isopropoxycarbonilmetilo (derivatización)	Kataoka <i>et al.</i> (1996)
GC/MS	Biológico	Fosfomoglicina, fosfonosarcosina, fosfonoalanina, fosfono-b-alanina, fosfonohomoalanina, fosfono-gama-homoalanina, GLU	1.5	TFA-Gly (OMe)2 (derivatización)	Kudzin <i>et al.</i> (2003)
GC/MS	Suero humano	AMPA	250	t-BDMS (derivatización) > 73% (ARA)	de Llasera <i>et al.</i> (2005)
GC/MS	Agua subterránea	AMPA	0.1 (10%)	103 % (ARA) Anhídrido trifluoroacético (TFAA) y trifluoroetanol (TFE) (derivatización)	Kudzin <i>et al.</i> (2002)
GC/MS	Suelo	AMPA	6 (23%)	78 % (ARA) Anhídrido trifluoroacético (TFAA) y trifluoroetanol (TFE) (derivatización)	Kudzin <i>et al.</i> (2002)
GC/IT-MS	GLY, GLU y bialafos	GLU, BIA, sus metabolizadores y diecinueve aminoácidos	10-20	N-metil-N-(terc-butildi metilsilil) trifluoroacetamida en dimetilformamida (derivatización)	Tsunoda (1993)
IC	Agua	Bentazone y picloram	1.54	11,0–106.0 % (ARA) 50 min por ensayo (tiempo de análisis)	Luo <i>et al.</i> (2015)
IC/ICP-MS	Agua	AMPA, polifosfatos	0,7 ($\leq 7,4\%$ para n = 3)	97,1–107.0 % (ARA) 500 µL (volumen de inyección de la muestra)	Guo <i>et al.</i> (2005)
IC/ICP-MS	Embalse y agua tratada, y agua limpia recuperada de aguas residuales	GLU, fosamina, etefón	1.1-1.4	95–109 % (ARA)	Guo <i>et al.</i> (2007)
DRS	Formulaciones comerciales, ambientales y aguas potables	-	7280 (4.6–5.4%)	93,2–102.6 % (ARA) Cu ²⁺ , Fe ³⁺ , Zn ²⁺ , Mn ²⁺ y SO ₄ ²⁻ , CO ₃ ²⁻ , C ₆ H ₅ O ₇ ³⁻ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ (Interferentes) 20 µL (volumen de muestra)	da Silva <i>et al.</i> (2011)
IS	Agua	-	0.021	25 min por ensayo (tiempo de análisis) Automatizado (derivatización) Ocasionalmente (pretratamiento) > 500 × (reutilización) 500 µL (volumen de muestra) 48 h (estabilidad)	González-Martínez <i>et al.</i> (2005)

Glifosato en México: Impacto ambiental y exposición humana

Tabla 6. Métodos para la cuantificación de glifosato y otros compuestos simultáneamente (Valle, 2019).

Método	Muestras	Identificación simultánea	LOD ng/mL o ng/g	Otras características analíticas	Referencias
IS	Tierra (min. 10 g)	-	7.9	25 min (tiempo de análisis) Automatizado (derivatización) Ocasionalmente (Pretratamiento) > 500 × (reutilización) 48 h (estabilidad)	González-Martínez <i>et al.</i> (2005)
Espectrofotométrico	Agua subterránea	Giberelinas	0.82	-	Zhang <i>et al.</i> (2015b)
Espectrofotométrico	Formulación comercial en muestras de suelo y agua	-	3 380 (0.5–1.02 %)	60 s (tiempo de análisis) 90,3–96.5 % (ARA) Ditiocarbamato (derivatización)	Sharma <i>et al.</i> (2012)
Espectrofotométrico	Suelo	-	1 100 (2.7 %)	80,0–87.0 % (ARA)	Jan <i>et al.</i> (2009)
Espectrofotométrico	Grano de trigo	-	1 100 (2.7 %)	95,0–102,0 % (ARA)	Jan <i>et al.</i> (2009)
Espectrofotométrico	Verdura	-	210	98.0–102.0 % (ARA)	Çetin <i>et al.</i> (2017)
Fluorescencia	Productos agrícolas	GLU	-	Electroforesis de microchip de fluorescencia inducida por láser	Wei y Pu (2015)
Fluorescencia	Agua	-	670	Sensor sintetizado mediante la combinación de óxido de cobre (II) y nanotubos de carbono multipared (MWCNT) 96–107 % (ARA)	Chang <i>et al.</i> (2016b)
Fluorescencia	Agua, té, tierra	-	8	Anticuerpos marcados con puntos de carbono (CD-IgG) Antígeno y perlas magnéticas (GLY-Fe ₃ O ₄) 87,4–103. 7% (ARA)	Wang <i>et al.</i> (2016a)
Espectroscopía UV-Vis	Medios acuosos	-	84	Cloruro de 9-fluorenilmetoxicarbonilo (FMOC-Cl) (derivatización) Materia orgánica (interferentes)	Waiman <i>et al.</i> (2012)
Espectroscopía UV-Vis	Solución acuosa	-	3 200	Lámpara halógena de tungsteno acoplada al soporte de cubeta mediante una fibra óptica de 500 µm de diámetro central	De Góes <i>et al.</i> (2017)
SERS	Jugo de tomate	-	16.9 × 10 ⁻¹² (2.48)	90 % (ARA) Ácido 4-Mercaptófenilborónico (derivatización)	Torul <i>et al.</i> (2010)
SERS	Solución acuosa	-	900	Láser He-Ne 632.8 nm Nanopartículas de plata	De Góes <i>et al.</i> (2017)
RMN 31P	Digestión de fluidos biológicos y tejidos	-	1×10 ⁻⁶	1 min (tiempo de análisis) Solo una digestión enzimática del hígado (pretratamiento)	Dickson <i>et al.</i> (1988)
RMN 1H–31P	Fluidos biológicos	Salicilato, alcohol/glicol	33.814	10–20 min (tiempo de análisis)	Cartigny <i>et al.</i> (2004)
Ensayo colorimétrico	Agua y comida	-	2.9	Nanopartículas de plata recubiertas de 2-Mercapto-5-nitrobenzimidazol que añaden Mg ₂ ⁺	Rawat <i>et al.</i> (2016)

Tabla 6. Métodos para la cuantificación de glifosato y otros compuestos simultáneamente (Valle, 2019).					
Método	Muestras	Identificación simultanea	LOD ng/mL o ng/g	Otras características analíticas	Referencias
Sensor colorimétrico	Agua potable, lacustre y subterránea	-	169	20 min (tiempo de análisis) H ₂ PO ₄ ²⁻ , HPO ₄ ²⁻ , SO ₄ ²⁻ , C ₂ O ₄ ²⁻ , CO ₃ ²⁻ , F ⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , sales de cloruro de iones Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Ba ²⁺ y Mg ²⁺ , KNO ₃ , KBr y Pb(NO ₃) ₂ , dicamba, AMPA, acetocloro (a 4 µg mL ⁻¹), atrazina (a 4 µg mL ⁻¹) (no interferentes) Las concentraciones pueden diferir a simple vista	Chang <i>et al.</i> (2016a)
Tira colorimétrica cdPVA	Agua ambiental	-	100	1–3 s (tiempo de análisis) AMPA y glicina (sin interferentes) 30 µL (volumen de muestra) 20 días (estabilidad)	De Almeida <i>et al.</i> (2015)
Prueba colorimétrica de tiras	Agua de río	Inhibidores de la AChE	100	30–60 min (tiempo de análisis)	Liu <i>et al.</i> (2015)
CS-AuNPs	Agua del grifo con cloro	-	1	0,1 mM de GLU, AMPA, dicamba, acetocloro, atrazina y trifluralina (no interferentes) SO ₄ ²⁻ , Al(III) y Cu(II) (interferentes)	Zheng <i>et al.</i> (2013)
CL-MIS-MIMs	Alimentos, agua	-	46 (4,68 % para n = 11)	96 mediciones independientes secuencialmente en 10 min (tiempo de análisis)	Zhao <i>et al.</i> (2011)
Oscilo-polarográfico	Formulaciones y suelo	-	96 (1.7)	N-nitroso-N (fosfonometil) glicina (derivatización)	Sun <i>et al.</i> (2007)

7. Referencias

Benbrook, C. M. (2016). Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe*, 28: 1-15.

Cartigny B., Azaroual N., Imbenotte M. *et al.* (2004). Determination of glyphosate in biological fluids by 1H and 31P NMR spectroscopy. *Forensic Sci Int.*, 143:141–145.

Çetin E, Şahan S., Ülgen A., Şahin U. (2017). DLLME-spectrophotometric determination of glyphosate residue in legumes. *Food Chem.*, 230: 567–571.

Chang Y-C., Lin Y-S., Xiao G-T. *et al.* (2016b) A highly selective and sensitive nanosensor for the detection of glyphosate. *Talanta*, 161: 94–98

Chang Y, Zhang Z, Hao J *et al.* (2016a) A simple label free colorimetric method for glyphosate detection based on the inhibition of peroxidase-like activity of Cu(II). *Sens Actuators B Chem.*, 228: 410–415

Cox, C. (1998). Glyphosate (roundup). *Journal of pesticide reform*, 18(3): 3-17.

da Silva AS, Fernandes FCB, Tognolli JO *et al.* (2011). A simple and green analytical method for determination of glyphosate in commercial formulations and water by diffuse reflectance spectroscopy. *Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc.*, 79: 1881–1885

De Almeida LKS., Chigome S., Torto N., *et al.* (2015). A novel colorimetric sensor strip for the detection of glyphosate in water. *Sens Actuators B Chem.*, 206: 357–363

De Gerónimo E, Aparicio VC. (2022). Changes in soil pH and addition of inorganic

- phosphate affect glyphosate adsorption in agricultural soil. *Eur. J. Soil Sci.*, 73: e13188
- De Góes RE., Muller M., Fabris JL. (2017) Spectroscopic detection of glyphosate in water assisted by laser-ablated silver nanoparticles. *Sensors*, 17(954): 1–15
- de Llasera MPG., Gómez-Almaraz L., Vera-Avila LE., Peña-Alvarez A. (2005). Matrix solid-phase dispersion extraction and determination by high-performance liquid chromatography with fluorescence detection of residues of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in tomato fruit. *J Chromatogr A*, 1093: 139–146
- Delmonico EL., Bertozzi J., Evelázio de Souza N., Celestino Oliveira C. (2014). Determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid for assessing the quality tap water using SPE and HPLC. *Acta Sci Technol.*, 36: 513–519
- Dickson SJ., Meinhold RH., Beer ID., Koelmeyer TD. (1988). Rapid determination of glyphosate in postmortem specimens using ³¹P NMR. *J Anal Toxicol.*, 12: 284–286
- Dill, G. M., Sammons, R. D., Feng, P. C., Kohn, F., Kretzmer, K., Mehrsheikh, A., Hauptfear, E. A. (2010). Glyphosate: discovery, development, applications, and properties. In: Glyphosate resistance in crops and weeds: history, development, and management.
- Ding J, Guo H., Liu W-W., et al. (2013) Current progress on the detection of glyphosate in environmental samples. *J Sci Appl Biomed.*, 2014: 2015
- Duke, S. O. (2018). The history and current status of glyphosate. *Pest management science*, 74(5): 1027-1034.
- Gómez D. T. (2019). México se sube a la ola contra el glifosato. Consulta en línea: <https://es.mongabay.com/2019/12/mexico-contra-el-glifosato-plaguicidas/>. Fecha de consulta: octubre de 2024.
- González-Martínez MA., Brun EM., Puchades R., et al. (2005). Glyphosate immunosensor. Application for water and soil analysis. *Anal Chem.*, 77: 4219–4227
- González, F. B., Márquez, D. A., Solís, J. D. Á., Meraz, E. A., Aguilar, O. A., Bastidas, P. D. J. B., ... & Kubiak, S. M. W. (2015). Los plaguicidas altamente peligrosos en México. Texcoco: RAPAM.
- Guo H, Riter LS., Wujcik CE., Armstrong DW. (2016). Direct and sensitive determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in environmental water samples by high performance liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. *J Chromatogr. A* 1443: 93–100.
- Guo Z-X, Cai Q, Yang Z. (2005). Determination of glyphosate and phosphate in water by ion chromatography–inductively coupled plasma mass spectrometry detection. *J Chromatogr A*, 1100: 160–167.
- Guo Z-X, Cai Q, Yang Z. (2007). Ion chromatography/inductively coupled plasma mass spectrometry for simultaneous determination of glyphosate, glufosinate, fosamine and ethephon at nanogram levels in water. *Rapid Commun Mass Spectrom* 21: 1606–1612.
- Hao C., Morse D., Morra F., Zhao X., Yang P., Nunn B. (2011). Direct aqueous determination of glyphosate and related compounds by liquid chromatography/tandem mass spectrometry using reversed-phase and weak anion-exchange mixed-mode column. *J Chromatogr A*, 1218(33): 5638–5643.
- Ibáñez M., Pozo OJ., Sancho JV., et al. (2006). Re-evaluation of glyphosate determination in water by liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A*, 1134: 51–55.
- Industrial Safety and Hygiene News (ISHN). 2020. Another country bans glyphosate use. Consulta en línea: <https://www.ishn.com/articles/112144-another-country-bans-glyphosate-use#:~:text=Luxembourg%20has%20become%20the%20first,banned%20in%20Vietnam%20>

- and%20Thailand Fecha de consulta: octubre de 2024.
- Jan MR., Shah J, Muhammad M., Ara B. (2009). Glyphosate herbicide residue determination in samples of environmental importance using spectrophotometric method. *J Hazard Mater.*, 169: 742–745
- Kaczyński P, Łozowicka B. (2015) Liquid chromatographic determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid residues in rapeseed with MS/MS detection or derivatization/fluorescence detection. *Open Chem.*, 13: 1011–1019
- Ibáñez M., Pozo ÓJ., Sancho JV. *et al.* (2005). Residue determination of glyphosate, glufosinate and aminomethylphosphonic acid in water and soil samples by liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A*, 1081: 145–155
- Kataoka H., Ryu S., Sakiyama N., Makita M. (1996) Simple and rapid determination of the herbicides glyphosate and glufosinate in river water, soil and carrot samples by gas chromatography with flame photometric detection. *J Chromatogr A*, 726: 253–258
- Kongtip P, Nankongnab N., Phupanchaoensuk R *et al.* (2017). Glyphosate and Paraquat in maternal and fetal serums in Thai women. *J Agromed.* 22: 282–289
- Kudzin ZH., Gralak DK., Andrijewski G. *et al.* (2003). Simultaneous analysis of biologically active aminoalkanephosphonic acids. *J Chromatogr A* 998: 183–199
- Kudzin ZH., Gralak DK., Drabowicz J., Luczak J. (2002). Novel approach for the simultaneous analysis of glyphosate and its metabolites. *J Chromatogr.* A 947: 129–141
- Gómez Ruiz, L.M., Ruiz Velazco Sandoval, N., G., Hernández Dávalos, M.C., Lozano Kasten, F. J., Peregrina Lucano, A.A., Guzmán Torres, H. (2023). Prenatal Herbicide Exposure in Children of Urban Women in Mexico. *Rev. Progressing Aspects in Pediatrics and Neonatology.* ISSN: 2637-4722. DOI: 10.32474/PAPN.2023.04.000185
- Liu Q., Jiang X., Zhang Y., *et al.* (2015). A novel test strip for organophosphorus detection. *Sens Actuators B Chem.*, 210: 803–810.
- López, N. J. S., Madrid, M. L. A. (2011). Herbicida glifosato: usos, toxicidad y regulación. *Biotecnia*, 13(2): 23-28.
- Lozano-Kasten F., Sierra-Diaz E., Chavez HG., Peregrina Lucano AA., Cremades R., Pinto ES. (2021). Seasonal Urinary Levels of Glyphosate in Children From Agricultural Communities. *Dose Response. Nov* 6;19(4): 15593258211053184. doi: 10.1177/15593258211053184. PMID: 34759787; PMCID: PMC8573695.
- Luo X, Chen L, Zhao Y. (2015). Simultaneous determination of three chloroacetic acids, three herbicides, and 12 anions in water by ion chromatography. *J Sep Sci* 38:3096–3102
- Martins-Júnior HA., Lebre DT., Wang AY., *et al.* (2009). An alternative and fast method for determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) residues in soybean using liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry. *Rapid Commun Mass Spectrom*, 23: 1029–1034
- Mayorga M. (2024). Glifosato en México: ¿por qué el gobierno pospuso su prohibición? <https://es.mongabay.com/2024/04/glifosato-mexico-gobierno-pospuso-su-prohibicion/>. Fecha de consulta: octubre 2024
- Nortes-Méndez R., Robles-Molina J., López-Blanco R., *et al.* (2016). Determination of polar pesticides in olive oil and olives by hydrophilic interaction liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry and high resolution mass spectrometry. *Talanta* 158: 222–228
- Ramirez CE., Bellmund S., Gardinali PR. (2014). A simple method for routine monitoring of glyphosate and its main metabolite in surface waters using lyophilization and

- LC-FLD + MS/MS. Case study: canals with influence on Biscayne National Park. *Sci Total Environ.*, 496: 389–401
- Rawat KA., Majithiya RP., Rohit JV., *et al.* (2016). Mg₂⁺ ion as a tuner for colorimetric sensing of glyphosate with improved sensitivity via the aggregation of 2-mercapto-5-nitrobenzimidazole capped silver nanoparticles. *RSC Adv.*, 6: 47741–47752
- Sato M., Yamashita A., Kikuchi M., *et al.* (2009). Simultaneous analysis of phosphorus-containing amino acid type herbicides and their metabolites in human samples using N-acetyl, O-methyl derivatives by LC/MS. *Jpn J Forensic Sci Tech.*, 14: 35–43
- Schrubbers LC., Masís-Mora M., Rojas EC., *et al.* (2016). Analysis of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in leaves from *Coffea arabica* using high performance liquid chromatography with quadrupole mass spectrometry detection. *Talanta*, 146: 609–620
- SENASICA. (2020). Análisis de sensibilidad Glifosato. Análisis estratégicos de riesgos sanitarios, secretaria de agricultura y desarrollo rural.
- Sharma DK., Gupta A., Kashyap R., Kumar N. (2012). Spectrophotometric method for the determination of Glyphosate in relation to its environmental and toxicological analysis. *Arch Environ Sci.*, 6: 42–49
- Sierra-Díaz E., Celis-de la Rosa AJ., Lozano-Kasten F., Trasande L., Peregrina-Lucano AA., Sandoval-Pinto E., Gonzalez-Chavez H. (2019). Urinary Pesticide Levels in Children and Adolescents Residing in Two Agricultural Communities in Mexico. *Int J Environ Res Public Health.*, 2019 Feb 15;16(4):562. doi: 10.3390/ijerph16040562. Erratum in: *Int J Environ Res Public Health.* 2019 Dec 24;17(1):E159. doi: 10.3390/ijerph17010159. PMID: 30781414; PMCID: PMC6406912.
- Sierra, R. H., Luzón, D. G., Zepeda, H. R. (2021). Uso del glifosato en México: Problemas ecológicos e implicaciones éticas. *Revista Iberoamericana de Bioética*, (17).
- Soares, D., Silva, L., Duarte, S., Pena, A., & Pereira, A. (2021). Glyphosate use, toxicity and occurrence in food. *Foods*, 10(11): 2785.
- Sun L., Kong D., Gu W., *et al.* (2017). Determination of glyphosate in soil/ sludge by high performance liquid chromatography. *J Chromatogr A.*, 1502: 8–13.
- Sun N., Hu B-X., Mo W-M. (2007). Single sweep oscillographic technique for the determination of glyphosate after derivatization with sodium nitrite. *Pesticides-Shenyang* 46:609
- Székács, A., Darvas, B. (2012). Forty years with glyphosate. Herbicides-properties, synthesis and control of weeds, Cap. 14: 247-284.
- Tsao Y-C, Lai Y-C, Liu H-C *et al.* (2016). Simultaneous determination and quantitation of paraquat, diquat, glufosinate and glyphosate in postmortem blood and urine by LC-MS-MS. *J Anal Toxicol.*, 40:427–436
- Tseng S-H., Lo Y-W., Chang P-C., *et al.* (2004). Simultaneous quantification of glyphosate, glufosinate, and their major metabolites in rice and soybean sprouts by gas chromatography with pulsed flame photometric detector. *J Agric Food Chem* 52: 4057–4063
- Tsunoda N. (1993). Simultaneous determination of the herbicides glyphosate, glufosinate and bialaphos and their metabolites by capillary gas chromatography—ion-trap mass spectrometry. *J Chromatogr A.*, 637:167–173
- Valle, A. L., Mello, F. C. C., Alves-Balvedi, R. P., Rodrigues, L. P., Goulart, L. R. (2019). Glyphosate detection: methods, needs and challenges. *Env. chem. letters*, 17: 291-317.
- Villalba, A. (2009). Resistencia a herbicidas: Glifosato. *Ciencia, docencia y tecnología*, (39), 169-186.
- Villamar-Ayala, C. A., Carrera-Cevallos, J. V., Vasquez-Medrano, R., Espinoza-Montero, P. J. (2019). Fate, eco-toxicological charac-

- teristics, and treatment processes applied to water polluted with glyphosate: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(16): 1476-1514.
- Vreeken RJ., Speksnijder P., Bobeldijk-Pastorova I., Noij TH. (1998). Selective analysis of the herbicides glyphosate and aminomethylphosphonic acid in water by on-line solid-phase extraction high-performance liquid chromatography–electrospray ionization mass spectrometry. *J Chrom. A.*, 794
- Waiman CV., Avena MJ., Garrido M., *et al.* (2012). A simple and rapid spectrophotometric method to quantify the herbicide glyphosate in aqueous media. Application to adsorption isotherms on soils and goethite. *Geoderma* 170: 154–158
- Wang D., Lin B., Cao Y., *et al.* (2016a). A highly selective and sensitive fluorescence detection method of glyphosate based on an immune reaction strategy of carbon dot labeled antibody and antigen magnetic beads. *J Agric Food Chem.*, 64: 6042–6050
- Wang S., Liu B., Yuan D., Ma J. (2016b). A simple method for the determination of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in sea water matrix with high performance liquid chromatography and fluorescence detection. *Talanta* 161: 700–706.
- Wei X., Pu Q. (2015). Microchip electrophoresis for fast and interference-free determination of trace amounts of glyphosate and glufosinate residues in agricultural products. *Methods Mol Biol.*, 1274: 21–29
- Yoshioka N., Asano M., Kuse A., *et al.* (2011). Rapid determination of glyphosate, glufosinate, bialaphos, and their major metabolites in serum by liquid chromatography–tandem mass spectrometry using hydrophilic interaction chromatography. *J Chromatogr A.*, 1218: 3675–3680
- Zhang L., Chen L., Liu F. (2015b). Mutual effect on determination of gibberellins and glyphosate in groundwater by spectrophotometry. *Guang Pu Xue Yu Guang Pu Fen Xi* 35: 966–970
- Zhao P., Yan M., Zhang C., *et al.* (2011). Determination of glyphosate in foodstuff by one novel chemiluminescence-molecular imprinting sensor. *Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc.*, 78: 1482–1486
- Zheng J., Zhang H., Qu J., *et al.* (2013). Visual detection of glyphosate in environmental water samples using cysteamine-stabilized gold nanoparticles as colorimetric probe. *Anal Methods* 5: 917–924.

Glifosato en México:
Impacto ambiental y exposición humana



Glifosato en suelo

*Merle M. Borges Ramírez y Jaime Rendón-von Osten**

Instituto de Ecología, Pesquerías
y Oceanografía del golfo de México (EPOMEX),
Universidad Autónoma de Campeche

* Autor de correspondencia

1. Introducción

Al ser aplicados los plaguicidas en los cultivos, el suelo se convierte en el reservorio de muchos plaguicidas entre ellos el glifosato (GLY), y pasa a ser una fuente de éstos contaminantes, que se transfieren a diferentes organismos a través de la cadena alimentaria, a la atmósfera, al agua superficial y subterránea (Maqueda *et al.*, 2017).

El GLY es el componente activo de muchos herbicidas formulados especialmente en la mezcla de sales con otros adyuvantes y excipientes. Comenzó a usarse en la década de los 70s debido a su efectividad para eliminar plantas y malezas. Sin embargo, a partir de 1996 el uso del glifosato se incrementó en un 1,500% debido a la introducción de los cultivos de semillas genéticamente modificados (OGM) resistentes al herbicida, por lo tanto, se puede aplicar de manera intensiva y extensiva en este tipo de cultivos (Heap y Duke, 2018).

Dependiendo del tipo de suelo, la vida media del GLY es de 60 a 214 días aproximadamente (Bergström *et al.*, 2011). Este herbicida puede llegar al suelo, mediante una aplicación directa o indirecta, lo que hace que se propague y llegue a distintos sitios a través de las escorrentías superficiales, lluvias y por deposición atmosférica. Cuando el GLY ya está en la superficie del suelo

puede estar sujeto a algunos procesos como la evaporación, la degradación fotoquímica, la lixiviación, la escorrentía, la eliminación a través de las plantas, la adsorción, la degradación química y microbiana (Gandhi *et al.*, 2021).

Ensayos en campo han demostrado que el GLY es rápidamente inmovilizado y acumulado en los primeros centímetros de los suelos arcillosos, especialmente si el pH es alto (Sprankle *et al.*, 1975). Esto es posible gracias al carácter aniónico que posee este herbicida y su baja adsorción sobre estas sales. La movilidad en el perfil de suelos hidromórficos puede ser mayor debido a su textura y estratificación (Mertens *et al.*, 2018).

Además, las condiciones climáticas pueden generar situaciones de lixiviación, disolución con el agua, desplazamiento de partículas en la superficie del suelo y escorrentías, que contribuyen al proceso de transporte y dispersión del glifosato en el suelo (Rasmussen *et al.*, 2015), ocasionando problemas no deseados entre los que se incluyen daño genotóxico a los organismos no blanco, potencial de acumulación y movilización en la cadena trófica, generación de malezas resistentes y alteración de procesos biológicos en las plantaciones forestales.

2. Mecanismos de acción del glifosato

El GLY actúa a través de una serie de mecanismos acción para controlar las malezas.

Inhibición de la Ruta del Ácido Shikímico

El GLY actúa como un inhibidor específico de la enzima 5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato sintasa (EPSPS), que es esencial en la ruta del ácido shikímico. Esta ruta es necesaria para la biosíntesis de aminoácidos aromáticos (como la fenilalanina, tirosina y triptófano) en plantas y algunos microorganismos. Esta inhibición enzimática conduce a una disminución en la producción de proteínas esenciales, lo que conduce a un mal crecimiento y desarrollo deficiente de las plantas (Singh *et al.*, 2020).

Interferencia en el metabolismo de plantas

El GLY afecta otros procesos metabólicos, bloqueando la síntesis de aminoácidos, incluyendo la producción de compuestos secundarios que son vitales para la defensa de las plantas (Fuchs *et al.*, 2021). Esto puede hacer que las plantas sean más susceptibles y vulnerables a enfermedades y plagas.

Efecto sobre el ciclo celular

El GLY también puede causar estrés en las células vegetales, afectar el ciclo celular y

provocar apoptosis (muerte celular programada). Esto contribuye a la muerte de las plantas tratadas, ya que no pueden completar sus ciclo de vida normal (Martínez *et al.*, 2020).

Traslocación en plantas

Una vez aplicado, el GLY se absorbe rápidamente por las hojas y se transloca a través del sistema vascular de la planta. Esto permite que el herbicida alcance y afecte a todas las partes de la planta, incluyendo raíces y brotes, lo que maximiza su eficacia (Mendes *et al.*, 2022).

Impacto en microorganismos del suelo

El GLY también puede afectar a los microorganismos del suelo que dependen de la ruta del ácido shikímico, modificando el ecosistema microbiano y afectando la salud del suelo (Singh *et al.*, 2020). Su mecanismo principal depende de la inhibición de la EPSPS, lo que dificulta en la producción de aminoácidos esenciales y afecta el crecimiento celular. Estos efectos combinados hacen del glifosato una herramienta poderosa para controlar las malezas (Chen *et al.*, 2022).

3. Mecanismos de movimiento del glifosato en el Suelo

Después de la aplicación del glifosato, este herbicida se biotransforma a través de la mineralización, inmovilización, lixiviación y degradación, estos procesos dan lugar al movimiento del glifosato en el suelo (figura 1).

Mineralización

El GLY es una molécula pequeña que contiene tres grupos funcionales polares (carboxilo, amino y fosfato), por lo que es fuertemente absorbido por los minerales en el suelo después de la aplicación, a este proceso de absorción del GLY por los minerales del suelo se le conoce como mineralización (Sen y Chatterraj, 2021).

La mineralización del GLY es considerada como un mecanismo importante de

degradación principalmente a través de la actividad microbiana (vías bióticas y abióticas), lo que conduce a la creación de ácido metilfosfónico (AMPA), glicina y sarcosina (Dotor-Robayo *et al.*, 2024). El AMPA es el principal metabolito de transformación del glifosato, debido a que también se mineraliza para formar metilamina y fosfato, y finalmente crea dióxido de carbono (CO₂) y amoníaco (NH₃) (Bento, 2018).

La actividad microbiana que favorece la mineralización del GLY depende de factores como las características fisicoquímicas del suelo, la temperatura, el pH y el contenido de materia orgánica (Chávez-Ortiz *et al.*, 2022). Permitiendo que el alto nivel de carbono orgánico y materia orgánica re-

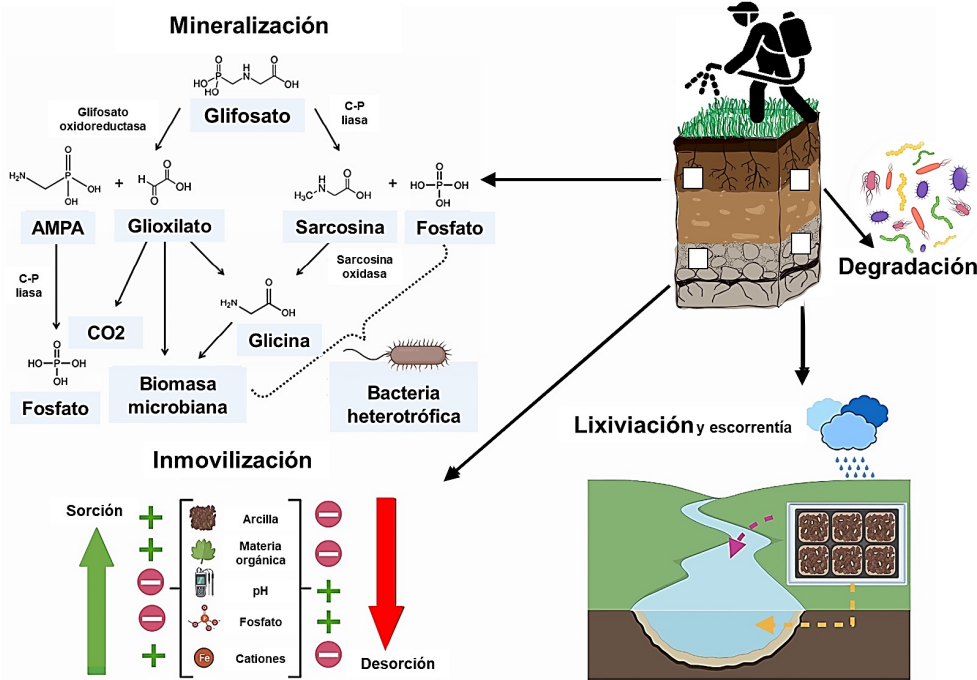


Figura 1. Procesos de biotransformación del glifosato en el suelo. Adaptado de Rivas-García *et al.*, 2022.

trase la lixiviación, degradación y liberación de este herbicida en el suelo. Sin embargo, las aplicaciones frecuentes de GLY saturan la capacidad del suelo y retrasan la lixiviación y su mineralización gradual (Harris, 2023).

La adsorción de glifosato se produce principalmente en la fase mineral del suelo, y los primeros estudios de mineralización fueron realizados por Sprankle *et al.* (1975) quienes encontraron una fuerte adsorción del GLY en suelos arcillosos a diferencia de los suelos arenosos, lo que indica que los minerales arcillosos retienen el GLY. La adición de cationes a la arcilla bentonita aumentó la adsorción del GLY, encontrando que la sorción aumentaba de acuerdo al orden de los cationes enumerados de la siguiente manera Fe_3^+ , Al_3^+ , Ca_2^+ y Na_2^+ .

Otro estudio realizado por Ghavamifar *et al.* (2023) indica que algunos minerales como la calcita modificaron los procesos de adsorción del GLY. Dado que este plaguicida es completamente soluble en agua, con alta tolerancia a la interacción con el ion de calcio (Ca^{+2}) a través de numerosos grupos de fosfonometil óxidos que lo contienen, formando uniones de alta estabilidad.

Inmovilización

El ion fosfonometil ($\text{H}_2\text{PO}_3\text{-CH}_2^-$), un componente básico del glifosato, se inmoviliza rápidamente sobre las partículas del suelo. La inmovilización es el resultado de diversos procesos y mecanismos fisicoquímicos y biológicos. Entre los procesos químicos se tiene a la adsorción específica a coloides del suelo, como los complejos arcillo-minerales (Kovács *et al.*, 2024).

Además, la inmovilización del GLY en el suelo se ve afectada por la materia orgánica

(OM), la disponibilidad de minerales (Al y Fe), la arcilla, la concentración de fosfato (PO_4) y pH bajo, permitiendo que este herbicida se acumule (Rivas-García *et al.*, 2022). Además, el ácido fosfónico del GLY se une a los cationes contenidos en las estructuras de arcilla y la materia orgánica del suelo. Los minerales en el suelo, como el Al y el Fe en estado de óxido, tienen fuerte atracción química con los grupos fosfonato, amino y carboxilo del GLY, mientras que el fósforo inorgánico se une competitivamente a sus sitios de adsorción (Mertens *et al.*, 2018).

Debido a lo anterior el GLY actúa como un ácido poliprótico que depende en gran medida del pH de los suelos, permitiendo que se una a aniones y cationes con un pH de 4 a 8. Algunos minerales con carga variable tienen una alta afinidad por el GLY, a medida que aumenta el pH, estas superficies minerales tienden a cargarse negativamente y, por lo tanto, la atracción electrostática hacia estos materiales disminuye (Sen y Chatteraj, 2021). La inmovilización en el suelo no es un proceso permanente y disminuye después de un cierto período. Igualmente, el GLY pierde protones con un pH más alto generando una carga negativa, lo que mejora la repulsión electrostática entre el GLY en fase de solución y las superficies arcillosas cargadas permanentemente (De Gerónimo y Aparicio, 2022).

Aunque el GLY se inmoviliza por su alta afinidad en el suelo, factores como la concentración, la prevalencia y la tasa de mineralización son determinantes para su lixiviación. Cuando el glifosato se encuentra en suelos con baja capacidad de inmovilización, las moléculas del ion fosfonometil pueden

ser lavadas con facilidad. En cambio, si el GLY se aplica sobre suelos con alta capacidad de inmovilización, las moléculas del ion fosfonometil se quedarán inmovilizadas por un período superior y solo una parte de estas moléculas podrá ser lixiviada o movilizada, hasta que sea arrastrada por una corriente de agua. La hidrólisis del GLY en suelos ácidos está dada por una reacción de ionización del glifosato con el agua y el estado de equilibrio, aumentando el pH y disminuyendo la concentración de iones alrededor de los grupos funcionales. Dejando expuesto al ion fosfonometil a reacciones del hidronio y sometido a la acción de hidrolasas (Moller, 2023).

Lixiviación

La lixiviación del GLY se refiere a su transporte desde la capa superficial del suelo hasta los suelos subterráneos y, finalmente, hasta las aguas subterráneas. Este proceso está influenciado por las características del suelo, como la textura, el contenido de materia orgánica, humedad y pH, además de los factores climáticos, la frecuencia de aplicación y las prácticas agrícolas (Carretta *et al.*, 2022).

El GLY disuelto se mueve verticalmente a través de grietas, macroporos y canales del suelo hasta las raíces de las plantas y el nivel freático del suelo (Morrás *et al.*, 2022). Algunos estudios indican que la lixiviación del glifosato en varios tipos de suelos es rápida, por lo tanto, se han desarrollado modelos cinéticos y empíricos, así como modelos conceptuales y numéricos, para comprender el comportamiento de lixiviación del glifosato en diferentes tipos de suelos (Dotor-Robayo *et al.*, 2024).

La lixiviación del GLY puede originar un riesgo de contaminación de las aguas subterráneas poco profundas, así como un riesgo al transportar este herbicida desde los suelos hasta las aguas superficiales (Aparicio *et al.*, 2013). Parece que cada vez hay más pruebas de que el glifosato es mucho más dinámico en la interfaz suelo-agua de lo que se creía anteriormente. Por ejemplo, el estudio realizado por La Cecilia *et al.* (2018) encontraron que la eliminación del GLY y AMPA está controlada por la dinámica del agua/suelo y que depende de las condiciones ecohidrológicas y de la disponibilidad de fuentes de carbono para su degradación.

Degradación

La degradación microbiana del GLY en suelos se inicia después de que la molécula se metaboliza a ácido aminometilfosfónico (AMPA) por la actividad de las enzimas degradantes iniciales. Las actividades enzimáticas participan en la formación y escisión del enlace, estas transformaciones bioquímicas ocurren después de una catálisis adicional de AMPA a sarcosina y glicina; ambos son metabolizados para producir dióxido de carbono (CO₂) por los intermediarios betaína y serina en una vía desarrollada (Feng *et al.*, 2020).

El AMPA es de tres a seis veces más tóxico y resistente que su producto original, el GLY, a diferencia de la sarcosina y la glicina que son productos no tóxicos al ambiente (Duke, 2021). La vía de oxidación del enlace C-N es la más común en la degradación del GLY, donde los microorganismos actúan sobre este herbicida liberando AMPA y glioxilato, que son usados como fuente de carbono (La Cecilia *et al.*, 2018).

En la vía del AMPA, el primer paso implica la ruptura del enlace C-N por la enzima glifosato oxidorreductasa, dando lugar a AMPA y glioxilato. El glifosato oxidorreductasa es una flavoproteína que utiliza el dinucleótido de flavina y adenina (FAD) como cofactor, y el mecanismo probablemente implica la reducción del FAD en el sitio activo por parte del glifosato. En condiciones aeróbicas, el oxígeno actúa como cofactor, mientras que, en condiciones anaeróbicas, compuestos como el metosulfato de fenazina y la ubiquinona sirven como aceptores de electrones. La enzima glifosato oxidorreductasa ha sido incorporada en diversos genomas de plantas, donde es responsable de la tolerancia al glifosato en los cultivos genéticamente modificados. Además, el glioxilato se metaboliza adicionalmente a través del ciclo del glioxilato (Singh *et al.*, 2020).

El AMPA se fragmenta generando fosfato inorgánico y metilamina, que al final se descompone en CO_2 y NH_3 . La enzima C-P liasa es la encargada de dividir el AMPA. Se ha investigado ampliamente la enzima C-P liasa, ya que la ruptura del enlace C-P es crucial en la descomposición del glifosato y otros fosfonatos (Mohanty y Das, 2022).

Los genes responsables de la degradación de los fosfonatos (los genes *phn*) son controlados por el regulón Pho, lo que indica que su expresión es regulada por el fosfato externo. Así, la acción de la liasa C-P se activa en situaciones de escasez de fosfato, permi-

tiendo a los microorganismos aprovechar los fosfonatos como una fuente de fósforo alternativa. Esto coincide con múltiples investigaciones que han demostrado que el GLY se emplea como fuente de fósforo, aunque no de carbono o nitrógeno, y que el fosfato tiene un impacto negativo en la degradación del GLY (Singh *et al.*, 2020; Chávez-Ortiz *et al.*, 2022). No obstante, recientemente se han identificado microorganismos que pueden emplear fosfonatos, como el glifosato, como fuente de carbono o nitrógeno, incluso en la presencia de fosfato, y se ha hallado que la ruptura del enlace C-P ocurre aun con fosfato presente (Epiktetov *et al.*, 2024).

La otra vía de degradación del GLY es a través de la sarcosina oxidasa que transporta a la sarcosina y al fosfato para transformarlos en glicina lo que vuelve a esta vía biodegradable al ambiente (Duke, 2021).

En la vía metabólica de la sarcosina (figura 5), el primer paso implica la hidrólisis del enlace C-P catalizada por la enzima C-P liasa, generando fosfato y sarcosina como productos. Posteriormente, la sarcosina se transforma en glicina y formaldehído a través de la acción de la enzima sarcosina oxidasa (Aslam *et al.*, 2023). El formaldehído se incorpora a la vía de transferencia de un solo carbono mediante el tetrahidrofolato, mientras que la glicina experimenta su metabolismo a través de las vías convencionales y como resultado final, se producen CO_2 y NH_3 (Narimani y da Silva, 2020).

4. Factores que influyen en la movilización y descomposición del glifosato en el suelo

El comportamiento del GLY en el suelo se caracteriza por su baja movilidad y alta capacidad de adsorción (Chowdhury *et al.*, 2023); sin embargo, la movilización y descomposición del glifosato depende de varios factores como los que se muestran en la figura 2.

a) Estructura del suelo

La estructura del suelo modificada por los trabajos de labranza, influye en el movimien-

to del GLY, al igual que los poros causados por la bioporosidad natural y los provocados por raíces y otros organismos (Morrás *et al.*, 2022). La introducción de maquinaria agrícola, en especial los tractores, trabajos de campo intensivo, ocasionan pérdida de la cosecha, la compactación y disminución del volumen poroso del suelo, dando como consecuencia el movimiento del GLY (Cerdà *et al.*, 2021). Generalmente, los plaguicidas movilizados a través de eventos de escurri-

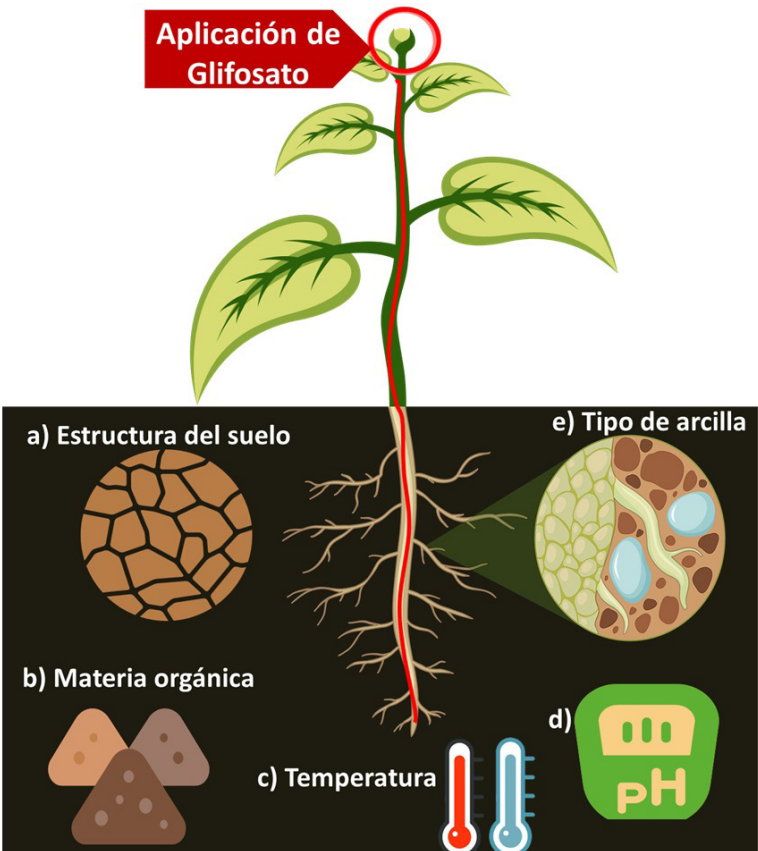


Figura 2. Factores que afectan la movilización del glifosato en los suelos.

mientos tienden a trasladarse siguiendo los trayectos de los surcos y evitan la superficie, ya que los poros superficiales tienden a estar saturados y tapados por desechos (Osman, 2014). Aquellos plaguicidas que no ingresen a través de los poros superficiales pueden ser lavados nuevamente de la ladera del surco hacia suelos circundantes (Montgomery, 2017).

La magnitud de la adsorción a las partículas del suelo, ocurre primero en el polvillo de raíces y materias en descomposición compuesta de partículas primarias con un amplio rango de tamaños llamada materia coloidal. Las fracciones coloidales del suelo son responsables de la mayor parte de los materiales que son transportados fuera del perfil del suelo hacia ríos y arroyos y son también responsables de la mayor parte de la captación de plaguicidas como el GLY (Sarkar *et al.*, 2021).

b) Cantidad y calidad de materia orgánica

La materia orgánica del suelo cumple una función esencial en la retención de plaguicidas en el entorno del suelo. Incorpora compuestos que pueden clasificarse de manera adecuada en sustancias húmicas y no húmicas. Las sustancias no húmicas abarcan compuestos con propiedades químicas específicas, tales como carbohidratos, proteínas, aminoácidos, lípidos, ceras y ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Bolan *et al.*, 2011). La mayor parte de estas sustancias son descompuestas con cierta facilidad por microorganismos y presentan una vida útil relativamente breve en el suelo. La sustancia húmica, en cambio, es más estable y forma la mayor parte de la materia orgánica en los

suelos. Se conoce que las sustancias húmicas son abundantes en radicales libres estables, que probablemente cumplen funciones significativas en la reacción de polimerización y despolimerización, así como en la interacción con otras moléculas orgánicas, tales como los plaguicidas y contaminantes nocivos (Cheng *et al.*, 2016).

La materia orgánica en el suelo puede tener roles contradictorios en la reducción del desplazamiento de plaguicidas como el GLY por el suelo (Jiao *et al.*, 2024). Se ha reportado en diversas publicaciones que el incremento de la materia orgánica del suelo eleva el valor de K_d (coeficiente de distribución de adsorción-desorción), siendo un fenómeno ampliamente reconocido. Se conoce que la materia orgánica es un elemento clave que regula la adsorción de diversos plaguicidas en los suelos y que, de manera similar a las arcillas, se ha observado que los cationes vinculados a la superficie de la materia orgánica impactan notablemente en el nivel de adsorción de GLY (Ren *et al.*, 2018).

c) Temperatura

Las temperaturas debajo del nivel del suelo varían con respecto a las temperaturas superficiales y también con respecto a la estacionalidad. Las variaciones de las temperaturas del suelo con respecto a la profundidad dependen de las condiciones superficiales (Caretta *et al.*, 2022).

Además de los efectos directos de la temperatura sobre las tasas de desorción y degradación de los plaguicidas, las altas temperaturas favorecen la actividad microbiana y aceleran la degradación de los plaguicidas (Carpio *et al.*, 2021). Las temperaturas altas aumentarán las tasas de reacción entre las

moléculas de GLY y otros componentes del suelo, permitiendo que se libere este herbicida desde la superficie del suelo. Por otro lado, la tasa de desorción del GLY será inversamente proporcional a la constante de equilibrio (K_c) de la reacción de desorción que disminuirá con el aumento de la temperatura. La temperatura también aumentará la tasa de fotodescomposición en el suelo (Sen y Chatteraj, 2021).

d) pH

El pH del suelo es otro factor a considerar para la descomposición del glifosato. El GLY es un compuesto anfotérico que a pH inferior a su pK_{a1} se encuentra en su forma neutra protonada, siendo altamente absorbible a las partículas del suelo, mientras que a pH mayores que su pK_{a2} se encontrará en forma neutra desprotonada, por lo que sería menos absorbible en el suelo. El GLY tiene los grupos amina, carboxilato y fosfonato, por lo tanto, se comporta como una molécula anfótera con cuatro constantes de ionización: $pK_a = 2, 2.6, 5.8$ y 10.8 (Sprankle *et al.*, 1975). Dentro del rango de pH de los suelos (entre 4 y 8), el GLY se encuentra en su forma aniónica y tiene una alta afinidad por los cationes trivalentes Al^{3+} y Fe^{3+} . A medida que aumenta el pH del suelo, disminuye la adsorción del glifosato; y cuando se reduce el pH del sustrato se genera mayor adsorción del herbicida (Gimsing *et al.*, 2004). Esto quiere decir que, si el suelo es ácido o, lo que es peor, si la propia aplicación de glifosato acidifica los hidratos de las arcillas, las cargas de los minerales

serán positivas, permitiendo la adsorción del ión glifosato, sin embargo, la competencia del fosfato orgánico en los mismos sitios de adsorción causará la desorción del glifosato ocasionando la movilidad de este herbicida en el suelo (Dotor-Robayo *et al.*, 2024).

Además, la adsorción del GLY permite su transporte hacia las capas inferiores del suelo generando su lixiviación a las aguas subterráneas, donde puede ser susceptible de degradación (Feng *et al.*, 2020).

e) Tipo de arcilla

Debido a su gran área superficial y amplia distribución en el mundo, los minerales arcillosos son uno de los minerales más importantes en los estudios de adsorción de plaguicidas. La composición de ácido fosfónico del GLY se adhiere a los iones presentes en las estructuras de las arcillas y la materia orgánica del suelo (De Gerónimo y Aparicio, 2022). Los minerales del suelo, como Al y Fe en forma de óxido, tienen afinidades químicas con grupos fosfonato, amino y carboxilo del GLY, mientras que el fósforo inorgánico compite por sus sitios de absorción.

La adsorción del GLY por los suelos fue reportada por primera vez por Sprankle *et al.* (1975) quienes encontraron que el GLY se adsorbe más fácilmente en suelos arcillosos a diferencia de los suelos arenosos. La adsorción de glifosato a las diversas arcillas bentonitas saturadas de cationes aumentó de la siguiente manera: $Ca^{3+} < Mn^{2+} < Zn^{2+} < Mg^{2+} < Fe^{3+} < Al^{3+}$. Los autores mencionan que los cationes ayudaron a formar nuevos sitios de adsorción en los minerales arcillosos.

5. Efectos sobre la microbiota

Las bacterias, así como los hongos, están implicadas en el proceso de mineralización del glifosato y contribuyen desde una perspectiva ecológica a la degradación de residuos y a dar a lugar a niveles de seguridad en la asociación planta-microbio (Satish *et al.*, 2017).

En los suelos, una serie de diversos grupos de bacterias de vida libre y asociadas a las plantas, así como bacterias que viven en la rizosfera, están implicadas en contribuir al proceso de disipación del glifosato. La interacción del glifosato con la microbiota edáfica es compleja; algunas especies bacterianas pueden utilizar el glifosato como fuente de carbono y fósforo, degradándolo, mientras que otras sufren alteraciones adaptativas

debido a su presencia. Además, el glifosato puede afectar negativamente la capacidad de micorrización de los hongos arbusculares y genes desregulares implicados en procesos metabólicos esenciales (Dobránszki *et al.*, 2024).

La vía del shikimato se encuentra en bacterias, hongos, algas, plantas y algunos protozoos, aunque no directamente en animales, pero si en las bacterias del tracto gastro intestinal. El glifosato y sus formulaciones son capaces de inducir disbiosis intestinal al alterar el metabolismo bacteriano, la permeabilidad intestinal y la secreción de moco, además de causar daños a las microvellosidades y al lumen intestinal, lo cual se ha observado que derivan en enfermedades

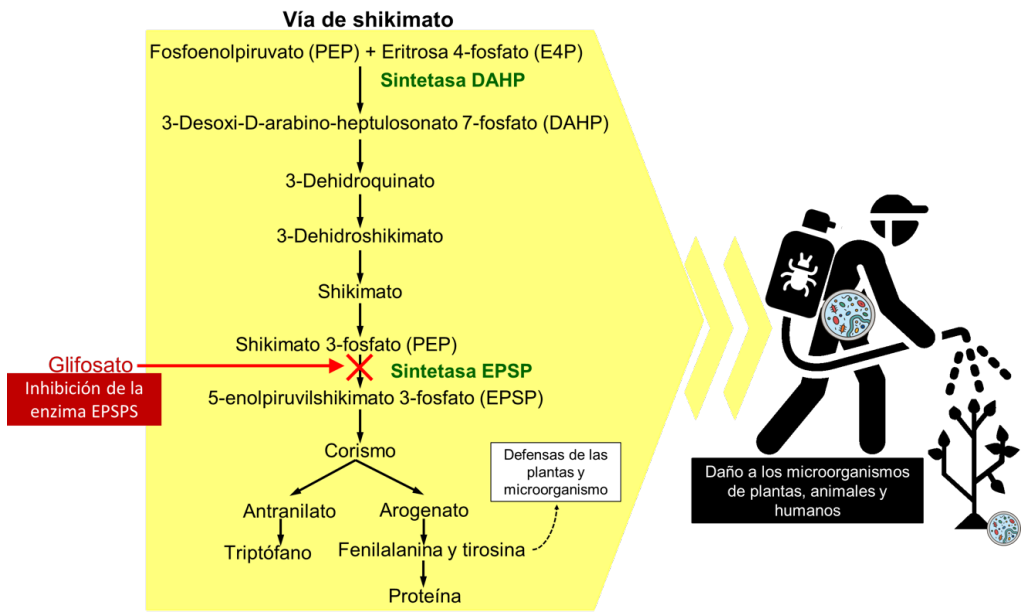


Figura 3. Daño del glifosato en los microorganismos a través de la vía de shikimato. Adaptado de Helander *et al.*, 2012.

intestinales y sistémicas, como la enfermedad de Crohn, la enfermedad de Alzheimer y en cáncer (da Cunha *et al.*, 2024)

Esto ha demostrado los riesgos para los seres humanos y los animales por la vía me-

tabólica del shikimato debido a que esta ruta metabólica está presente en muchos microbios (Puigbò *et al.*, 2022).

6. Persistencia del Glifosato en el Suelo

La actividad de glifosato se produce cuando el ácido es transportado hacia los meristemas vegetativos y el de la zona de elongación con consecuente muerte de órganos y de plantas enteras (Freitas-Silva *et al.*, 2022). Se considera que el glifosato aplicado no interactúa con el suelo, se descompone o es absorbido por las plantas vasculares en periodo de crecimiento (Cakmak *et al.*, 2023), sin embargo, en el modelado de la desactivación que el glifosato aplicado está en la forma de sal hidrosoluble, es decir, tiene alta movilidad en el suelo. Por esta razón, es considerado

como un herbicida no residual, a pesar de que la descomposición microbiana es lenta. De manera general, se ha reportado la vida media del GLY y su producto de degradación en suelos de 60 – 240 días para el GLY y de 23 a 958 días para el AMPA (Singh *et al.*, 2020). A pesar de la degradación del glifosato, éste ingresa rápidamente al medio ambiente y, debido a las grandes cantidades utilizadas, se puede encontrar en diferentes sustratos de las redes alimentarias (Gandhi *et al.*, 2021).

7. Glifosato en suelos de México y otros países

El uso frecuente de glifosato en áreas agrícolas y urbanas genera residuos en los suelos, siendo un riesgo de contaminación a corto y mediano plazo para el medio ambiente y para la salud humana a través de los alimentos.

La elevada movilidad de los herbicidas en el suelo ha elevado la preocupación sobre la movilidad del GLY en los sistemas agrícolas y en la calidad ambiental de las zonas circundantes (Primost *et al.*, 2017). El GLY tiene la capacidad de generar quelatos y, en consecuencia, puede mantenerse entre 2 y 215 días en los suelos.

El plaguicida más utilizado en México es el glifosato, que representa el 45 % del mercado de herbicidas (PROCCYT, 2021). En 2018, se emplearon 17 395 975 kg de glifosato formulado y 1 323 401 kg de glifosato técnico en México para la gestión agrícola de cultivos como el maíz, frijol, trigo, tomate y vid, entre otros (Leyva-Morales *et al.*, 2023).

Investigaciones llevadas a cabo en suelos de México incluyen, por ejemplo, el estudio de Cervantes *et al.* (2016) en Hopelchén, Campeche, hallando concentraciones promedio de GLY de $210 \pm 100 \mu\text{g/kg}$ y AMPA de $350 \pm 110 \mu\text{g/kg}$ en cultivos de

soya, respectivamente, mientras que en cultivos de maíz solo hallaron concentraciones de AMPA de $80 \pm 10 \mu\text{g/kg}$. Leyva-Soto *et al.* (2018) llevaron a cabo otra investigación en suelos del Valle de Mayo, Sonora, donde solo hallaron residuos de AMPA con una variación de 0 a $342.75 \mu\text{g/kg}$.

Por otra parte, las concentraciones de GLY reportadas en diferentes regiones de México (Rendón-von Osten *et al.*, 2025) fueron 20 veces más bajas que las reportadas en Grecia (Karasali *et al.*, 2019). En comparación con la India (Gunarathna *et al.*, 2018), los resultados de suelos de México (Rendón-von Osten *et al.*, 2025) fueron 200 veces más altos, como se muestra en la tabla 1 y 2.

La concentración ambiental máxima prevista (PEC) de glifosato en el suelo es de 3 060 a $4\,600 \mu\text{g/kg}$, y la PEC máxima del ácido aminometilfosfónico (AMPA) es 3 080 - $6\,180 \mu\text{g/kg}$ (EFSA, 2013). Los resultados de GLY y AMPA en suelos de México no rebasan la concentración máxima prevista de la EFSA.

Es importante resaltar que Argentina ocupa el tercer lugar de productor mundial de cultivos genéticamente modificados, con alrededor de 24 millones de hectáreas sembradas, lo cual representa el 12-13 % de la superficie global de transgénicos.

Tabla 1. Concentraciones de Glifosato y AMPA en suelos de México.			
Localización	GLY $\mu\text{g/kg}$	AMPA $\mu\text{g/kg}$	Referencia
Campeche, Veracruz, Jalisco, Yucatán y Nayarit	<LD – 1939.57	<LOD – 2229.04	Rendón-von Osten <i>et al.</i> (2025)
Campeche	0.5 – 0.92	NR	Dzul-Caamal <i>et al.</i> (2024)
Jalisco	0.14 – 0.45	0.12 – 0.94	Hernández-Gutiérrez <i>et al.</i> (2021)
México, Puebla	0.009 – 0.92	ND	Salazar López <i>et al.</i> (2016)
Campeche	<LD – 0.39	0.05 – 0.66	Cervantes <i>et al.</i> (2016)
Campeche	<LD – 720.0	<LD – 1220.0	Overbeek <i>et al.</i> (2024)
ND: No detectados; NR: No reportado.			

Tabla 2. Concentraciones de Glifosato y AMPA en suelo de diferentes países.			
País	GLY $\mu\text{g/kg}$	AMPA $\mu\text{g/kg}$	Referencia
Argentina	35.0 – 1,502.0	299.0 – 2 256.0	Aparicio <i>et al.</i> (2013)
Argentina	270.0 – 420.0	1,300.0 – 1 700.0	Bento <i>et al.</i> (2017)
Argentina	102.0 – 323.0	223.0 – 732.0	Alonso <i>et al.</i> (2018)
India	270.0 – 690.0	2.0 – 8.0	Gunarathna <i>et al.</i> (2018)
Argentina	102.0 – 323.0	223.0 – 732.0	Alonso <i>et al.</i> (2018)
Grecia	26.0 – 40,600.0	10.0 – 2 500.0	Karasali <i>et al.</i> (2019)
Francia	261.0 – 598.0	31.0 – 247.0	Pelosi <i>et al.</i> (2022)
Canadá	160.0 $\pm$ 150	370 $\pm$ 240	Overbeek <i>et al.</i> (2024)

8. Referencias

- Almeida, A.M., Marchiosi, R., Abrahão, J., Constantin, R.P., dos Santos, W.D., Ferrarese-Filho, O. (2024). Revisiting the shikimate pathway and highlighting their enzyme inhibitors. *Phytochemistry Reviews*, 23(2), 421-457.
- Alonso LL., Demetrio PM., Etchegoyen MA., Marino DJ. (2018) Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agrop productive areas of the pampas region in Argentina. *Science of the Total Environment*, 645: 89-96.
- Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P., Costa, J. L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9), 1866-1873.
- Aslam, S., Jing, Y., & Nowak, K. M. (2023). Fate of glyphosate and its degradation products AMPA, glycine and sarcosine in an agricultural soil: Implications for environmental risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 447: 130847.
- Bento, C. P. M. (2018). Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) behavior in loess soils and off-site transport risk assessment (Doctoral dissertation, Wageningen University and Research).
- Bergström, L., Börjesson, E. and Stenström, J. (2011) Laboratory and lysimeter studies of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a sand and a clay soil. *Journal of Environmental Quality*, 40: 98-108.
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., Senesi, N. (2011). Dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. *Advances in Agronomy*, 110, 1-75.
- Cakmak, I., Lambers, H., Grant, C. A., Zhao, F. J. (2023). Arbuscular mycorrhizal fungi: key players in avoiding cadmium accumulation in food crops. *Plant and Soil*, 484(1), 13-32.
- Carpio, M. J., Sánchez-Martín, M. J., Rodríguez-Cruz, M. S., Marín-Benito, J.M. (2021). Effect of organic residues on pesticide behavior in soils: a review of laboratory research. *Environments*, 8(4), 32.
- Carretta, L., Masin, R., Zanin, G. (2022). Review of studies analysing glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) occurrence in groundwater. *Environmental Reviews*, 30(1): 88-109.
- Cerdà, A., Daliakopoulos, I. N., Terol, E., Novara, A., Fatahi, Y., Moradi, E., Pulido, M. (2021). Long-term monitoring of soil bulk density and erosion rates in two *Prunus Persica* (L) plantations under flood irrigation and glyphosate herbicide treatment in La Ribera district, Spain. *Journal of Environmental Management*, 282, 111965.
- Cervantes, C.C. Bachem, E.E.H. Lwanga, Yang, X.X. 2016. Glyphosate and AMPA concentrations in two types of agroecosystems and in the natural vegetation of Hopelchen, Mexico. Wageningen, Amsterdam, The Netherlands Wageningen University and Research.
- Chávez-Ortiz, P., Tapia-Torres, Y., Larsen, J., & García-Oliva, F. (2022). Glyphosate-based herbicides alter soil carbon and phosphorus dynamics and microbial activity. *Applied Soil Ecology*, 169, 104256.
- Chen, Y., Chen, W. J., Huang, Y., Li, J., Zhong, J., Zhang, W., Chen, S. (2022). Insights into the microbial degradation and resistance mechanisms of glyphosate. *Environmental Research*, 215: 114153.
- Cheng, M., Zeng, G., Huang, D., Lai, C., Xu, P., Zhang, C., Liu, Y. (2016). Hydroxyl radicals based advanced oxidation processes (AOPs) for remediation of soils contaminated with organic compounds: a review. *Chemical Engineering Journal*, 284: 582-598.

- Chowdhury, I., Doran, G. S., Stodart, B. J., Chen, C., Wu, H. (2023). Fate of herbicide residues in soil-Australian context: insights towards mechanism, aspects, and recent advancements.
- da Cunha Ignácio, A., dos Reis Guerra, A.M., de Souza-Silva, T.G., do Carmo, M.A.V., de Almeida Paula, H.A. (2024). Effects of glyphosate exposure on intestinal microbiota, metabolism and microstructure: a systematic review. *Food & Function*, 15(15), 7757-7781.
- De Gerónimo, E., Aparicio, V. C. (2022). Changes in soil pH and addition of inorganic phosphate affect glyphosate adsorption in agricultural soil. *European Journal of Soil Science*, 73(1), e13188.
- Dotor Robayo, M. Y., Martínez Cordón, M. J., Okada, E. (2024). Effect of the phosphate and mineralogical composition on the movement and mineralization of glyphosate in clay soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-11.
- Dobránszki, J., Agius, D. R., Berger, M. M., Moschou, P. N., Gallusci, P., Martinelli, F. (2024). Plant memory and communication of encounters. *Trends in Plant Science*.
- Duke, S.O. (2021). Glyphosate: uses other than in glyphosate-resistant crops, mode of action, degradation in plants, and effects on non-target plants and agricultural microbes. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 255: Glyphosate, 1-65.
- Dzul-Caamal R., Vega-López A., Rendón-von Osten J. (2024). Integrated evaluation of the biological response of the earthworm *Eisenia fetida* using two glyphosate exposure strategies: soil enriched and soils collected from crops in Southeastern Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*. 31(22), 32152-32167. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33348-0>
- Epiktetov, D.O., Sviridov, A.V., Tarlachkov, S.V., Shushkova, T.V., Toropygin, I.Y., Leontievsky, A.A. (2024). Glyphosate-Induced Phosphonate Operons in Soil Bacteria of the Genus *Achromobacter*. *International Journal of Molecular Sciences*, 25(12), 409.
- European Food Safety Authority (EFSA). (2013). Glyphosate Renewal Assessment Report of 18 December 2013. Rapporteur Member State (RMS): Germany, Co-RMS: Slovakia available on request at. <http://dar.efsa.europa.eu/dar-web/provision>, Accessed date:10 July 2024.
- Feng, D., Soric, A., Boutin, O. (2020). Treatment technologies and degradation pathways of glyphosate: A critical review. *Science of The Total Environment*, 742: 140559.
- Fuchs, B., Saikkonen, K., Helander, M. (2021). Glyphosate-modulated biosynthesis driving plant defense and species interactions. *Trends in Plant Science*, 26(4), 312-323.
- Gandhi, K., Khan, S., Patrikar, M., Markad, A., Kumar, N., Choudhari, A., ... Indurkar, S. (2021). Exposure risk and environmental impacts of glyphosate: Highlights on the toxicity of herbicide co-formulants. *Environmental Challenges*, 4: 100149.
- Ghavamifar, S., Naidu, R., Mozafari, V., Li, Z. (2023). Can calcite play a role in the adsorption of glyphosate? A comparative study with a new challenge. *Chemosphere*, 311, 136922.
- Gimsing, A. L., Borggaard, O. K., & Bang, M. (2004). Influence of soil composition on adsorption of glyphosate and phosphate by contrasting Danish surface soils. *European Journal of Soil Science*, 55(1), 183-191.
- Gunarathna S, Gunawardana B, Jayaweera M, et al.(2018) Glyphosate and AMPA of agricultural soil, surface water, groundwater, and sediments in areas prevalent with chronic kidney disease of unknown etiology, Sri Lanka. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 53(11), 729-737. <https://doi.org/10.1080/03601234.2018.1480157>.
- Harris, M. (2023). Evaluating the Impact of Conservation Agriculture on Soil Structure and Glyphosate Degradation (Doctoral dissertation, University of Nottingham).

- Heap, I., Duke, S.O. (2018). Overview of glyphosate-resistant weeds worldwide. *Pest management science*, 74(5), 1040-1049.
- Helander, M., Saloniemi, I., Saikkonen, K., 2012. Glyphosate in northern ecosystems. *Trends in Plant Science*, 17(10): 569-574.
- Hernández-Gutiérrez, E., Rendón-von Osten, J., Escalona-Segura, G., Mendoza-Vega, J., Dzul-Caamal, R., Posthumus, S., Huerta-Lwanga, E. (2021). Morphospecies abundance of above-ground invertebrates in agricultural systems under glyphosate and microplastics in south-eastern Mexico. *Environments*, 8(11): 130.
- Jiao, Y., Jia, J., Gu, J., Wang, S., Zhou, Q., Li, H., Li, L. (2024). Insights into the enhanced adsorption of glyphosate by dissolved organic matter in farmland Mollisol: effects and mechanisms of action. *Environmental Geochemistry and Health*, 46(11): 459.
- Kaczynski, P., Lozowicka, B., Wolejko, E., Iwaniuk, P., Konecki, R., Dragowski, W., ... Pietraszko, A. (2020). Complex study of glyphosate and metabolites influence on enzymatic activity and microorganisms association in soil enriched with *Pseudomonas fluorescens* and sewage sludge. *Journal of hazardous materials*, 393: 122443.
- Karasali H, Pavlidis G, Marousopoulou A (2019) Investigation of the presence of glyphosate and its major metabolite AMPA in Greek soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 36308-36321. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06523-x>.
- Kovács, N., Maász, G., Galambos, I., Gerencsér-Berta, R., Mihály, J., Tombácz, E. (2024). Glyphosate/AMPA adsorption on magnetite under different conditions: The effect of pH and electrolytes. *Journal of Molecular Liquids*, 393: 123674.
- la Cecilia, D., Tang, F. H., Coleman, N. V., Conoley, C., Vervoort, R. W., Maggi, F. (2018). Glyphosate dispersion, degradation, and aquifer contamination in vineyards and wheat fields in the Po Valley, Italy. *Water Research*, 146: 37-54.
- Leyva-Morales, R. Cabrera, P.D.J. Bastidas-Bastidas, A.I. Valenzuela-Quintanar, J.P. Pérez-Camarillo, V.M. González-Mendoza, ... Cruz-Acevedo, E. 2023. Validation and Application of Liquid Chromatography Coupled with Tandem Mass Spectrometry Method for the Analysis of Glyphosate, Aminomethylphosphonic Acid (AMPA), and Glufosinate in Soil. *Agriculture*, 13(6): 1131. <https://doi.org/10.3390/agriculture13061131>.
- Leyva-Soto, A.P. Balderrama-Carmona, E.F. Moran-Palacio, L. Diaz-Tenorio, P. Gortares-Moroyoqui. (2018). Glyphosate and Aminomethylphosphonic acid in population of agricultural fields: health risk assessment overview. *Applied Ecology & Environmental Research*, 16(4). http://dx.doi.org/10.15666/aecr/1604_51275140.
- Maeda, H., & Dudareva, N. (2012). The shikimate pathway and aromatic amino acid biosynthesis in plants. *Annual Review of Plant Biology*, 63(1), 73-105.
- Manogaran, M., Shukor, M. Y., Yasid, N. A., Johari, W. L. W., & Ahmad, S. A. (2018). Environmental fate and degradation of glyphosate in soil. *Pertanika Journal of Scholarly Research Reviews*, 4(1).
- Maqueda, C., Undabeytia, T., Villaverde, J., & Morillo, E. (2017). Behaviour of glyphosate in a reservoir and the surrounding agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 593, 787-795.
- Martínez, M. A., Rodríguez, J. L., Lopez-Torres, B., Martínez, M., Martínez-Larrañaga, M. R., Maximiliano, J. E., ... Ares, I. (2020). Use of human neuroblastoma SH-SY5Y cells to evaluate glyphosate-induced effects on oxidative stress, neuronal development and cell death signaling pathways. *Environment international*, 135: 105414.

- Mendes, K. F., Mielke, K. C., D'Antonino, L., & Alberto da Silva, A. (2022). Retention, absorption, translocation, and metabolism of herbicides in plants. In *Applied Weed and Herbicide Science* (pp. 157-186). Cham: Springer International Publishing.
- Mertens, M., Höss, S., Neumann, G., Afzal, J., Reichenbecher, W. (2018). Glyphosate, a chelating agent—relevant for ecological risk assessment?. *Environmental Science and Pollution Research*, 25: 5298-5317.
- Mohanty, S. S., Das, A. P. (2022). A systematic study on the microbial degradation of glyphosate: a review. *Geomicrobiology Journal*, 39(3-5): 316-327.
- Moller, S. R. (2023). Hydrolysis of Glyphosate and Other Organic Phosphorus Compounds and Associated Isotope Effects. University of Delaware.
- Montgomery, D. R. (2017). Growing a revolution: bringing our soil back to life. WW Norton & Company.
- Morrás, H., Kraemer, F. B., Sainz, D., Fernández, P., Chagas, C. (2022). Soil structure and glyphosate fate under no-till management in the Pampa region. II. Glyphosate and AMPA persistence and spatial distribution in the long-term. A conceptual model. *Soil and Tillage Research*, 223: 105471.
- Narimani, M., da Silva, G. (2020). Thermal decomposition kinetics of glyphosate (GP) and its metabolite aminomethylphosphonic acid (AMPA). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(1): 152-160.
- Norsworthy, J. K., Ward, S. M., Shaw, D. R., Llewellyn, R. S., Nichols, R. L., Webster, T. M., ... Barrett, M. (2012). Reducing the risks of herbicide resistance: best management practices and recommendations. *Weed science*, 60(SP1): 31-62.
- Osman, K. T. (2014). Soil degradation, conservation and remediation (Vol. 820). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Overbeek W., Lucotte M., D'Astous-Pagé J., Jeanne T., Pin C., Moingt M., Hogue R. (2024) Impacts of Cropping Systems on Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid Contents and Microbial Community in Field Crop Soils in Quebec (Canada). *Agro-nomy*, 14(4): 686.
- Pelosi C., Bertrand C., Bretagnolle V., Coeurdassier M., Delhomme O., Deschamps, M. Fritsch C. (2022) Glyphosate, AMPA and glufosinate in soils and earthworms in a French arable landscape. *Chemosphere*, 301: 134672.
- Primost, J.E., Marino, D.J., Aparicio, V.C., Costa, J.L., Carriquiriborde, P. (2017). Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environmental Pollution*, 229: 771-779.
- PROCCYT – Protección de Cultivos Ciencia y Tecnología. Available: <https://www.proccyt.org.mx/> [7 February 2021].
- Puigbò, P., Leino, L. I., Rainio, M. J., Saikkonen, K., Saloniemi, I., Helander, M. (2022). Does glyphosate affect the human microbiota?. *Life*, 12(5): 707.
- Rasmussen, S. B., Abrahamsen, P., Nielsen, M. H., Holm, P. E., Hansen, S. (2015). Effects of single rainfall events on leaching of glyphosate and bentazone on two different soil types, using the DAISY model. *Vadose Zone Journal*, 14(11): 1-15.
- Ren, X., Zeng, G., Tang, L., Wang, J., Wan, J., Liu, Y., Deng, R. (2018). Sorption, transport and biodegradation—an insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil. *Science of the Total Environment*, 610: 1154-1163. 18.
- Rendon von Osten, J., Borges-Ramírez M., Ruis-Velazco, N., Helguera, E., Arellano-Aguilar, O. Peregrina-Lucano, A., Lozano-Kasten, F. 2025. Glyphosate and AMPA in Groundwater, Surface Water, and Soils Related To Different Types of Crops in Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 114(3): 1-8.

Glifosato en México:

Impacto ambiental y exposición humana

- Rivas-García, T., Espinosa-Calderón, A., Hernández-Vázquez, B., Schwentesius-Rindermann, R. (2022). Overview of environmental and health effects related to glyphosate usage. *Sustainability*, 14(11): 6868.
- Ruiz-Toledo, J., Castro, R., Rivero-Pérez, N., Bello-Mendoza, R., Sánchez, D. (2014). Occurrence of glyphosate in water bodies derived from intensive agriculture in a tropical region of southern Mexico. *Bulletin of environmental Contamination and Toxicology*, 93: 289-293.
- Salazar-López, N. J., Silveira Gramont, M. I., Zuno Floriano, F. G., Rodríguez Olibarría, G., Hengel, M., Aldana Madrid, M.L. (2016). Dissipation of glyphosate from grapevine soils in Sonora, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 34(4): 385-391.
- Sarkar, B., Mukhopadhyay, R., Ramanayaka, S., Bolan, N., Ok, Y. S. (2021). The role of soils in the disposition, sequestration and decontamination of environmental contaminants. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834): 20200177.
- Satish, G., Ashokrao, D. M., Arun, S. K. (2017). Microbial degradation of pesticide: a review. *African Journal of Microbiology Research*, 11(24): 992-1012.
- Sen, K., Chattoraj, S. (2021). A comprehensive review of glyphosate adsorption with factors influencing mechanism: Kinetics, isotherms, thermodynamics study. *Intelligent Environmental Data Monitoring for Pollution Management*, 93-125.
- Singh, B.K., Walker, A. (2006). Microbial degradation of organophosphorus compounds. *FEMS Microbiology Reviews*, 30(3): 428-471.
- Singh, S., Kumar, V., Gill, J. P. K., Datta, S., Singh, S., Dhaka, V., ...Singh, J. (2020). Herbicide glyphosate: toxicity and microbial degradation. *International Journal of Environmental Research And Public Health*, 17(20): 7519.
- Sprankle, P., Meggitt, W. F., Penner, D. (1975). Adsorption, mobility, and microbial degradation of glyphosate in the soil. *Weed Science*, 23(3): 229-234.
- Swanson, N. L., Leu, A., Abrahamson, J., Waller, B. (2014). Genetically engineered crops, glyphosate and the deterioration of health in the United States of America.



Glifosato en agua

Omar Arellano-Aguilar y Carolina Patiño*

Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra,
Universidad Nacional Autónoma de México

* Autor de correspondencia

1. Introducción

Si nos preguntaran sobre cuál es el producto químico más controversial en nuestros tiempos seguramente diríamos que es el glifosato (GLY) y no sólo porque lo identificamos como un herbicida altamente peligroso, clasificado desde 2015 como probable cancerígeno por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC), sino porque a pesar de ello, el sector de agronegocios justifica su uso por ser una molécula eficiente, asequible y no tener aparentemente un sustituto. De hecho, una nota reciente de la Alianza Agrícola Moderna (*Modern Ag Alliance*) que agrupa a productores e industriales lideradas por la empresa Bayer en Estados Unidos reconoció que ha cabildeado fuertemente para impedir que se impongan restricciones regulatorias, promoviendo la regulación con base científica. Lo anterior nos muestra que la molécula, sintetizada desde 1955 y comercializada como un producto tóxico moderado por Bayer-Monsanto en 1976 representa el centro de la disputa entre el modelo de negocio alimentario global acoplado a sustancias químicas que ponen en riesgo a los ecosistemas y la salud pública. No obstante, las evidencias de la presencia del glifosato y sus metabolitos en compartimentos ambientales, incluyendo los tejidos de plantas y animales es una alerta de la exposición constante cuyos impactos a largo plazo aún se están evaluando. En 2025, apenas habrán transcurrido 30 años desde que se aprobó en Estados Unidos la siembra y comercialización de organismos genéticamente modificados (OGM) dependientes de glifosato. Hace 13 años se estimaba que a nivel mundial la superficie sembra-

da de OGM-Glifosato había alcanzado 65 millones de hectáreas de los cuales el 46% eran de soya, 20 % de algodón y 7 % de maíz (Alavez *et al.*, 2013). Los datos recientes del *Servicio GM Monitor de AgrobioInvestor* muestran que en 2022 se alcanzó una superficie mundial de cultivos transgénicos de 202 millones de hectáreas. En Estados Unidos, uno de los principales productores de granos a nivel mundial, mantienen 75 millones de hectáreas de OGM sembradas. La soya OGM-dependiente de glifosato representa el 48% de todos los cultivos (Datos: Fundación Atama). En este sentido es imposible disociar la producción de cultivos OGM con la venta del herbicida ya que el glifosato es parte fundamental del paquete biotecnológico y ello explica por qué del éxito comercial de la molécula frente a otros herbicidas, lo que la hace una de las moléculas sintéticas más accesibles y asequibles para los productores.

Desde 1976 se aplica GLY en más de 100 diferentes tipos de cultivos para el control de arvenses y como disecante para cultivos como la caña de azúcar, maíz y avena. A pesar de la basta evidencia científica de los daños que ocasiona a múltiples escalas biológicas, la regulación permisiva a jugado un papel importante en la ubicuidad de la molécula en los compartimentos ambientales (agua, suelo, aire y biota), representando en México un problema debido al incremento de siembra de algodón y soya genéticamente modificada resistente al herbicida en estados como Jalisco, Campeche, Veracruz o Sinaloa (Arellano-Aguilar y Montero-Montoya, 2014). Aun cuando la molécula *per se* no es

persistente en el ambiente, el uso continuo e indiscriminado ha generado que el glifosato permanezca en el ambiente y pueda ser considerado como una molécula pseudo-persistente con capacidad de bioacumulación en la red trófica (Primost *et al.*, 2017). De hecho, el destino final del glifosato en el ambiente ha sido bien documentado y se ha alertado el riesgo de exposición en suelo, agua, incluyendo agua de lluvia como se mencionará más adelante. Los efectos negativos en los seres vivos han sido estudiados a diferentes niveles de organización biológica, pero sobre todo a nivel metabólico y fisiológico. Por ejemplo, durante el desarrollo embrionario, el glifosato inhibe la regulación del ácido retinoico durante la morfogénesis, interactuando también a nivel hormonal y como inductor de especies reactivas de oxígeno,

afectando con ello biomoléculas esenciales como el ADN y las membranas fosfolípídicas (Arellano-Aguilar y Montero-Montoya, 2014). Las características de la molécula y la degradación a su metabolito AMPA induce las enzimas de la familia de citocromos P450 entre otras como la enzima paraoxonasa, generando especies reactivas de oxígeno (Montero-Montoya *et al.*, 2023).

Recientemente, en los cuerpos de agua superficiales y subterráneos mexicanos se ha detectado glifosato y AMPA como contaminantes, particularmente en zonas con una alta intensidad de cultivos agroindustriales en los estados de Chiapas, Campeche, Yucatán, Veracruz, Jalisco, Nayarit (Rendón-von Osten *et al.*, 2025).

2. Degradación y persistencias del glifosato en medios acuosos

La molécula del glifosato tiene características fisicoquímicas que muestran una baja capacidad de persistencia y bioacumulación si consideramos el coeficiente de partición octanol/agua ($\log K_{ow} = -4.77$). Tomando en consideración de la estructura molecular de este herbicida, ésta presenta tres grupos funcionales: fosfónico, amino y carboxílico, lo que resulta interesante porque se trata de un compuesto molecular neutro con una carga positivas y una negativas sobre átomos adyacentes dentro de la misma molécula, a este arreglo se conoce como estructura Zwitterion (Jayasumana *et al.*, 2014). Como resultado, presenta propiedades ácido-base polar con una elevada solubilidad en agua (ver figura 1). De acuerdo con Muñoz (2020),

los compuestos con una carga positiva y una negativa pueden actuar como compuestos organocatalizadores y pueden servir de intermediarios para la síntesis de moléculas más complejas y tienen una alta reactividad en sistemas biológicos a través de establecer puentes de hidrógeno (figura 1).

Dada las características antes mencionadas, la molécula es muy estable en suelo y agua, aunque se ha determinado una vida media en suelo de 1 a 142 días y en agua puede llegar hasta 92 días (Annett *et al.* 2014; Jayasumana *et al.*, 2014). Al entrar al medio acuoso, la molécula tiende a degradarse en tres principales metabolitos secundarios: ácido aminometilfosfónico (AMPA),

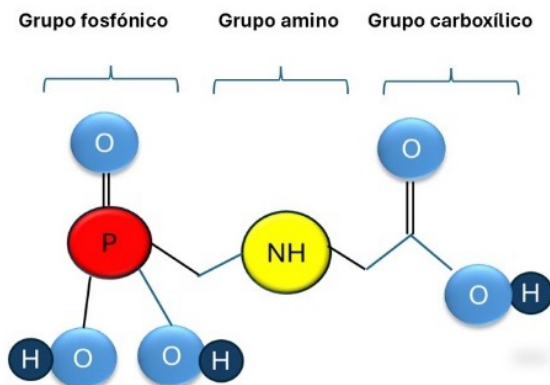


Figura 1. La molécula de glifosato pertenece a la familia de los compuestos organofosfónicos análogo al aminoácido glicina. Su nombre deriva de la palabra (gli)cina (fos)fon(ato).

ácido glioxílico y sarcosina con liberación del grupo fosfato (ver figura 2). No obstante, dependiendo la presencia de iones o compuestos quelantes, el glifosato forma cadenas muy estables con metales de alta densidad como el calcio, magnesio, estroncio, cromo, níquel, cobalto y plomo (Jayasumana *et al.*, 2014). En cuerpos de agua superficiales se ha detectado la co-ocurrencia de glifosato-AMPA-fósforo de manera consistente, siendo más frecuente AMPA-fósforo que glifosato-fósforo (Carles *et al.*, 2019). Sin embargo, se ha reportado la co-ocurrencia de glifosato-AMPA en cuerpos de agua eutrofizados de $0.9 \pm 0.02 \mu\text{g/L}$, mientras que en ambientes oligotróficos los valores son de $0.32 \pm 0.05 \mu\text{g/L}$ y en ambientes con altos niveles de fósforo (hiper-eutrofizados) se observan altas concentraciones de AMPA (Carles *et al.*, 2019). Lo anterior nos indica que en cuerpos de agua con problemas de eutrofización o con presencia de contaminantes inorgánicos, la molécula es más persistente e interactúa con compuestos inorgánicos como los metales pesados.

Aplicando un análisis de simulación en la degradación molecular y generación de subproductos (software ToxRead®), se observa que la molécula podría degradarse en ocho familias de metabolitos secundarios (ver figura 3). Muchos de los cuales son altamente reactivos tanto ambiental como biológicamente debido a que inducen procesos metabólicos oxidativos lo que induce especies reactivas de oxígeno (ROS). Dicha especiación es la fase inicial por la cual el GLY induce reacciones de estrés oxidativo con efecto en biomoléculas tales como los fosfolípidos, proteínas y aminoácidos.

Aun cuando el glifosato es soluble en agua $10 - 15.7 \text{ g/l}$, la capacidad de la molécula de establecer puentes con partículas suspendidas favorece su inalterabilidad en el ambiente. Es un hecho de que el glifosato y el AMPA son moléculas contaminantes de cuerpos de agua, por lo que existen estudios que demuestran la presencia de glifosato en diversos cuerpos de agua en el mundo (tabla 1) y, por tanto, representan un riesgo de exposición para los organismos acuáticos, así

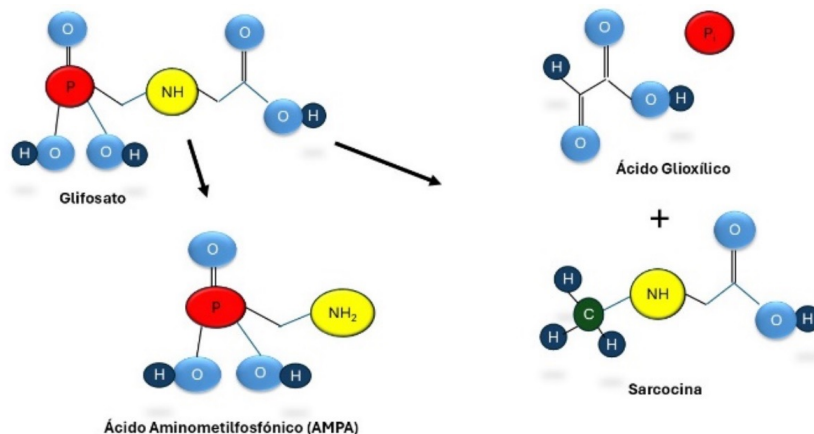


Figura 2. Degradación de glifosato al contacto con agua. Se generan tres principales metabolitos secundarios y la liberación del grupo fosfato.

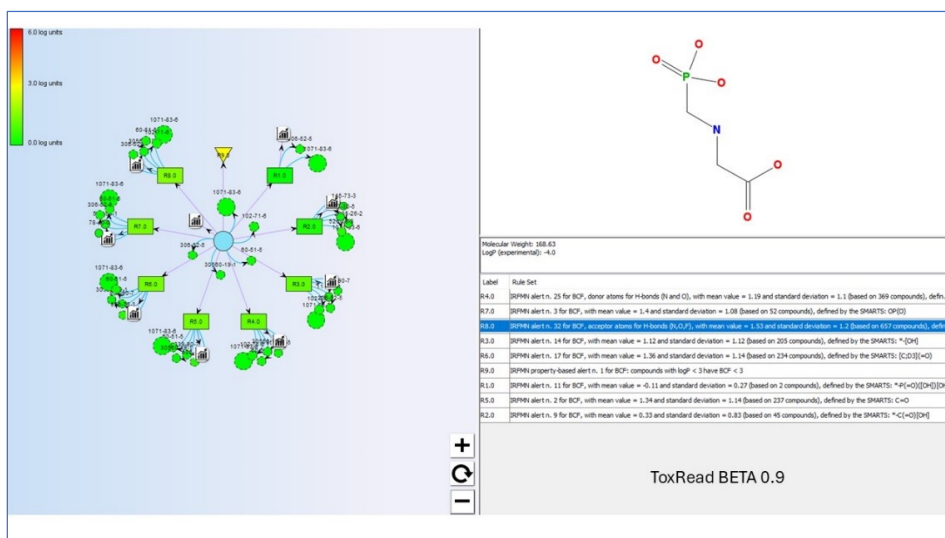


Figura 3. Resultados del análisis en ToxRead de la molécula glifosato. El diagrama muestra en una primera degradación en una molécula que corresponde al AMPA y en un subsecuente momento la generación de ocho familias de compuestos menores.

Tabla 1. Concentraciones promedio de Gly reportadas en cuerpos de agua superficiales (ríos y embalses) en diferentes regiones del mundo.			
Región	Glifosato µg/L	AMPA µg/L	Referencia
Estados Unidos	<0.075 - 22.25	ND	Annet <i>et al.</i> (2014)
Canadá	0.01-105.13	ND	Annet <i>et al.</i> (2014)
Francia	<0.1 – 86	ND	Annet <i>et al.</i> (2014)
Argentina	0.1 a 700	ND	Annet <i>et al.</i> (2014)
Argentina	<3.0 – 0.7	ND	Ronco <i>et al.</i> (2016)
Argentina	0.06 – 0.18	0.10 – 0.3	Primost <i>et al.</i> (2017)
Argentina	1.24 - 67.6	0.75 - 7.91	Alonso <i>et al.</i> (2018)
Argentina	1.3 – 2.0	ND	Lutri <i>et al.</i> (2019)
Australia	1.8 ± 2.2	ND	Okada <i>et al.</i> (2020)
China	<0.05 – 2.09	ND	Geng <i>et al.</i> (2021)
Italia	<0.05 – 0.5	ND	Suciu <i>et al.</i> (2023)
Alemania	28.0 – 371.0	ND	Matos <i>et al.</i> (2023)

como una alta probabilidad de que se incorpore al ciclo del agua y la red trófica (Annett *et al.*, 2014).

En los últimos años, algunos reportes han mostrado que tanto el glifosato como su metabolito AMPA están presentes en agua superficial y en la subterránea e incluso presente en agua de lluvia. Hasta el momento la contaminación en cuerpos de agua está fuertemente asociada a las zonas con alta actividad agrícola o en aquellas zonas en donde se emplea frecuentemente glifosato (Geng *et al.*, 2021). De acuerdo con Damián Marino, algunas de las zonas en las que se ha detectado glifosato y su metabolito en altas concentraciones seguido de zonas agrícolas son los parques, jardines o camellones en las zonas urbanas por el uso de los servicios urbanos para el control de herbáceas (Marino D., *com. pers.* 2023).

Es importante resaltar que los sitios en los cuales se ha encontrado glifosato en agua, se ha asociado principalmente a el uso del her-

bicida en cultivos transgénicos. Con base en estudios realizados por Aparicio *et al.* (2013) y Bonansea *et al.* (2017) en ríos afectados por la agroindustria de la soya transgénica dependiente de glifosato en Argentina, se ha reportado en sedimento concentraciones promedio de 127.4 µg/kg de GLY y 324 µg/kg de AMPA, en sólidos suspendidos totales SST de 362 µg/kg de GLY y 734 µg/kg de AMPA y en agua superficial de 2.4 µg/L de GLY y 54.8 µg/L de AMPA. Con base en lo anterior, se observa que el GLY y el AMPA tienden a acumularse en sedimentos en un ~30 %, en sólidos suspendidos totales en un ~65% y en el agua superficial en un ~5 % (ver figura 4).

En otras palabras, el glifosato se acumula con mayor frecuencia en los sedimentos y la molécula AMPA es más afín a permanecer en la columna de agua.

En México, los estudios que cuantifican residuos de glifosato en cuerpos de agua superficiales son escasos en comparación con

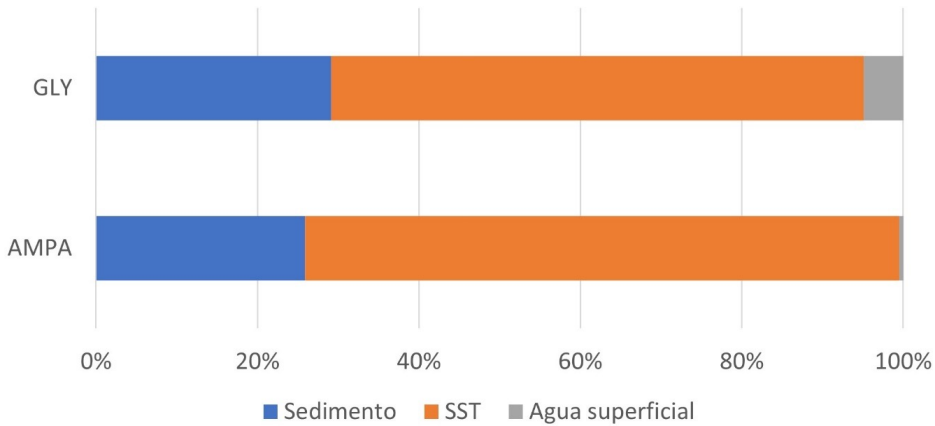


Figura 4. Porcentaje de distribución de glifosato (GLY) y ácido aminometilfosfónico (AMPA) en sedimento, sólidos suspendidos totales (SST) y agua superficial en ríos en zonas con alta actividad agrícola de soja transgénica, dependiente de GLY. Los porcentajes están calculados con base en datos reportados por Aparicio *et al.*, 2013 y Bonansea *et al.*, 2017.

otros países (tabla 2). Por ejemplo, Reynoso *et al.* (2020) reportaron en la localidad de Tenampulco, Puebla, la presencia de GLY a lo largo de un año en rangos de 0.14 a 3.15 $\mu\text{g/L}$, mientras que Silva-Madera *et al.* (2021) reportaron concentraciones bajas en rangos de 0.05 y hasta 0.51 $\mu\text{g/L}$ como valor máximo en el lago de Chalco y sitios en el río Zula, estado de Jalisco en donde hay una actividad de agricultura intensiva en la producción de agave. A pesar de la presencia de glifosato en cuerpos de agua superficial,

la mayoría de los reportes coinciden en que es muy poco frecuente detectar glifosato y AMPA en cuerpos de agua subterráneos por lo que todo indica que su capacidad de infiltración hacia los acuíferos es baja. Sin embargo, en regiones como la península de Yucatán donde los suelos predominantes son kársticos, la tasa de infiltración de glifosato puede ser muy alta, por lo que se ha encontrado este compuesto en agua de pozo en Campeche (Rendón-von Osten y Dzul-Caamal, 2017).

3. Efectos en organismos acuáticos

Hasta el momento, en la mayoría de las especies acuáticas se observan efectos tóxicos a diferentes niveles de organización biológica, que incluyen el desarrollo embrionario hasta alteraciones morfogénicas, neuronal, metabólico y endócrino (Arellano-Aguilar y Montero Montoya, 2017). En los últimos

reportes, es evidente que los mecanismos de acción involucrados están relacionados con la inducción de radicales libres en el metabolismo oxidativo del glifosato, cuyos efectos están asociados con los procesos de genotoxicidad, mutagenicidad y alteracio-

Tabla 2. Concentraciones de Glifosato y AMPA en agua superficial y subterránea en México.				
Lugar	Glifosato µg/L	AMPA µg/L	Tipo de muestra de agua	Referencia
Campeche, Veracruz, Jalisco, Yucatán y Nayarit, México	ND – 0.02 ± 0.04	ND – 0.58 ± 1.00	Superficial	Rendón-von Osten <i>et al.</i> (2025)
	3.9 ± 3.8	4.8 ± 2.8	Subterránea	
Jalisco, México	< LOD – 510.0	ND	Superficial	Silva-Madera <i>et al.</i> (2021)
México, Puebla	< LOD – 4.36	ND	Superficial	Reynoso <i>et al.</i> (2020)
	< LOD – 3.17 ± 0.33	ND	Subterránea	
México, Campeche	ND – 1.57	ND	Subterránea	Rendón-von Osten y Dzul-Caamal (2017)
	ND – 0.78	ND	Agua potable embotellada	
Sinaloa, México	4.6	ND	Superficial	Arellano-Aguilar y Rendón (2016)
Laguna de términos, México,	2.0	ND	Superficial	
Champlotón, México	2.4	ND	Superficial	
Yucatán, México	2.6	ND	Superficial	
Quintana Roo, México	0.60	ND	Superficial	Ruiz-Toledo <i>et al.</i> (2014)
México, Chiapas	0.13 – 36.71	ND	Superficial	
	0.13 – 18.43	ND	Subterránea	

nes en la función de biomoléculas(Bastos-Concalves *et al.*, 2019).

De acuerdo con Tresnakova *et al.* (2021), el GLY y sus productos de degradación tienen una concentración letal media (LC₅₀) en rangos que van de 5 a 1,000 mg/l, dependiendo del grupo taxonómico y los tiempos de exposición (figura 5). El rango que se observa entre especies de peces dulceacuícolas, anfibios e invertebrados acuáticos, muestra que los anfibios son más sensibles que los peces e incluso que los invertebrados acuáticos, los cuales sería un grupo taxonómico que responde a un rango intermedio (figura 5). Por otro lado, las especies fotosintéticas, incluyendo al grupo de plantas son aún más sensibles que los anfibios y eso se explica por el mecanismo de acción del GLY como se ha mencionado anteriormente.

De acuerdo con Bastos *et al.* (2019), los efectos letales y subletales en plantas fotosintéticas (macrofitas, fito y zooplanctón), incrementan procesos de eutrofización y causan a su vez aumento en las poblaciones de cianobacterias como *Microcystis aeruginosa* y *Cylindrospermopsis raciborkii*. En general, los efectos tóxicos inciden en la disponibilidad de alimentos de los cuales dependen toda la red trófica acuática (ver figura 5). A partir de lo anterior, se puede deducir que los efectos de la contaminación en cuerpos de agua por GLY tienen efectos a nivel trófico de manera generalizada y que la sola medición de toxicidad en exposición aguda no es suficiente para determinar los riesgos y daños ambientales de la aplicación del GLY o sus efectos en los ecosistemas acuáticos.

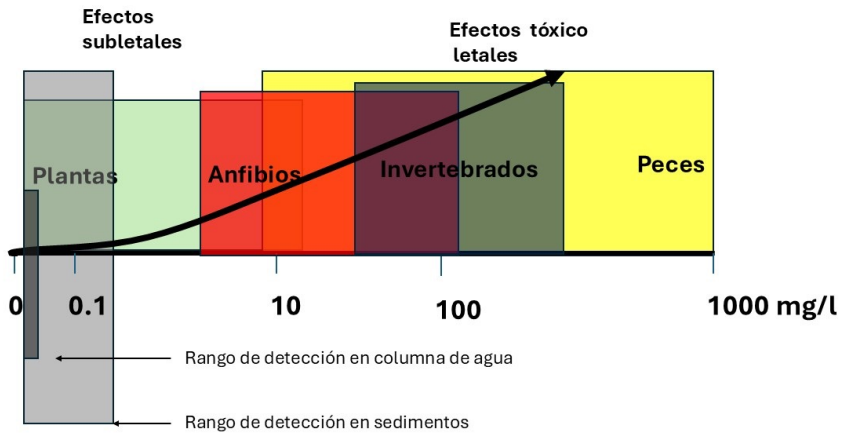


Figura 5. Rango de concentraciones de Glifosato que producen efectos en organismos acuáticos. Elaboración propia con base en datos de Bastos *et al.* (2019) y Tresnakova *et al.* (2021).

4. Límites permisibles en México y otros países

La contaminación ambiental de sustancias químicas como el glifosato está regulada en algunas partes del mundo, considerando aspectos toxicológicos, de persistencia y bioacumulación en la red trófica. En los países de la Unión Europea, la regulación de sustancias químicas en cuerpos de agua superficiales y subterráneos se establece mediante Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE en concordancia con la Ley de Plaguicidas de la Unión Europea- Regulación (EC) 1107/2009 (PAN 2023). Dependiendo del país miembro de la Unión Europea, pero siguiendo la DMA, los residuos de GLY no deben exceder 0.1 µg/l para consumo huma-

no y 86.7 µg/l para aguas continentales (Dirección General de Agua, 2021). En Estados Unidos, la *Drinking Water Act* estableció desde 1992 una regulación para el glifosato en agua potable, considerando que no debe exceder la concentración de 100 µg/L.

En México no existe ningún tipo de regulación que establezca los límites máximos permitidos del glifosato y el AMPA en cuerpos de agua superficiales o subterráneos, ni para consumo humano, lo anterior es un reflejo del rezago que se tiene en materia de regulación ambiental de sustancias químicas, incluyendo la regulación para agua potable.

5. Referencias

- Alavez, V., Álvarez-Buylla, E., Piñero-Nelson, A., Wegier, A., Serratos-Hernández, A., Nieto-Sotelo, J. (2013). Las líneas de maíz transgénico disponibles para la agricultura: promesas, hechos y potencial en el contexto de México p. 61-86. En: El Maíz en peligro ante los transgénicos (Elena Álvarez-Buylla, Alma Piñero Nelson (Coords.) Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades, UNAM México.
- Alianza Agrícola Moderna. (2024). Bayer liderea una nueva coalición para defender el acceso de los agricultores estadounidenses al glifosato y otras herramientas de protección de cultivos. AgriBusiness Global, 5 abril 2024.
- Alonso, L. L., Demetrio, P. M., Etchegoyen, M. A., Marino, D. J. (2018). Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the Pampas region in Argentina. *Science of the Total Environment*, 645: 89-96.
- Annett, R., Habibi, H., Hontela, A. (2014). Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal Applied of Toxicology* 34: 458-479.
- Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P., Costa, J. L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9): 1866-1873.
- Arellano-Aguilar O., Montero-Montoya R. (2014). Glifosato y los cultivos transgénicos en México pp. 153-164. En: Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México, Fernando Bejarano (Coord.) Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México A.C. (RAPAM).
- Arellano-Aguilar, O., Rendón von Osten, J. (2016). La huella de los plaguicidas en México. https://www.greenpeace.org/static/planet4-mexico-stateless/2018/11/30b49459-30b49459-plaguicidas_en_agua_ok_em.pdf
- Bastos-Concalves, B., Cardoso Giaquinto, P., dos Santos Silva, D., de Melo e Silva Neto, C., Alves de Lima, A., Brito Darosci, A., Laco Portinho, J., Carvalho, W., Los Rocha, R. (2019). Ecotoxicology of Glyphosate-based herbicides on Aquatic Environment. En: Organic Pollution. IntechOpen. Bonansea, R. I., Filippi, I., Wunderlin, D. A., Marino, D. J. G., & Amé, M. V. 2017. The fate of glyphosate and AMPA in a freshwater endorheic basin: An ecotoxicological risk assessment. *Toxics*, 6(1), 3.
- Bonansea, R. I., Filippi, I., Wunderlin, D. A., Marino, D. J. G., Amé, M.V. (2017). The fate of glyphosate and AMPA in a freshwater endorheic basin: An ecotoxicological risk assessment. *Toxics*, 6(1): 3.
- Carles L., Gardon H., Joseph L., Sanchís J., Farré M., Artigas J. (2019). Meta-analysis of glyphosate contamination in surface water and dissipation by biofilms. *Environmental International* 124: 284-293.
- Dirección General de Agua. (2021). Guía para la evaluación del Estado de las Aguas Superficiales y Subterráneas. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Secretaría de Estado de Medio Ambiente, España. 10.11.
- DOF. (2025). Decreto de reformas a la Constitución Política, en materia de conservación y protección de los maíces nativos. Diario Oficial de la Federación marzo 17, 2025.
- Fundación Antama. (2024). Nuevas tecnologías en agricultura, medio ambiente y alimentación (<https://fundacion-antama.org> consulta septiembre 2024)
- Geng, Y., Jiang, L., Zhang, D., Liu, B., Zhang, J., Cheng, H., Liu, X. (2021). Glyphosate, aminomethylphosphonic acid, and glufosinate ammonium in agricultural groundwater and surface water in China from 2017 to 2018: Occurrence, main drivers, and environmental risk assessment. *Science of The Total Environment*, 769, 144396.

- Greenpeace. (2016). La huella de los plaguicidas en México. https://www.greenpeace.org/static/planet4-mexico-stateless/2018/11/30b49459-30b49459-plaguicidas_en_agua_ok_em.pdf
- Jayasumana, C., Gunatilake, S., Senanayake, P. (2014). Glyphosate, hard water and nephrotoxic metals: are they the culprits behind the epidemic of chronic kidney disease of unknown etiology in Sri Lanka? *International Journal Environmental Research Public Health*, 11: 2125-2147. 15.
- Montero-Montoya, R., Suárez-Larios, K., Serrano-García, L. (2023). Paraoxon and glyphosate induce DNA double-strand breaks but are not type II topoisomerase poisons. *Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental Mutageneses*, 890: 503657.
- Muñoz, G. (2020). Síntesis de compuestos zwitteriónicos quinolínicos. Facultad de Ciencias Químicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Okada, E., Allinson, M., Barral, M. P., Clarke, B., y Allinson, G. (2020). Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) are commonly found in urban streams and wetlands of Melbourne, Australia. *Water Research*, 168: 115139.
- PAN (2023). Glyphosate is polluting our water-all cross Europe. PAN European Water Report. Pesticide Action Network Europe, 2023 supported by Greens/EFA group in the European Parliament.
- Primost, J., Marino, D., Aparicio, V., Costa, J., Carriquiriborde, P. (2017). Glyphosate and AMPA “pseudo-persistent” pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina. *Environmental Pollution* (2017): 771-779.
- Rendon von Osten, J., Borges-Ramírez M., Ruis-Velazco, N., Helguera, E., Arellano-Aguilar, O. Peregrina-Lucano, A., Lozano-Kasten, F. 2025. Glyphosate and AMPA in Groundwater, Surface Water, and Soils Related To Different Types of Crops in Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 114(3): 1-8.
- Rendón von Osten J, Dzúl-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. Environ. Res. Public Health* 2017, 14: 595; doi:10.3390/ijerph14060595
- Reynoso, E., Peña, R., Reyes, D., Chavarin-Pineda, Y., Palchetti, I., Torres, E. (2020). Determination of glyphosate in water from a rural locality in México and its implications for the population based on water consumption and use habits. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17, 7102.
- Silva-Madera, R., Salazar-Flores, J., Peregrina-Lucano, A., Mendoza-Michel, J., Ceja-Gálvez, H., Rojas-Bravo, D., Reyna-Villela, M., Torres-Sánchez, E. 2021. *Water Air Soil Pollution*, 232:43.
- Tresnakova N., Stara A., Velisek J. (2021) Effects of Glyphosate and Its Metabolite AMPA on Aquatic Organisms. *Applied Science*, 2021: 11, 9004.

Glifosato en México:
Impacto ambiental y exposición humana



Glifosato en orina humana

*Norma G. Ruiz Velazco Sandoval
y Felipe de Jesús Lozano Kasten**

Departamento de Salud Pública,
Universidad de Guadalajara

* Autor de correspondencia

1. Introducción

Con el paso de los años los plaguicidas han logrado ganar cada vez más terreno entre los agentes ambientales causantes de daño a la salud individual y pública, especialmente en los países en vías de desarrollo, esto gracias al inadecuado uso de los mismos en la producción, aplicación y disposición final de los residuos (Verona-Uribe *et al.*, 2006).

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) define a los plaguicidas como: “Cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, incluyendo los vectores de enfermedades humanas o de los animales, las especies no deseadas de plantas o animales que causan perjuicio o que interfieren de cualquier otra forma en la producción, elaboración, almacenamiento, transporte o comercialización de alimentos, productos agrícolas, madera y productos de madera o alimentos para animales, o que pueden administrarse a los animales para combatir insectos, arácnidos u otras plagas en o sobre sus cuerpos” (FAO, 2006).

El GLY (plaguicida organofosfónico) figura en los primeros lugares de los herbicidas más utilizados a nivel mundial. Lo anterior a pesar de que, en el 2015, la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) lo declaró como potencial carcinógeno (IARC, 2018). Cabe resaltar que el uso del GLY en la producción agrícola se ha incrementado hasta 15 veces más desde el año 1995, esto gracias a la llegada de los cultivos genéticamente modificados que dan como resultado plagas mayormente resistentes (Mac Loughlin, 2017).

En México, a partir de la aparición de la llamada Revolución Verde, aumentó de manera significativa el uso de plaguicidas gracias a que los agricultores reconocieron la efectividad de estos productos en el control de la mal llamada “maleza”. Desde entonces, su comercialización tiene un valor anual en el mercado nacional de aproximadamente 15,684 millones de pesos, siendo el segundo insumo más valioso para la industria agrícola, después de los fertilizantes (Coordinación General de Contaminación y Salud Ambiental, 2018).

La entrada del GLY en el mercado fue en la década de 1970, impulsada principalmente por su eficacia para controlar diferentes especies de plantas y su asociación con organismos genéticamente modificados (OGM) diseñados para resistir al GLY (Torreta *et al.*, 2018). El GLY es un herbicida ampliamente utilizado, actúa inhibiendo la enzima EPSP sintasa, fundamental para la síntesis de aminoácidos aromáticos en las plantas, lo que en última instancia conduce a la muerte de la planta (Kubsad *et al.*, 2019).

El aumento del consumo de herbicidas a base de glifosato (HBGs) durante más de cuatro décadas ha generado una creciente preocupación por sus posibles efectos tóxicos sobre el medio ambiente y las consecuencias para la salud humana como resultado de los residuos de este grupo de plaguicidas encontrados en los alimentos. Varias agencias reguladoras en diferentes países han planteado opiniones controvertidas sobre la seguridad del GLY. La exposición repetida a esta sustancia química activa en los HBGs puede tener efectos negativos para la salud, inclui-

dos daños en órganos y sistemas críticos de las poblaciones expuestas, como el sistema endocrino, respiratorio, digestivo, nervioso y tegumentario (Marino *et al.*, 2021; Soares *et al.*, 2021).

La presencia de GLY en la orina de niños y adultos revela preocupaciones significativas ya que indica exposición a este herbicida y sus posibles efectos adversos en la salud (Gómez-Ruiz *et al.*, 2023). Los estudios analizados indican que el GLY, tanto en su forma pura como en formulaciones que incluyen adyuvantes, puede inducir cambios epigenéticos y afectar la salud renal, lo que resulta en un riesgo potencial de enferme-

dades crónicas (Benbrook, 2016). Además, se resalta que los niños, debido a su menor peso corporal y mayor ingesta de alimentos, están expuestos a niveles más altos de GLY en comparación con los adultos, lo que subraya la necesidad de considerar estas diferencias en las evaluaciones de riesgo (Reeves *et al.*, 2019).

Los estudios también han evidenciado la toxicidad asociada a los adyuvantes etoxilados en productos a base de GLY, lo que sugiere que la exposición a estos compuestos podría tener implicaciones serias para la salud humana (Panzacchi *et al.*, 2018).

2. Exposición a Glifosato

Cuando hablamos de exposición, nos referimos al contacto con sustancias químicas, biológicas o físicas que tienen un efecto perjudicial en la salud y que son encontradas en los distintos medios para el desplazamiento de contaminantes, por ejemplo: aire, agua, alimentos o suelo (National Cancer Institute, *s.f.*)

Según la Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (Conahcyt, 2020) la exposición humana a distintos agrotóxicos sucede de manera frecuente, tanto en contextos rurales como urbanos, debido al incremento masivo de su uso en el mundo, lo cual nos indica que la mayoría de la población esta de alguna u otra forma en contacto con éstos. Por ejemplo, en el estudio de Gómez-Ruiz *et al.* (2023), se encontraron herbicidas tales como molinato, 2-4D y glufosinato en muestras de orina de neonatos cuyas madres no tenían relación algu-

na con trabajos agrícolas. Lo que nos lleva a suponer que dicha exposición se pudo haber dado en jardines urbanos o a través de la alimentación consumida por la madre.

Como se puede observar, una persona puede estar expuesta a agroquímicos como el GLY a través de diversas fuentes, las más comunes suelen ser su espacio laboral (jardinería, agricultura, industria agroquímica) o mediante el contacto con un medio ambiente contaminado por el agroquímico, por ejemplo: alimentos, agua, aire, tierra, ropa, etc. como veremos a continuación.

Exposición laboral

La exposición a GLY en el espacio laboral trae consigo un alto riesgo para la salud, ya que significa que las probabilidades de que el tóxico puede bioacumularse en el cuerpo a través de diversas vías (oral, dérmica, ocular, nasal) son mayores al estar ante el herbicida

por largos plazos y de manera continua. Por ejemplo, Castillo Cuellar y Lozano Kasten (2021), describen algunas características de la ruta de exposición en la que se encuentran mujeres trabajadoras de una comunidad agrícola durante el proceso de siembra:

En la etapa de la siembra, el medio de contacto con cada sustancia es de manera directa, utilizando como vía de exposición la inhalación y el contacto cutáneo, ya que las mujeres los esparcen en el terreno de siembra directamente con las manos, sin protección alguna en ninguna parte del cuerpo.

Cabe mencionar que la mayoría de los trabajadores agrícolas cuentan con poca o nula capacitación para el manejo de agrotóxicos. El método de aplicación suele ser explicado de manera causal por el vendedor de la tienda de agrotóxicos, quien le explica cómo, cuándo, para qué y dónde usarlos, todo esto desde el mostrador de la tienda y no en la parcela, omitiendo, seguramente por desconocimiento, todos los efectos que estos productos químicos pueden tener para la salud humana y ambiental (Peregrina-Lucano *et al.*, 2021). Según Verona *et al.*, (2009) en su estudio titulado “*Evaluación de los efectos del GLY y otros plaguicidas en la salud humana en zonas objeto del programa de erradicación de cultivos ilícitos*” sólo el 19 % de los trabajadores fueron capacitados alguna vez en su vida, además, la mayoría no solía usar equipo de protección personal (EPP) para la aplicación del herbicida, pues lo consideran innecesario, incluso aquellos que manifestaron haber tenido síntomas de intoxicación como dolor de cabeza y náusea durante las aplicaciones. Estos resultados son coinci-

dentes con los obtenidos por Gordon y Marrugo Negrete (2017) donde solo el 17 % de los trabajadores aseguran usar EPP en el momento de la aplicación de agroquímicos y con los mencionados por Castillo Cuellar y Lozano Kasten (2021) en su estudio realizado con mujeres productoras, en el cual ninguna de ellas usaba guantes o mangas al momento de esparcir GLY en sus parcelas.

No solo la aplicación de estas sustancias es inadecuada, sino que su manejo y almacenamiento también se convierten en un riesgo sanitario para los trabajadores que hacen uso de ellas, por ejemplo: 1. Muchos trabajadores agrícolas acostumbran resguardar los agroquímicos en sus casas o patios que son de libre acceso a toda la familia, incluyendo a las infancias; 2. Los envases suelen ser reutilizados para almacenar otros productos agrícolas y, ocasionalmente agua; 3. Estos productos no suelen tener ninguna restricción para su compra-venta, cualquier persona, de cualquier edad, puede acceder a estos (Vega-Fregoso, 2021; Verona *et al.*, 2009).

Guzman-Torres *et al.* (2023) menciona que, aquellos niños que son hijos de padres agricultores, tienen 3 veces más riesgo de exposición a plaguicidas que quienes sus padres tienen otro oficio o profesión. Otro ejemplo lo presenta Tamaro *et al.* (2018), con su estudio de cohorte en el cual analizaron muestras de polvo provenientes de vehículos y hogares de trabajadores agrícolas expuestos a organofosforados, encontrando que las concentraciones medias de los plaguicidas estudiados superaron los niveles encontrados en aquellos hogares en los que no vivía un agricultor.

Exposición en entornos contaminados

La presencia de GLY está muy extendida en los ecosistemas. El GLY se puede encontrar en partículas en el aire emitidas por carreteras, suelos, sedimentos, agua y polvo doméstico. Aunque todas las personas estamos expuestas a los agroquímicos a través de diferentes vías de exposición, es innegable que el riesgo es mayor en comunidades agrícolas. Lo anterior debido a la cercanía de sus casas con campos asperjados con los agroquímicos (Ospina, *et al.*, 2022).

Diversos estudios mencionan que el determinante geográfico juega un papel importante para la exposición a plaguicidas. En una cohorte de dos años realizada en comunidades cercanas a granjas en Chile Muñoz-Quezada *et al.* (2020), hallaron que todos los niños evaluados tenían más de dos metabolitos de plaguicidas urinarios. Rendón-Von Osten y Dzul-Caamal (2017), encontraron que las concentraciones medias de GLY en las muestras de orina de las personas que vivían y trabajaban dentro de las zonas agrícolas de Francisco J. Mújica fueron superiores a las de las personas que vivían en la ciudad de Campeche. Por su parte, en México la presencia de GLY se detectó en el 100% de los niños de dos comunidades agrícolas (Sierra-Díaz *et al.*, 2019).

Según Mamane, *et al.* (2015), en su revisión de literatura titulada *Environmental exposure to pesticides and respiratory health*, la mayoría de las investigaciones consultadas demostraron que las personas, especialmente los niños, que habitan en zonas agrícolas están más expuestos a plaguicidas debido a su trabajo o por la proximidad residencial a los campos y por usos domésticos.

En Argentina, buscaron establecer la frecuencia de micronúcleos en células exfoliadas de mucosa bucal en niños de zonas urbanas con exposición ambiental (por inhalación) y compararla con la frecuencia de micronúcleos en niños de regiones urbanas alejadas de las zonas sometidas a fumigación. La presencia de los micronúcleos es una señal que indica el deterioro de la integridad del genoma, ya sea por factores medioambientales y/o de estilos de vida, es decir, esto es un signo de desarrollo de neoplasias. En los resultados se observó una diferencia significativa entre los niños expuestos que vivían a menos de 500m de las zonas fumigadas y los no expuestos (Bernardi *et al.*, 2015).

Exposición a glifosato a través de los alimentos

Una de las principales rutas de exposición a GLY, además de la inhalatoria y por consumo de agua, es la alimentaria. En el estudio multivariado de Mat Sutris *et al.* (2018) se observa que los niños que consumían manzanas con frecuencia tenían un riesgo 4 veces mayor de detección de plaguicidas en comparación con los que consumían manzanas con menos frecuencia. Además, los que consumían pepinos frecuentemente tenían 4 veces más riesgo de detección de plaguicidas que los que no lo hacían. Berman *et al.* (2020) trabajaron con una muestra de 103 niños en la cual buscaban asociar la dieta diaria de los participantes con su exposición a plaguicidas. Los resultados evidenciaron que el consumo de fruta se asocia con mayores niveles de metabolitos DAP en la orina, lo cual evidencio una exposición a plaguicidas organofosforados. Algunas de las muestras reflejaban niveles superiores a los considera-

dos seguros. Por su parte, González-Ortega *et al.* (2017) encontraron presencia de GLY en diferentes alimentos hechos a base de maíz tales como tortillas, cereales, harinas y totopos. Se detectaron residuos de glifosato y AMPA en el 30 % de las muestras con eventos transgénicos.

Algunos autores como Bradman *et al.* (2015) aseguran que una dieta orgánica dis-

minuye las concentraciones de plaguicidas en la orina. Los resultados de Fagan *et al.* (2020) coincide con lo anterior ya que en su estudio demostraron que una dieta orgánica aplicada a niños de entre 4 y 15 años de edad, produjo una disminución de los niveles de glifosato en orina del 71 % y de su metabolito AMPA del 76 %.

3. Ruta de exposición

El GLY, al igual que todos los agentes químicos, tiene una ruta de exposición, es decir, un camino que sigue desde la fuente donde se genera hasta el interior del cuerpo humano (Burger y Fernández, 2004). Debido al amplio uso de este agroquímico, la exposición a este compuesto puede ocurrir en

diferentes contextos, afectando tanto a trabajadores agrícolas como a la población en general (figura 1). Comprender esta dinámica resulta útil para evaluar los riesgos a la salud y desarrollar estrategias de prevención que disminuyan o eliminen el contacto con el agente (ATSDR, 2019).

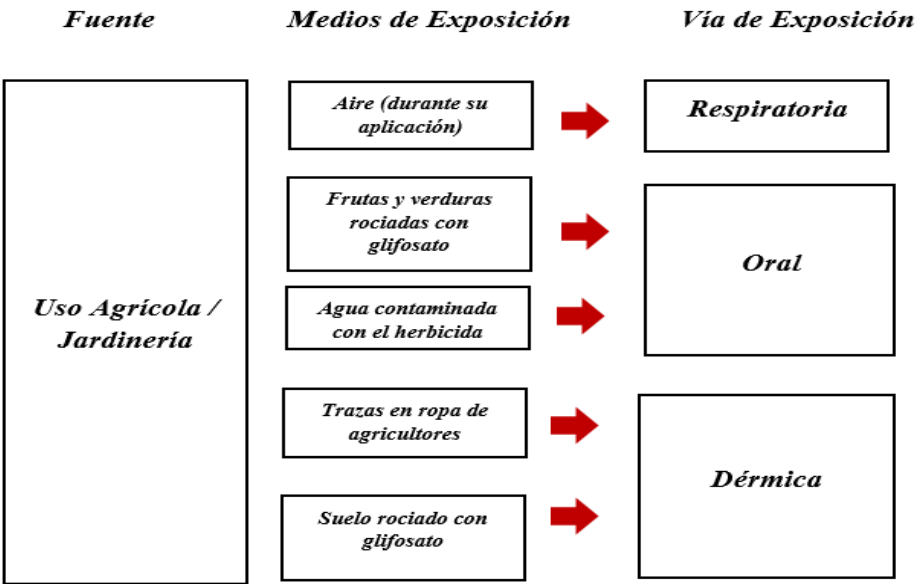


Figura 1. Ruta de exposición a Glifosato en el ser humano.

4. Salud humana y glifosato

Los efectos ocasionados por exposición al GLY pueden ser daños en órganos, efectos en la reproducción y en el desarrollo, efectos inflamatorios e inmunomoduladores y carcinogenicidad (figura 2) (Marino *et al.*, 2021).

El GLY desempeña un papel como imitador de hormonas (Hokanson *et al.*, 2007)

siendo anti estrogénico de manera dependiente de la hormona y de la dosis (Gasnier *et al.*, 2009). El GLY y los productos a base de GLY influyen en el destino de las células productoras de hormonas o que responden a ellas mediante cambios directos o indirectos en la diferenciación, proliferación, apoptosis, reparación del ADN, hipoxia, mutagé-

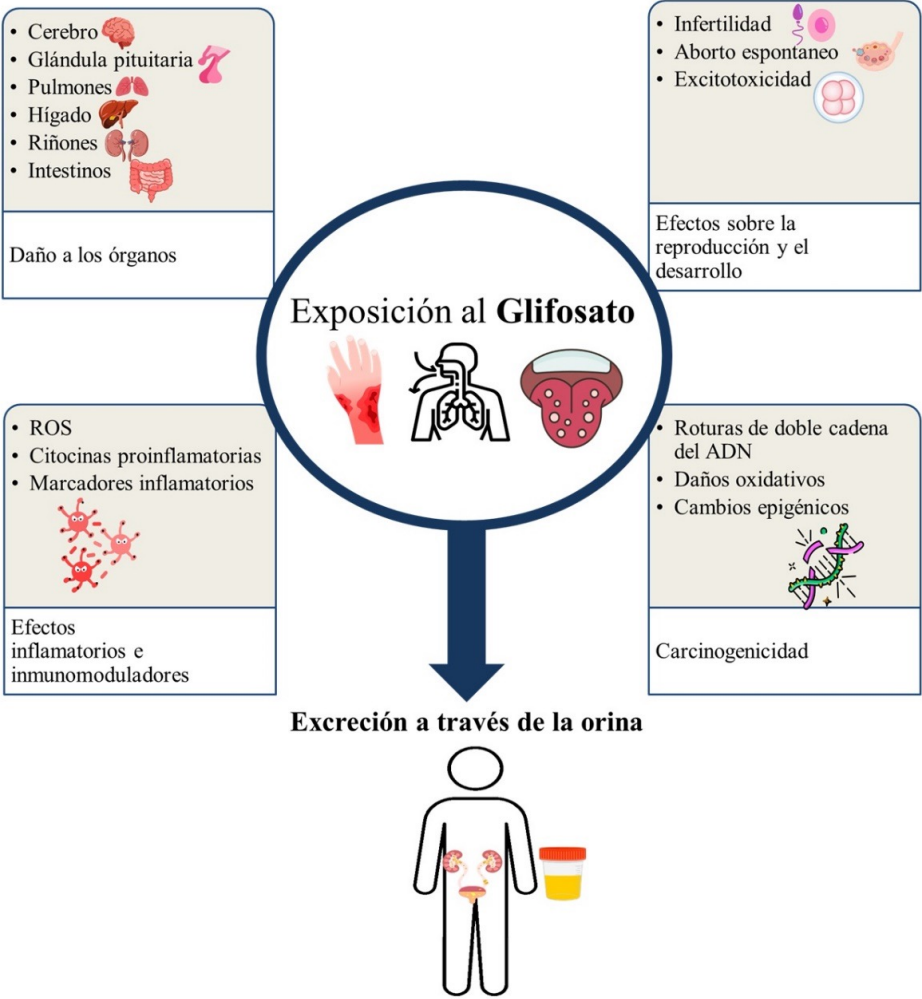


Figura 2. Esquema general de los efectos inducidos por el glifosato y su excreción a través de la orina. Adaptado de Marino *et al.* (2021).

nesis y migración de células endocrinas efectoras (Benachour y Seralini 2008; Li *et al.*, 2013; Sritana *et al.*, 2018).

Debido al aumento del consumo de herbicidas a base de GLY a escala mundial, se han desarrollado muchos estudios para conocer los efectos de estas sustancias en diferentes organismos (Gillezeau *et al.*, 2019). Además, estas sustancias pueden tener efectos negativos sobre la salud humana. Estudios observacionales mostraron que el GLY y las formulaciones basadas en esta sustancia activa causan irritación ocular grave e irritación cutánea moderada (Bradberry *et al.*, 2004). La Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas clasifica al GLY como un irritante ocular, y se han reportado varios casos de toxicidad sistémica por vía ocular en diferentes estudios clínicos con efectos en diferentes órganos del cuerpo (Garraleta *et al.*, 2022). Se han detectado algunos efectos tóxicos en humanos tras la ingestión de HBGs, donde la exposición crónica a GLY puede afectar la función gastrointestinal, pulmonar, renal y hepática (Samsel y Seneff, 2013).

Durante muchos años, el GLY se presentó como una alternativa menos impactante a plaguicidas más peligrosos (Cook, 2019). Por ejemplo, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) describe al GLY como improbable cancerígeno para los humanos. Recientemente, el *European Union Assessment Group on Glyphosate* determinó que el GLY es seguro para su uso y recomendó que fuera desclasificado como cancerígeno (ATSDR, 2020).

Sin embargo, desde el 2010 han surgido diversas opiniones acerca de la seguridad para la salud humana del GLY (ATSDR, 2020). Por ejemplo, como lo menciona-

mos al inicio de este capítulo, en el 2015 la IARC lo clasificó como categoría 2A, es decir, probablemente cancerígeno, misma postura que ratificó en el año 2017 (IARC, 2018). Sumado a lo anterior, los científicos están descubriendo cada vez más que el GLY plantea probables riesgos para la salud. Diversos estudios sugieren diferentes efectos dañinos del GLY en el cerebro, los pulmones, el hígado, los intestinos y los sistemas reproductivos en investigaciones realizadas con animales (Ospina, 2022). A continuación se presentan algunos ejemplos reportados en la literatura.

Intoxicación por glifosato

Los síntomas de una intoxicación no grave por GLY varían dependiendo de la exposición y de la vía de entrada del agroquímico. Entre las manifestaciones clínicas por inhalación se encuentra la irritación de las vías aéreas; por vía oftálmica puede desencadenar irritación ocular intensa; por vía dérmica sus efectos son la hipersensibilización cutánea, irritación leve y fotosensibilización (Burger y Fernández, 2004).

Sorensen y Gregersen (1999) describen dos casos de intoxicación por GLY, los cuales tuvieron un desenlace fatal. Los síntomas descritos por los autores son dolores orales y de garganta, vómitos, diarrea, acidosis metabólica, edema pulmonar y shock (hipotensión), y arritmias cardíacas dependiendo de las cantidades de GLY ingeridas; por lo general, la muerte se produce al cabo de cierto tiempo (horas/días). Dependiendo de la concentración, el tiempo medio desde la ingestión del herbicida GLY a la muerte es de 26.4 h (3.7-38.5 h).

Hsin-Ling *et al.* (2008) sugieren que los hallazgos más comunes en estos estudios de laboratorio en intoxicación grave son la leucocitosis (68 %), bicarbonato sérico bajo (48.1%) y acidosis (35.8 %). Al comparar las características clínicas y de laboratorio entre los grupos de supervivientes y fallecidos, se identificaron diferencias significativas. El edema pulmonar, la dificultad respiratoria que precisó intubación, el shock (presión arterial sistólica inferior a 90 mm Hg), la alteración de la conciencia, la radiografía de tórax anormal, la insuficiencia renal que requirió hemodiálisis, la mayor cantidad de ingesta (>200 mL) y la hiperpotasemia fueron factores predictivos altamente asociados a malos resultados y mortalidad.

Dos puntos importantes a resaltar son que las grandes cantidades notificadas no causaron necesariamente síntomas graves (rango «moderado» hasta 500 ml), y los síntomas graves (muerte) sólo se produjeron por ingestión oral de herbicida no diluido en cantidades superiores a 85 ml (Sorensen y Gergersen, 1999).

Cáncer y glifosato

Existen diversas opiniones entre las agencias regulatorias acerca de la carcinogenicidad del GLY, por ejemplo, la clasificación de la EPA ha valorado a dicho herbicida como improbable (*“not likely”*) de causar cáncer para los humanos (ATSDR, 2020). Lo anterior con base en la evidencia encontrada en animales y humanos. Por su parte la IARC lo clasificó en categoría 2A “probable carcinógeno”, por su relación con linfoma no Hodgkin (LNH) y menciona que, aunque la evidencia en humanos es limitada, la evidencia en animales es suficiente tanto para LNH como para

el carcinoma de células de túbulo renales, hemangiosarcoma, adenoma de los islotes pancreáticos, tumores de piel, adenoma de células de la tiroides (IARC, 2018).

Rodriguez (2021), explica algunos de los motivos por los cuales las agencias discrepan entre calificar o no al GLY como cancerígeno.

Es usual que existan valoraciones diferentes entre una clasificación técnica y una clasificación con carácter reglamentario porque tienen propósitos diferentes. A diferencia de las agencias reglamentarias, la evaluación de IARC consideró tanto la exposición a la molécula del GLY como a las formulaciones basadas en GLY y al principal producto de degradación de éste, el ácido aminometilfosfónico (AMPA). Las clasificaciones de las agencias reglamentarias estimaron el riesgo solo del ingrediente activo, consideraron únicamente los estudios experimentales y de cohortes y las condiciones de uso en los países respectivos por lo que resultan vinculantes a nivel legal solo para el país de origen ya que las condiciones de uso consideradas en los modelos son las del país que realiza la evaluación y no siempre son extrapolables a otras condiciones (Palencia Domínguez, *et al.*, 2021).

Diversos investigadores están de acuerdo en considerar al agrotóxico como un riesgo latente para la salud humana considerándolo un factor importante en la aparición de cáncer. Según Indio do Brasil da Costa *et al.* (2017), los herbicidas 2,4-D y GLY actúan a través de cinco de los diez mecanismos de carcinogenicidad relevantes por lo que es posible observar que algunos ingredientes activos actúan a través de los mismos mecanismos. Esta cuestión es muy importante

debido a la interacción entre ellos, pues es común que se usen simultáneamente en entornos urbanos y agrícolas.

Ávila-Vázquez *et al.* (2017) buscaron evaluar, mediante un estudio ecológico exploratorio, la contaminación ambiental urbana y las frecuencias y distribución de diferentes tipos de cáncer. Ellos concluyeron que existe una elevada contaminación con GLY asociada a las frecuencias incrementadas de cáncer entre la población estudiada. Aunque el diseño, por su naturaleza, no les permite afirmar causalidades, ellos corroboran la concurrencia de alta exposición a GLY y cáncer, mencionando que se encontró una incidencia, prevalencia y mortalidad de dos a tres veces más elevada que los valores de referencia argentinos.

Después de la clasificación del GLY como probable cancerígeno por parte de la IARC, se realizaron dos estudios de cohorte: uno en la Unión Europea y otro en Estados Unidos de América. En ambos estudios se encontró una asociación con leucemia mieloide y con linfoma no Hodgkin de células B. En la cohorte Salud en la Agricultura en los Estados Unidos, se reportó que, en el cuartil más alto de exposición al GLY, los trabajadores presentaban un riesgo mayor de leucemia mieloide aguda, mientras que, en la cohorte europea, se reportó un incremento del riesgo de NHL (Rodríguez, 2021).

Enfermedad renal de origen desconocido y glifosato

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha denominado a la enfermedad renal de etiología no clara o conocida como “Enfermedad renal crónica de origen no

tradicional” lo anterior debido que su aparición no respondía al origen comúnmente conocido (tal como una enfermedad crónica degenerativa previa). Aunque no existe consenso sobre su causa, en la década de 1990 se identificaron como factores de riesgo a los plaguicidas y el estrés térmico. Gunatilake *et al.* (2009) mencionan que, particularmente, el GLY y el paraquat son probablemente factores agravantes, y pueden ser los factores principales. Los investigadores argumentan que el GLY trabaja sinérgicamente con otros factores a los que se encuentran expuestos los trabajadores agrícolas, tales como los golpes de calor que conducen a la deshidratación, los metales tóxicos como el cadmio y el arsénico, el flúor, el bajo nivel de selenio, las cianobacterias toxigénicas, la dieta nutricionalmente deficiente y las micotoxinas procedentes de la exposición al moho. Esta sinergia aumenta los efectos nefrotóxicos capaces de provocar daños renales compatibles con la ERC. Herrera-Valdés (2019) coincide con lo anterior al mencionar que el GLY afecta específicamente a los riñones de los trabajadores del campo expuestos al herbicida de manera constante.

En los agricultores de caña de azúcar con disfunción renal en regiones de Sri Lanka con ERCu emergente, los niveles urinarios de beta 2-microglobulina y de cistatina C en suero se correlacionaron significativamente con los niveles urinarios de GLY, lo que es potencialmente relevante para el posterior deterioro de la función renal, según lo indicado por la tasa de filtración glomerular estimada (TFGe), y la relación albúmina creatinina, y la lipocalina asociada a la gelatinasa de neutrófilos (Abdul *et al.*, 2021).

Otras afecciones de salud reportadas en la literatura relacionadas con glifosato

Ait-bali *et al.* (2018) menciona que la exposición a este agroquímico es capaz de modificar el microbioma, lo que trae consigo una mayor resistencia a los antibióticos y, por ende, un gran riesgo de enfermar y morir por agentes multirresistentes.

Bartet *et al.* (2022), sugieren que el GLY afecta negativamente en el neurodesarrollo y el comportamiento a través de la interrupción de la relación normalmente simbiótica del huésped y el microbioma intestinal; el GLY es capaz de matar a microorganismos tales como *Lactobacillus* spp., *Ruminococaeae* y *Butiricoco* spp., lo que resulta en reducciones en metabolitos microbianos clave que actúan a través del eje intestino-cerebro-

microbioma, incluidos indoles, L-glutamato y SCFA. Los microbios resistentes al GLY en el intestino tienen el potencial de aumentar la producción de citoquinas proinflamatorias y especies reactivas de oxígeno lo que resulta en una mayor producción de glucocorticoides que tienen implicaciones en el neurodesarrollo.

El estudio de Arbuckle y Lin (2001), documentaron que la exposición continua de 4 meses o más al GLY puede aumentar los riesgos de aborto espontáneo en gestaciones mayores de 12 semanas. Por su parte, Camacho *et al.* (2017) encontró que madres expuestas a la fumigación aérea de este herbicida aumenta los abortos espontáneos en un 5.8 % en los municipios empobrecidos y 3.7 % en aquellos municipios de altos ingresos.

5. Excreción del glifosato a través de la orina

La orina es el medio de eliminación en el que más fácilmente se detecta el GLY y sus productos de degradación debido a la alta solubilidad que tiene el GLY en agua. Una vez excretado en orina, a nivel renal, el GLY se distribuye en compartimentos ácido y alcalino, lo que sugiere que presenta un reparto intra tubular diferente al de otras moléculas anfóteras (Valle *et al.*, 2019; Wimalawansa, 2020). En definitiva, el GLY que es absorbido por el intestino, distribuido en la circulación central, metabolizado en el hígado, distribuido a los tejidos y excretado por la orina, alcanza finalmente a los distintos órganos y tejidos a través de la circulación sanguínea general (Samsel y Seneff, 2015). De hecho, el GLY no se plantea solo como

tóxico para los vegetales, sino que su efecto en la fisiología humana, según el modo de aplicación y la presencia de aditivos específicos en cada formulado, podría tener efectos a distintos niveles (Klátyik *et al.*, 2023)..

El análisis de la excreción de GLY a través de la orina humana es fundamental para comprender las implicaciones del herbicida para la salud humana y la seguridad ambiental. Un estudio en Hopelchén, Campeche, México realizado por Rendón-von Osten y Dzul-Caamal (2017) proporciona información valiosa sobre la excreción de GLY a través de la orina humana, en particular en poblaciones expuestas a prácticas agrícolas. El estudio destaca la orina como una ruta de eliminación importante para el GLY, lo que

indica que las personas que viven en áreas agrícolas presentan mayores concentraciones de GLY en su orina en comparación con las que residen en entornos urbanos como Campeche. Los resultados demuestran una clara correlación entre la exposición al GLY a través de las prácticas agrícolas, la ingesta alimentaria y el agua potable, lo que pone de relieve las implicaciones ambientales y sanitarias del uso de GLY en la agricultura intensiva.

Otro estudio realizado por Panzacchi *et al.* (2018) proporciona un análisis de la tendencia temporal de la exposición al GLY en adultos alemanes, lo que indica una preocupación constante con respecto a la prevalencia del GLY en la población humana. El examen del estudio de la excreción de GLY en adultos mayores entre 1993 y 2016 revela una presencia sostenida del herbicida en la orina humana, lo que puede reflejar tanto la exposición ambiental continua con la presencia de GLY y sus metabolitos en el organismo. Este hallazgo subraya la necesidad de un seguimiento continuo de los niveles de GLY en las poblaciones humanas, así como los posibles riesgos para la salud asociados con la exposición crónica.

La exposición ocupacional contribuye a

la carga corporal total del GLY, da como resultado un aumento de diez veces en los niveles urinarios en comparación con la exposición no ocupacional. Esto sugiere que, si bien ciertas poblaciones pueden correr un mayor riesgo, la exposición del público en general se mantiene dentro de un rango relativamente bajo. Por ejemplo, el estudio realizado por Connolly *et al.* (2020) ofrece una descripción general completa de la comprensión actual de la exposición al GLY medida a través del biomonitorio humano, centrándose particularmente en la excreción urinaria. Los autores presentan un análisis crítico de los niveles urinarios de GLY, indicando que las concentraciones medianas generalmente están por debajo de 1 µg/L, y los niveles máximos normalmente no superan los 10 µg/L. Este hallazgo es significativo ya que establece una línea de base para comprender la exposición al GLY en la población general.

La eliminación del GLY, en particular entre las personas que viven en entornos agrícolas, donde la exposición es notablemente mayor debido al contacto directo con el GLY a través de diversas vías, incluida la dieta y el agua potable (Rendón-von Osten y Dzúl-Caamal, 2017).

6. Hallazgos de glifosato en orina humana alrededor del mundo

Diversos estudios realizados a lo largo del mundo han identificado la presencia de GLY en fluidos humanos, particularmente, en orina. A continuación, podemos observar hallazgos de diferentes partes del mundo en donde se ha llevado detecciones de GLY y AMPA.

América

Una cohorte realizada en Estados Unidos entre el año 1997 y 1998, dio seguimiento a ocho granjeros aplicadores de GLY y 17 personas no aplicadoras. Los resultados indican que de las 18 muestras de aplicadores analizadas el 39 % mostró niveles detectables de GLY (concentración media 4.04 µg/L; rango: 1.3–12) en comparación con el 0 % de detecciones entre 17 muestras de no aplicadores ($p < 0.01$) (Perry *et al.*, 2019).

En Colombia se realizó un estudio en 112 individuos procedentes de las áreas asperjadas de los departamentos de Huila, Tolima, Putumayo, Guaviare, Santander, Antioquia, Magdalena y La Guajira del Programa de Erradicación de Cultivos Ilícitos con GLY que estuvieron expuestos al herbicida en un tiempo no mayor a 5 días posteriores de su

aplicación. En los resultados muestran que el 39.6 % (42) de las muestras de orina analizadas contenían GLY (Varona *et al.*, 2009).

Por otro lado, en México existen algunos estudios que evidencian la presencia de GLY en orina (tabla 1). El trabajo realizado por Rendón-Von Osten y Dzúl-Caamal (2017), en el cual determinaron GLY en una comunidad de agricultores de Campeche, entre los resultados obtenidos encontraron concentraciones de GLY en orina de hasta 0.47 µg/L. Otro estudio fue realizado en Sonora en trabajadores agrícolas del Valle del Mayo a los cuales se les solicitó una muestra de orina de 24 horas después de la aplicación (muestra de 24hrs sin vacío). En este estudio se encontró una concentración promedio de GLY de 1.32 µg/L (Balderrama-Carmona, 2019). También, se realizó un estudio transversal, de manera simultánea, en dos comunidades de Jalisco, siendo los participantes niños y adolescentes menores de 17 años. La muestra total fue de 281, 189 de la comunidad de Agua Caliente y 89 de Ahuacapán. Los resultados indicaron la presencia de malatión, metoxurón y GLY en más del 70 % de los casos (Sierra Diaz *et al.*, 2019).

Tabla 1. Resultados de concentraciones de Glifosato y AMPA en orina en México.

País	Glifosato µg/L	AMPA µg/L	Referencia
México	0.03	ND	Lozano-Kasten <i>et al.</i> (2021)
México	0.363 – 0.606	ND	Sierra-Díaz <i>et al.</i> (2019)
México	<LD	0.42 – 2.23	Balderrama-Carmona (2019)
México	0.16 ± 0.1	ND	Rendón-Von Osten y Dzúl-Caamal (2017)

Asia

En China, se tomó muestra de orina de 134 trabajadores de empresas productoras de plaguicidas que estaban involucrados en la centrifugación, cristalización, secado, envasado y alimentación estaban expuestos a GLY. Las muestras se recolectaron dentro de la hora siguiente al final de cada uno de los turnos monitoreados (muestra puntual sin vacío). Los resultados evidenciaron una concentración de GLY en orina de 0.020-17,202 mg/L (mediana, 0.292 mg/L) (Zhang *et al.*, 2020). Por su parte, Kohsuwan *et al.* (2022) tomaron muestras de sembradores de maíz de la región septentrional de Tailandia, donde encontraron que 200 muestras tenían concentraciones de GLY por encima de 5 µg/L.

Europa

Los estudios realizados en países europeos arrojan resultados similares a los descritos con anterioridad en otros continentes. De manera general, podemos observar como los trabajadores expuestos al agroquímico presentan residuos de GLY y/o AMPA en la mayoría de las muestras obtenidas. En un estudio hecho en Irlanda con horticultores, los resultados demuestran que la exposición laboral al GLY entre los horticultores es mayor que la registrada en estudios medioambientales (Conolly *et al.*, 2018). Por su parte, Mesnage *et al.* (2012) analizaron la presencia de GLY en la orina de un agricul-

tor que fumigó sus tierras con GLY, de igual forma se analizó la orina de los integrantes de su familia puesto que sus hijos nacieron con defectos congénitos. Las muestras reflejan que el GLY alcanzó un pico de 9.5 µg/L en el agricultor después de la aspersión, y se encontraron 2 µg/L en uno de sus hijos que vivía a cierta distancia del campo, dos días después de la aspersión. Los investigadores sugieren que la familia podría estar expuesta al herbicida a través del contacto con su padre, por ejemplo, mediante la piel.

Un estudio transversal realizado por Soukup *et al.* (2020) en Alemania, buscó trazas de GLY y AMPA en granjeros y sus familias. Los resultados indican que la excreción urinaria de GLY y/o AMPA se correlacionó con los datos de consumo de alimentos. El 8.3 % de los participantes (n=25) exhibió concentraciones cuantificables (>0.2 µg/L) de GLY y/o AMPA en la orina. En el 66.5% de las muestras no se detectó GLY (<0.05 µg/L) ni AMPA (<0.09 µg/L). Los sujetos restantes (n=76) mostraron trazas de GLY y/o AMPA, asimismo se observaron asociaciones significativas y positivas entre la excreción urinaria de GLY y el consumo de legumbres, así como en la excreción urinaria de AMPA y el consumo de hongos.

Cabe mencionar que, además de los estudios citados con anterioridad, se han reportado muchos más hallazgos en las últimas tres décadas como se observa en la tabla 2.

Tabla 1. Resultados de concentraciones de Glifosato y AMPA en orina en otros países.			
País	Glifosato µg/L	AMPA µg/L	Referencia
Finlandia	<LD – 85	<LD	Jauhainen (1991)
Estados Unidos	3.2 ± 6.4	ND	Acquavella (2004)
Alemania	0.5 – 1.8	ND	Krüger (2014)
Sri Lanka	73.5	ND	Jayasumana (2015)
Dinamarca	Niños: 0.85 – 3.31 Madres: 0.49 – 3.22	ND	Knudsen (2017)
Tailandia	2.88 ± 1.46	<LD – 2.6	Wongta (2018)
Estados Unidos	<LD – 0.28	ND	Trasande (2020)

7. Límites permitidos en México y el mundo

A nivel mundial, los límites máximos de residuos de GLY varían significativamente entre países y regiones. Algunos ejemplos incluyen:

Unión Europea: La Unión Europea ha sido particularmente cautelosa con respecto al uso del GLY, revisando constantemente sus LMR y considerando la posible carcinogenicidad del herbicida. Según la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) el nivel de exposición aceptable para el operador (AOEL) es de 0,1 mg/kg de peso corporal por día y la ingesta diaria aceptable (ADI) para consumidores fue establecida alineada con la dosis de referencia aguda (ARfD) en 0.5 mg/kg de peso corporal.

Estados Unidos: Los límites varían según el alimento, pero puede ser hasta desde 0.05 mg/Kg para carne de ave, hasta 500 mg/Kg para alfalfa (FAO, 2011).

En México, el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (2023) informó en su portal que los siguientes parámetros para el GLY: 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.

Actualmente, no hay niveles de referencia ampliamente aceptados para interpretar las concentraciones de GLY en orina humana en términos de efectos adversos. Por ello, la detección de GLY en orina se utiliza principalmente para estudios epidemiológicos descriptivos y cohortes, más que para evaluaciones clínicas individuales. A pesar de las diversas investigaciones realizadas en poblaciones expuestas, no hay un acuerdo en México ni en el mundo acerca de los límites residuales inocuos en orina humana (Figar *et al.*, 2024).

Para el año 2019 el gobierno mexicano aplicó el principio precautorio con la finalidad de detener las importaciones de este agroquímico por considerarlo un riesgo para la salud ambiental y humana. Sin embargo, el 31 de marzo del 2024 emitió un decreto que evita frenar dichas importaciones, lo anterior debido a que, según dicho decreto, no existen alternativas viables para sustituir para el herbicida (Barragán, 2024).

8. Referencias

- Abdul, K., De Silva, P., Ekanayake, E., Thakshila W., Gunarathna S., Gunasekara T., Jayasinghe S., Asanthi H., Chandana E., Chaminda, G. (2021). Occupational Paraquat and Glyphosate Exposure May Decline Renal Functions among Rural Farming Communities in Sri Lanka. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(6): 3278. <https://doi.org/10.3390/ijerph18063278>
- Ait-Bali, Y., Ba-M'hamed, S., Gambarotta, G., Sassoè-Pognetto, M., Giustetto, M., Bennis, M. (2020). Pre- and postnatal exposure to glyphosate-based herbicide causes behavioral and cognitive impairments in adult mice: evidence of cortical and hippocampal dysfunction. *Archives of toxicology*, 94(5): 1703–1723. <https://doi.org/10.1007/s00204-020-02677-7>
- Acquavella, J. F., Alexander, B. H., Mandel, J. S., Gustin, C., Baker, B., Chapman, P., Bleeke, M. (2004). Glyphosate biomonitoring for farmers and their families: Results from the farm family exposure study. *Environmental Health Perspectives*, 112(3): 321–326. <https://doi.org/10.1289/ehp.6667>
- Arbuckle, T. E., Lin, Z., Mery, L. S. (2001). An exploratory analysis of the effect of pesticide exposure on the risk of spontaneous abortion in an Ontario farm population. *Environmental Health Perspectives*, 109(8): 851–857. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109851>
- ATSDR. (2019). Rutas de Exposición. Agency for Toxic Substances and disease Registry. https://archive.cdc.gov/www_atsdr_cdc.gov/es/training/toxicology_curriculum/modules/2/es_lecturenotes.html
- ATSDR. (2020). ToxFAQs™ - Glifosato (Glyphosate). CDC. https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts214.html#:~:text=La%20Agencia%20Internacional%20de%20Investigaci%C3%B3n,de%20c%C3%A1ncer%20en%20los%20humanos
- Avila Vazquez, M., Maturano, E., Etchegoyen, A., Silvina Difilippo, F. Maclean, B. (2017). Asociación entre cáncer y exposición ambiental a glifosato. *International Journal of Clinical*, 8(2): 73-85. <https://reduas.com.ar/wp-content/uploads/downloads/2017/02/txt-ca-y-glifo-esp%C3%B1ol.pdf>
- Balderrama-Carmona, A.P., Valenzuela-Rincón, M., Zamora-Álvarez, L.A., Adán-Bante, N. P., Leyva-Soto, L.A., Silva-Beltrán, N.P., Morán-Palacio, E.P. (2019). Herbicide biomonitoring in agricultural workers in Valle Del Mayo, Sonora, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07087-6>
- Barnett, J.A., Bandy, M.L., Gibson, D.L. (2022). Is the Use of Glyphosate in Modern Agriculture Resulting in Increased Neuropsychiatric Conditions Through Modulation of the Gut-brain-microbiome Axis?. *Frontiers in Nutrition*, 9: 827384. <https://doi.org/10.3389/fnut.2022.827384>
- Barragán, A. (2024). México posterga la prohibición del glifosato ante la falta de alternativas viables para el campo. El País. <https://elpais.com/mexico/2024-03-27/mexico-posterga-la-prohibicion-del-glifosato-ante-la-falta-de-alternativas-viables-para-el-campo.html>
- Benachour, N.; Seralini, G. E. Glyphosate formulations induce apoptosis and necrosis in human umbilical, embryonic, and placental cells. *Chem. Res. Toxicol.*, 2009, 22: 97–105, DOI: 10.1021/tx800218n
- Benbrook, C.M. 2016. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environ. Sci. Eur.*, 28 (3): 1–15.
- Bernardi N, Gentile N, Mañas F, Méndez Á, Gorla N, Aiassa D. Assessment of the level of damage to the genetic material of children exposed to pesticides in the province of Córdoba. *Arch Argent Pediatr.*, 113(2):126-31. doi: 10.5546/aap.2015.eng.126.

- Berman, T., Barnett-Itzhaki, Z., Göen, T., Hamama, Z., Axelrod, R., Keinan-Boker, L., Shimony, T. Goldsmith, R. (2020). Organophosphate pesticide exposure in children in Israel: Dietary associations and implications for risk assessment. *Environ Res.*, 182, 108739. doi: 10.1016/j.envres.2019.108739.
- Bradberry, S. M., Proudfoot, A.T., Vale, J.A. (2004). Glyphosate poisoning. *Toxicological Reviews*, 23: 159-167.
- Bradman, A., Quirós-Alcalá, L., Castorina, R., Aguilar Schall, R., Camacho, J., Holland, N. Barr, D., Eskenazi, B. (2015). Effect of Organic Diet Intervention on Pesticide Exposures in Young Children Living in Low-Income Urban and Agricultural Communities. *Environ Health Perspect.* 123(10): 1086-93. doi: 10.1289/ehp.1408660
- Burger, M., & Fernández, S. (2004). Exposición al herbicida glifosato: aspectos clínicos toxicológicos. *Revista Médica del Uruguay*, 20(3): 202–207. <https://revista.rmu.org.uy/index.php/rmu/article/view/871>
- Camacho, A., Mejía, D. (2017). The health consequences of aerial spraying illicit crops: The case of Colombia. *Journal of Health Economics*, 54: 147–160. <https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2017.04.005>
- Castillo Cuellar, A. y Lozano Kasten, F. (2021). La vida de las mujeres, su vulnerabilidad y riesgos por el proceso de producción y consumo del maíz (tortilla) en Agua Caliente, Poncitlán. En Lozano Kaste, F. (Ed.). Exclusión social de la infancia y enfermedad renal en el lago de Chapala. Grafisma editores.
- Conacyt. (2020). Expediente científico sobre el glifosato y los cultivos GM. Gobierno de México. https://conahcyt.mx/wp-content/uploads/documentos/glifosato/Dossier_formato_glifosato.pdf
- Connolly, A., Basinas, I., Jones, K., Galea, k., Kenny, L., McGowan, P. Coggins, M. (2018). Characterising glyphosate exposures among amenity horticulturists using multiple spot urine samples. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(7): 1012-1022. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.06.007>
- Connolly, A., A. Coggins, M., M. Koch, H. (2020). Human Biomonitoring of Glyphosate Exposures: State-of-the-Art and Future Research Challenges.
- Cook, K. (2019). Glyphosate in Beer and Wine, CalPIRG Education Fund, USA. <https://www.pirg.org/wp-content/uploads/2019/02/beer-wine-report-pirg-final-with-cover.pdf>
- Coordinación General de contaminación y salud ambiental. (2018). El herbicida glifosato y su uso en la agricultura con organismos genéticamente modificados. SEMARNAT. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/425676/Informe_Glifosato_Agricultura_OGMs_24.12.2018_agg.pdf
- Fagan, J., Bohlen, L., Patton, S. Klein, K. (2020). Organic diet intervention significantly reduces urinary glyphosate levels in U.S. children and adults. *Environ Res.*, 189: 109898. doi: 10.1016/j.envres.2020.109898
- FAO. (2006). Términos y definiciones. Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas. <https://www.fao.org/4/y4544s/y4544s02.htm#TopOfPage>
- Figar, S. B., Ferloni, A., Hough, G. E., Saravi, A., Dawidowski, A. R., Aliperti, V. I., Bresán, I., De Florio, F., Vicens, J., Braguinsky Golde, N., Garcia, N. K., Pazur, G., Gadanho, A. C. (2024). Condicionantes de la presencia de glifosato en orina en poblaciones de zonas agroindustriales de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Hospital Italiano de Buenos Aires*, 44(2): 2314-3312. DOI: <http://doi.org/10.51987/revhospital-baires.v44i2.338>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1990). Código Internacional de Conducta para la Distribución y

- Utilización de Plaguicidas. <https://www.fao.org/4/w1604s/w1604s04.htm>
- Garralaga, M. P., Lomba, L., Zuriaga, E., Santander, S., Giner, B. (2022). Key properties for the toxicity classification of chemicals: a comparison of the REACH regulation and scientific studies trends. *Applied Sciences*, 12(22): 11710.
- Gasnier, C.; Dumont, C.; Benachour, N.; Clair, E.; Chagnon, M. C.; Seralini, G. E.(2009). Glyphosate-based herbicides are toxic and endocrine disruptors in human cell lines. *Toxicology*, 262: 184–191, DOI: 10.1016/j.tox.2009.06.006
- Gillezeau, C., van Gerwen, M., Shaffer, R. M., Rana, I., Zhang, L., Sheppard, L., & Taioli, E. (2019). The evidence of human exposure to glyphosate: a review. *Environmental Health*, 18, Article 2. <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0435-5>
- Gómez Ruiz, L. M., Ruiz Velazco Sandoval, N.G., Hernández Dávalos, M., Lozano Kasten, F., Peregrina Lucano, A. Guzmán Torres, H. (2023). Prenatal Herbicide Exposure in Children of Urban Women in Mexico. *Prog Asp in Pediatric & Neonat*, 4(2): 400-404. DOI: 10.32474/PAPN.2023.04.000185
- González-Ortega, E., Piñeyro-Nelson, A., Gómez-Hernández, E., Monterrubio-Vázquez, E., Arleo, M., Dávila-Velderrain, J., ... Álvarez-Buylia, E. R. (2017). Pervasive presence of transgenes and glyphosate in maize-derived food in Mexico. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 1–16. doi:10.1080/21683565.2017.1372841
- Gordon Morante, C., Marrugo Negrete, J. (2018). Prácticas agrícolas y riesgos a la salud por el uso de plaguicidas en agricultores subregión Mojana– Colombia. *RIAA*, 9(1): 29-40.I: <https://doi.org/10.22490/21456453.2098>
- Gunatilake, S., Seneff, S. Orlando, L., (2019). Glyphosate's Synergistic Toxicity in Combination with Other Factors as a Cause of Chronic Kidney Disease of Unknown Origin. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(15): 2734. <https://doi.org/10.3390/ijerph16152734>
- Guzman-Torres H., Sandoval-Pinto E., Cremades R., Ramírez-de-Arellano A., García-Gutiérrez M., Lozano-Kasten F, Sierra-Díaz E. (2023) Frequency of urinary pesticides in children: a scoping review. *Front. Public Health*: 11:1227337. doi: 10.3389/fpubh.2023.1227337
- Herrera-Valdés, R., Almaguer-López, M. A., Orantes-Navarro, C. M., López-Marín, L., Brizuela-Díaz, E. G., Bayarre-Vea, H., Silva-Ayçaguer, L. C., Orellana de Figueroa, P., Smith-González, M., Chávez-Muñoz, Y., Bacallao-Méndez, R. (2019). Epidemic of Chronic Kidney Disease of Nontraditional Etiology in El Salvador: *Integrated Health Sector Action and South-South Cooperation. MEDICC review*, 21(4): 46–52. <https://doi.org/10.37757/MR2019.V21.N4.8>
- Hokanson, R.; Fudge, R.; Chowdhary, R.; Busbee, D. (2007). Alteration of estrogen-regulated gene expression in human cells induced by the agricultural and horticultural herbicide glyphosate. *Hum. Exp. Toxicol.*, 26: 747–752, DOI: 10.1177/0960327107083453.
- Hsin-Ling, L., Kuan-Wen, Chen., Chih-Hsien, Chi., Jeng-Jong H. Liang-Miin, T. (2008). Clinical Presentations and Prognostic Factors of a Glyphosate Surfactant Herbicide Intoxication A Review of 131 Cases. *AEM*, 7(8): 906-910. <https://doi.org/10.1111/j.1553-2712.2000.tb02069.x>
- International Agency for Research on Cancer. (2018). Monograph on Glyphosate. Health World Organization. <https://www.iarc.who.int/featured-news/media-centre-iarc-news-glyphosate/>
- Jauhiainen, A., Rasanen, K., Sarantila, R., Nuutinen, J., Kangas, J. (1991). Occupational exposure of forest workers to glyphosate during brush saw spraying work. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 52(2): 61–64. doi:10.1080/15298669191364334

- Klátyik, S., Simon, G., Oláh, M., Mesnage, R., Antoniou, M. N., Zaller, J. G., & Székács, A. (2023). Terrestrial ecotoxicity of glyphosate, its formulations, and co formulates: Evidence from 2010–2023. *Environmental Sciences Europe*, 35, Article 51. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00758-9>
- Kohsuwan, k., Intayoung, U., Khacha-ananda, S., Sapbamrer, R., Koonrunsesomboon, n., Techatoei, S. Wunnapuk, K. (2022). Urinary glyphosate kinetics after occupational exposure. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 245: 114021.<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114021>
- Knudsen, L. E., Hansen, P. W., Mizrak, S., Hansen, H. K., Morck, T. A., Nielsen, F., Siersma, V., Mathiesen, L. (2017). Biomonitoring of Danish school children and mothers including biomarkers of PBDE and glyphosate. *Reviews on Environmental Health*, 32(3): 279–290. <https://doi.org/10.1515/reveh-2017-0019>
- Krüger, M., Schledorn, P., Schrödl, W., Hoppe, H.-W., Lutz, W., Shehata, A. A. (2014). Detection of glyphosate residues in animals and humans. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 4(2): 1–5. <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000210>
- Kubsad, D., E. Nilsson, E., E. King, S., Sadler-Riggelman, I., Beck, D., K. Skinner, M. (2019). Assessment of Glyphosate Induced Epigenetic Transgenerational Inheritance of Pathologies and Sperm Epimutations: Generational Toxicology.
- Li, Q.; Lambrechts, M. J., Zhang, Q., Liu, S., Ge, D., Yin, R., Xi, M., You, Z. 2013. Glyphosate and AMPA inhibit cancer cell growth through inhibiting intracellular glycine synthesis. *Drug Des. Devel. Ther.*, 7: 635– 643, DOI: 10.2147/DDDT.S49197
- Lozano-Kasten, F., Sierra-Diaz, E., Chavez, H. G., Peregrina Lucano, A. A., Cremades, R., & Pinto, E. S. (2021). Seasonal urinary levels of glyphosate in children from agricultural communities. *Dose-Response*, 19(4): 15593258211053184.
- Mac Loughlin, T. M., de Castro, M. C., López Aca, V., Orofino, A., Davidovich, I., Bernasconi, C., . . . Marino, D. (2017). La química ambiental como herramienta de transformación social: Glifosato en espacios públicos urbanos y propuestas para su prohibición. https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/CICBA_f16d4656e453efc-deaae85456c98c9b2
- Mamane, A., Raherison, C., Tessier, J., Baldi, I., Bouvier, G. (2015). Environmental exposure to pesticides and respiratory health. *Eur Respir Rev.*, 24(137): 462-73. doi: 10.1183/16000617.00006114.
- Marino, M., Mele, E., Viggiano, A., Nori, S. L., Meccariello, R., Santoro, A. (2021). Pleiotropic outcomes of glyphosate exposure: from organ damage to effects on inflammation, cancer, reproduction and development. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(22): 12606.
- Mat Sutris, J., Md Isa, Z., Sumeri, S. y Ghaz, I.H. (2016). Predictors of Detected Organophosphorus Pesticides Among Orang Asli Children Living in Malaysia. *Ann Glob Health*, 82(5): 770-778. doi: 10.1016/j.aogh.2016.10.008
- Mesnage, R., Moesch, C., Le Grand Grand, R., Lauthier, G., Spiroux de Vendômois, J., Gress, S. Gilles-Eric Seralini. (2012). Glyphosate Exposure in a Farmer’s Family. *Journal of Environmental Protection*, 3(9): 39115. DOI: 10.4236/jep.2012.39115
- Muñoz-Quezada, M.T., Boris Iglesias, L., Muñoz,V., Pía, M., Achú, E., Cornejo, C., Concha, Grillo, C., Brito, A. (2016). Plaguicidas organofosforados y efecto neuropsicológico y motor en la Región del Maule, Chile. *Gaceta Sanitaria*, 30(3): 227-231. <https://dx.doi.org/10.1016/j.gaceta.2016.01.006>
- National Cancer Institute. (s./f.). Exposición Ambiental. <https://www.cancer.gov/espanol/publicaciones/diccionarios/diccionario-cancer/def/exposicion-ambiental>

- Ospina, M., Schütze, A., Morales-Agudelo, P., Vidal, M., Yang Wong, L. Calafat, A. (2022). Exposure to glyphosate in the United States: Data from the 2013–2014 National Health and Nutrition Examination Survey. *Environment International*, 170: 107620. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107620>
- Palencia Domínguez, A., Rosal López, G. A., Perea, J. A., Aguilar Olivera, A., Gutiérrez Bernal, L. G., Ramos Duarte, N., & Roza Silva, Y. A. (2020). Avances y tendencias de la seguridad y salud en el trabajo. Corporación Universitaria Minuto de Dios UNIMINUTO. <https://repository.uniminuto.edu/server/api/core/bitstreams/4265e70a-0b99-4210-8dde-dbd055c2dcf4/content>
- Panzacchi, S., Mandrioli, D., Manservigi, F., Bua, L., Falcioni, L., Perry, M. (2018). The Ramazzini Institute 13-week study on glyphosate-based herbicides at human-equivalent dose in Sprague Dawley rats: study design and first in-life endpoints evaluation.
- Peregrina Lucano, A., Lozano Kasten, F. Sierra Díaz, E. (2021). La enfermedad renal. En Lozano Kaste, F. (Ed.). Exclusión social de la infancia y enfermedad renal en el lago de Chapala. Grafisma editores.
- Perry, E., Hennessy, D., Moschini, D. (2018). Product concentration and usage: Behavioral effects in the glyphosate market. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 158: 543-559. <https://doi.org/10.1016/j.jebo.2018.12.027>
- Reeves, W. R., McGuire, M. K., Stokes, M., Vicini, J. L. (2019). Assessing the safety of pesticides in food: How current regulations protect human health. *Advances in Nutrition*, 10(1): 80-88.
- Rendon-von Osten, J. 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. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(6): 595. <https://doi.org/10.3390/ijerph14060595>
- Rendon von Osten, J., Borges-Ramírez M., Ruiz-Velazco, N., Helguera, E., Arellano-Aguilar, O. Peregrina-Lucano, A., Lozano-Kasten, F. (2025). Glyphosate and AMPA in urine of children exposed to crops in southeastern Mexico (*In Press*).
- Rodriguez, T. (2020). Relación del glifosato con el cáncer y la enfermedad renal crónica. En Palencia Domínguez, A. y Rosal López, G. (Eds). Avances y tendencias de la seguridad y salud en el trabajo. UNIMINUTO. https://www.researchgate.net/profile/Cristian-Osorio-Ordonez/publication/346302171_AVANCES_Y_TENDENCIAS_de_la_seguridad_y_salud_en_el_trabajo/links/5fbdc3e092851c933f57bc74/AVANCES-Y-TENDENCIAS-de-la-seguridad-y-salud-en-el-trabajo.pdf
- Samsel, A., Seneff, S. (2013). Glyphosate's suppression of cytochrome P450 enzymes and amino acid biosynthesis by the gut microbiome: pathways to modern diseases. *Entropy*, 15(4), 1416-1463.
- Samsel, A., Seneff, S. (2015). Glyphosate, pathways to modern diseases IV: cancer and related pathologies. *J. Biol. Phys. Chem.*, 15(3): 121-159.
- Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria. (2023). Registro de plaguicidas agrícolas. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/senasica/documentos/registro-de-plaguicidas-agricolas?state=published>
- Sierra-Díaz E., Celis-de la Rosa, A., Lozano-Kasten, F, Trasande, L., Peregrina-Lucano, A. Sandoval-Pinto, E. Gonzalez-, H. (2019). Urinary Pesticide Levels in Children and Adolescents Residing in Two Agricultural Communities in Mexico. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 16(4): 562. doi: 10.3390/ijerph16040562
- Soares, D., Silva, L., Duarte, S., Pena, A., & Pereira, A. (2021). Glyphosate use, toxicity and occurrence in food. *Foods*, 10(11), 2785. <https://doi.org/10.3390/foods10112785>.

- Sorensen, F. W., Gregersen, M. (1999). Rapid lethal intoxication caused by the herbicide glyphosate-trimesium (Touchdown). *Human & Experimental Toxicology*, 18(12): 735–737. <https://doi.org/10.1191/096032799678839590>
- Sritana, N.; Suriyo, T.; Kanitwithayanun, J., Songvasin, B. H., Thiantanawat, A., Sata-yavivad, J. Glyphosate induces growth of estrogen receptor alpha positive cholangiocarcinoma cells via non-genomic estrogen receptor/ERK1/2 signaling pathway. *Food Chem. Toxicol.*, 2018: 118, 595–607, DOI: 10.1016/j.fct.2018.06.014
- Soukup, S.T., Merz, B., Bub, Hoffmann, I., Watzl, B., Steinberg, P., y Kulling S. (2020) Glyphosate and AMPA levels in human urine samples and their correlation with food consumption: results of the cross-sectional KarMeN study in Germany. *Arch. Toxicol.*, 94: 1575–1584. <https://doi.org/10.1007/s00204-020-02704-7>
- Tamaro, C. M., Smith, M. N., Workman, T., Griffith, W. C., Thompson, B., Faustman, E. M. (2018). Characterization of organophosphate pesticides in urine and home environment dust in an agricultural community. *Biomarkers*, 23(2): 174–187. doi:10.1080/1354750x.2017.1395080
- Torretta, V.; Katsoyiannis, I.; Viotti, P.; Rada, E. Critical Review of the Effects of Glyphosate Exposure to the Environment and Humans through the Food Supply Chain. *Sustainability* 2018: 10, 950.
- Trasande, L., Aldana, S. I., Trachtman, H., Kannan, K., Morrison, D., Christakis, D. A., et al. (2020). Glyphosate exposure and kidney injury biomarkers in infants and young children. *Environmental Pollution*, 256: 113334. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113334>
- Valle, A. L., Mello, F. C. C., Alves-Balvedi, R. P., Rodrigues, L. P., & Goulart, L. R. (2019). Glyphosate detection: methods, needs and challenges. *Environmental Chemistry Letters*, 17: 291-317.
- Varona Uribe, M., Groot de Restrepo, H., Torres Rey, C. H., & Patiño, R. I. (2006). Proyecto de Investigación: Determinación de la Exposición a Glifosato y otros Plaguicidas. *Medicina*, 28(1): 30–35. Recuperado a partir de <https://revistamedicina.net/index.php/Medicina/article/view/72-5>
- Varona, M., Henao, G., Díaz, S., Lancheros, A., Murcia, A., Rodríguez, N., Álvarez, V. (2009). Evaluación de los efectos del glifosato y otros plaguicidas en la salud humana en zonas objeto del programa de erradicación de cultivos ilícitos. *Biomedica*, 29(3): 456-475.http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=s0120-41572009000300014&script=sci_arttext
- Vega Fregoso, G. (2021). Sindemias y enfermedad renal crónica no tradicional en la infancia. En Lozano Kaste, F. (Ed.). Exclusión social de la infancia y enfermedad renal en el lago de Chapala. Grafisma editores.
- Wimalawansa, S. J. (2020). Molecular and cellular toxicity of fluoride in mystery, tubulointerstitial chronic kidney disease: a systematic review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19: 117-147.
- Wongta, A., Swarnng, N., Tongchai, P., Suttan, K., Kerdnoi, T., Prapamontol, T., & Hongsibsong, S. (2018). The pesticide exposure of people living in an agricultural community, Northern Thailand. *Journal of Toxicology*, 2018: 1–8. <https://doi.org/10.1155/2018/4168034>
- Zhang, F., Xu, Y., Liu, X., Pan, L., Ding, E., Dou, J., Zhu, B. (2020). Concentration Distribution and Analysis of Urinary Glyphosate and Its Metabolites in Occupationally Exposed Workers in Eastern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(8): 2943. <https://doi.org/10.3390/ijerph17082943>

Glifosato en México:
Impacto ambiental y exposición humana



Conclusiones

*Jaime Rendón-von Osten,
Omar Arellano Aguilar,
Felipe de Jesús Lozano Kasten
y Alejandro A. Peregrina Lucano*

Los tres sustratos abordados en el presente documento (suelo, agua y orina), nos dan una visión amplia de cómo el GLY se encuentra disperso en el ambiente y llega al ser humano a través de diferentes vías, lo cual se evidencia por la detección de este herbicida en la orina de personas de distintas partes del mundo, incluyendo México.

Las evidencias de los daños ocasionados por el GLY en la salud humana, los organismos no blancos como especies polinizadoras, de interés comercial y de conservación, así como la cada vez más ubicuidad de la molécula en los compartimentos ambientales que deben tomarse en cuenta para incorporar en fortalecer la regulación ambiental. El GLY por sus características químicas representa una amenaza porque los sistemas biológicos lo incorporan fácilmente, así como por su más frecuente presencia en los ecosistemas acuáticos y fuentes de agua. Además, el uso intensivo del GLY en la agricultura y en el control de arvenses en parques y jardines está incrementando las fuentes de contaminación, siendo los cuerpos de agua superficiales y sus ecosistemas los más afectados. El GLY tiene repercusiones a distintos niveles de organización biológica y no sólo en términos de toxicidad aguda. Los efectos subletales, así como su interacción en el ambiente propicia su distribución en toda la red trófica, causando un desbalance en las relaciones ecológicas. Lo anterior tiene repercusiones directas en el proceso de eutrofización y pérdida de la calidad del agua.

Por otra parte, en el ser humano se ha observado que el GLY y sus formulaciones son capaces de inducir disbiosis intestinal al alterar el metabolismo bacteriano, la permeabilidad intestinal y la secreción de moco, ade-

más de causar daños a las microvellosidades y al lumen intestinal, lo cual puede derivar en enfermedades intestinales y sistémicas, como la enfermedad de Crohn, Alzheimer, trastornos de la conducta y en cáncer.

La comprensión detallada de las características fisicoquímicas del GLY y su metabolito, el AMPA, es esencial para evaluar su impacto ambiental y los riesgos de exposición para la salud humana. Dada la amplia utilización del GLY a nivel mundial en la agricultura y otras aplicaciones, es crucial entender su comportamiento en diferentes matrices ambientales, como el suelo y el agua, así como su persistencia y movilidad. El AMPA, producto de la degradación del GLY, presenta características que pueden diferir del compuesto original, lo que requiere estudios específicos para determinar su toxicidad y potencial de acumulación.

Un aspecto crucial para lograr esta comprensión es el uso de técnicas analíticas avanzadas para la detección y cuantificación precisa de GLY y AMPA en diversas matrices ambientales. Técnicas como la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) acoplada a espectrometría de masas (MS/MS) permiten la detección de estos compuestos a niveles muy bajos, lo que es esencial para evaluar la exposición humana y ambiental. La sensibilidad y especificidad de estas técnicas son fundamentales para obtener datos confiables que respalden la toma de decisiones informadas.

Además, es fundamental para establecer límites de seguridad y regulaciones que protejan la salud humana y los ecosistemas. La variabilidad en las condiciones ambientales, como el pH, la temperatura y la presencia de materia orgánica, puede influir significativa-

mente en la persistencia y la transformación del GLY y el AMPA, lo que subraya la necesidad de estudios específicos en diferentes contextos geográficos y climáticos.

La regulación del uso del GLY es un tema de debate a nivel mundial, y la información científica sobre sus características fisicoquímicas y su impacto ambiental es fundamental para tomar decisiones informadas. La implementación de prácticas agrícolas sostenibles y la búsqueda de alternativas menos tóxicas son esenciales para minimizar los riesgos asociados con el uso de este herbicida. En este contexto, la investigación continua y la colaboración entre científicos, reguladores y la industria son cruciales para garantizar la protección del medio ambiente y la salud pública.

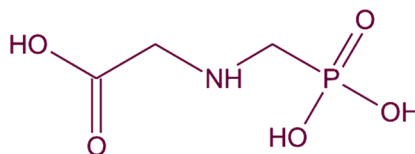
Actualmente en México se llevan a cabo proyectos que demuestran que se puede tener cultivos sin el uso de GLY, y además ya hay en el mercado herbicidas orgánicos. Lo

ideal sería retirar del mercado el GLY, sin embargo, como primeros pasos en México se requiere adoptar medidas urgentes para establecer límites máximos de residuos así como el monitoreo y control de GLY en los ecosistemas acuáticos, en las fuentes de agua para el consumo humano, así como en el suelo y principalmente en la orina humano.

Con la reciente reforma a los artículos 4° y 27° de la Constitución Mexicana en la que se establece que toda persona tiene derecho a la alimentación nutritiva, suficiente y de calidad, garantizando cultivos libres de modificaciones genéticas como la transgénesis, así como la promoción de manejo agroecológico (DOF, 2025), abre el camino de un marco regulatorio más estricto que evite el uso indiscriminado de moléculas como el GLY que por su asequibilidad, lo hace un agroquímico muy popular pero que representa una amenaza real para el ambiente y la salud de las personas.

ISBN 978-607-8907-39-7

DOI 10.26359/EPOMEX032025



GLIFOSATO EN MÉXICO

IMPACTO AMBIENTAL
Y EXPOSICIÓN HUMANA