

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA



**TENDENCIAS DE BIORREMEDIACIÓN PARA SUELOS
CONTAMINADOS CON ORGANOFOSFORADOS**

POR

JORGE HERNÁN DUCROS SOTO

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN PARA
OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO
AGRÓNOMO.**

CHILLÁN – CHILE
2021

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**TENDENCIAS DE BIORREMEDIACIÓN PARA SUELOS
CONTAMINADOS CON ORGANOFOSFORADOS.**

POR

JORGE HERNÁN DUCROS SOTO

**MEMORIA PRESENTADA A LA
FACULTAD DE AGRONOMÍA DE LA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN PARA
OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO
AGRÓNOMO.**

**CHILLÁN – CHILE
2021**

Aprobada por:

Profesor Asociado, Cristina Muñoz V.
Ing. Agrónoma, Dr.

Guía

Profesor Asistente, Alberto Pedreros L.
Ing. Agrónomo, PhD.

Asesor

Profesor Asistente, María Dolores López B.
Licenciada en Química, Dr.

Asesor

Profesor Asociado, Guillermo Wells M.
Ing. Agrónomo, Mg. Cs.

Decano

TABLA DE CONTENIDOS

	Página
Resumen.....	1
Summary.....	1
Introducción.....	2
Desarrollo y discusión.....	5
Conclusiones.....	13
Referencias.....	14

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

		Página
Figura 1	Degradación de clorpirifos mediante biorremedación.....	7
Figura 2	Rutas de degradación del glifosato.....	7
Figura 3	Procesos de fitorremediación en la planta.....	9
Tabla 1	Estudios que vinculan al vermicompostaje con la biorremediación de organofosforados en el suelo.....	11
Figura 4	Interacción de <i>Lombricus terrestris</i> con biocarbón a lo largo de madrigueras en el suelo.....	12
Figura 5	Escenario de producción de vermichar.....	13

TENDENCIAS DE BIORREMIEDIACIÓN PARA SUELOS CONTAMINADOS CON ORGANOFOSFORADOS

BIOREMEDIATION TRENDS FOR SOILS POLLUTED WITH ORGANOPHOSPHATE PESTICIDES

Palabras índice adicionales: biorremediación, organofosforados, suelos, hongos, bacterias, fitorremediación, vermirremediación.

RESUMEN

El uso excesivo y constante de plaguicidas ha generado efectos negativos en el medio ambiente y la salud humana. Técnicas de biorremediación han surgido en la búsqueda de alternativas para tratar suelos contaminados con plaguicidas como los organofosforados (OPs). El herbicida glifosato y el insecticida clorpirifos, junto a los metabolitos de cada uno, son los principales OPs estudiados en biorremediación. La presente revisión bibliográfica plantea analizar las actuales tendencias de biorremediación para suelos contaminados con OPs. Debido a la necesidad de una agricultura sustentable, se estudian los potenciales en bioremediación de hongos, bacterias, plantas y lombrices. La acción individual y conjunta de estos organismos han permitido diseñar estrategias de bioremediación de suelos. *Aspergillus terreus* degrada clorpirifos y a su metabolito en el suelo. *Lysinibacillus sphaericus* permite biorremediar suelos contaminados con glifosato, ya que se degrada el plaguicida sin generar su metabolito tóxico (AMPA). *Lotus corniculatus* asociado a bacterias del suelo reducen las concentraciones de glifosato. La acción conjunta de *Lombricus terrestris* y biocarbón estimulan la producción de la enzima carboxilesterasa, lo que permite inactivar OPs. Asimismo, aplicar *Eisenia foetida* en lechos biológicos permite la descontaminación del glifosato.

SUMMARY

The excessive and sustained use of pesticides has had negative effects on the environment and human health. Bioremediation techniques have emerged in the

search for alternatives to treat soils contaminated with pesticides such as organophosphates (OPs). The herbicide glyphosate and insecticide chlorpyrifos, as well as their metabolites, are the main OPs studied in bioremediation. The present bibliographic review proposes to analyze current bioremediation techniques for soils contaminated with OPs. The need for sustainable agriculture has led to the study of the bioremediation potentials of fungi, bacteria, plants and worms. The individual and joint action of these organisms has allowed for the development of soil bioremediation strategies. *Aspergillus terreus* degrades chlorpyrifos and its metabolite in the soil. *Lysinibacillus sphaericus* allows for bioremediation of soils contaminated with glyphosate since the pesticide is degraded without generating its toxic metabolite (AMPA). *Lotus corniculatus* associated with soil bacteria reduce glyphosate concentrations. The joint action of *Lombricus terrestris* and biochar stimulate the production of the carboxylesterase enzyme, which inactivates OPs. Furthermore, the use of *Eisenia foetida* in biobeds contributes to the decontamination of glyphosate.

INTRODUCCIÓN

La demanda de alimentos por parte de la creciente población ha intensificado los sistemas productivos agrícolas, incrementando la incorporación de plaguicidas con el objetivo de mantener la sanidad vegetal (George *et al.*, 2014). Así, el consumo de plaguicidas ha ido progresivamente en aumento (Guzmán-Plazola *et al.*, 2016), repercutiendo en la biodiversidad del suelo y comprometiendo la productividad futura de sistemas agrícolas (Shennan *et al.*, 2017). Se ha reportado que los residuos de plaguicida pueden contaminar aguas superficiales (Rodríguez *et al.*, 2019) y subterráneas (Romero *et al.*, 2010), organismos no objetivo (Pelosi *et al.*, 2013), microorganismos del suelo (Chaves-Bedoya *et al.*, 2013) e incluso generar efectos nocivos para la salud humana (Schaaf, 2013). Debido a que los suelos son un recurso finito, no renovable, con formación basada en un complejo equilibrio entre tiempo, topografía, clima, material parental y organismos, la rapidez de acción para protegerlos es crucial (Bach *et al.*, 2020).

En cuanto a su clasificación, los plaguicidas se agrupan según características relevantes, tales como: composición química, objetivo de uso, persistencia y toxicidad. Para éste último aspecto, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció un parámetro para medir toxicidad, la dosis necesaria para matar al 50 % de los organismos experimentales (LD_{50}). Es así como los plaguicidas se etiquetan bajo una específica categoría o clase: I a-Producto sumamente peligroso; I b-Producto muy peligroso; II-Producto moderadamente peligroso; III-Producto poco peligroso; IV-Producto que normalmente no ofrece peligro (Navarro, 2018). Clorpirifos, diazinón y glifosato son tres organofosforados que pertenecen a las clases II, III y IV respectivamente. Éstos químicos están dentro de los plaguicidas más vendidos de Chile (SAG, 2012), siendo además el glifosato el herbicida más aplicado en el mundo (Condore, 2020).

Los plaguicidas organofosforados (OPs) son un gran grupo de compuestos sintéticos, utilizados para controlar diversas plagas agrícolas. Su estructura química puede incluir ésteres, tioles o amidas, derivados de ácidos fosfóricos, fosfónicos, fosfortioicos o fosfonotioicos (Stoytcheva *et al.*, 2016). Los OPs son empleados comúnmente como insecticidas al inhibir la acetilcolinesterasa en las terminaciones axónicas, causando un bloqueo en la transmisión nerviosa del organismo objetivo (Rey-Henao *et al.*, 2020). También se utilizan como fungicidas (Santos-Luna *et al.*, 2015), herbicidas (Usman *et al.*, 2017), acaricidas (Rodríguez-Vivas *et al.*, 2012), nematocidas (Oka, 2019) y rodenticidas (Papini y Nakagawa, 2014).

La exposición a organofosforados puede generar graves problemas de salud a largo plazo. Es así como diversos estudios relacionan a los OPs con la aparición de problemas a nivel neurológico como Parkinson (Nielsen *et al.*, 2015), Alzheimer (Terry, 2012) y deterioro del rendimiento cognitivo (Blanc-Lapierre *et al.*, 2013). Adicionalmente, este grupo de plaguicidas es constantemente investigado por su asociación con la incidencia de trastornos genéticos, cardiovasculares y reproductivos en los operadores que aplican los agroquímicos (Castro, 2019).

Actualmente el glifosato es uno de los plaguicidas de mayor debate en su uso debido a numerosas investigaciones que lo sindicaron como cancerígeno ante exposiciones prologadas (Silva *et al.*, 2018). El principal metabolito de este herbicida

es el ácido aminometilfosfónico (AMPA), el cual se forma por degradación microbiana en el suelo (Soukup *et al.*, 2020). En la década de los 90 Argentina comenzó a cultivar organismos genéticamente modificados (OGM), iniciando la producción de cultivos Roundup Ready que se caracterizan por tolerar aplicaciones de glifosato en post - emergencia. Con el paso del tiempo la aplicación de glifosato en la agricultura argentina ha aumentado notoriamente, de la misma manera que la incidencia de cáncer en localidades rurales (Avila-Vazquez *et al.*, 2017; Bøhn *et al.*, 2014). Por otra parte, el clorpirifos es un insecticida organofosforado de amplio espectro que ha sido muy estudiado con principal foco en su impacto ambiental dado su uso excesivo en la agricultura. Como principal producto de la degradación de este OP está el 3,5,6-tricloro-2-piridinol (TCP) que posee mayor solubilidad en agua, por lo que además de contaminar suelos se ven afectados los ambientes acuáticos. El tratamiento del TCP es complejo, ya que dicho metabolito tiene la capacidad de generar un efecto antimicrobiano que limita su biodegradación (Rayu *et al.*, 2017).

Debido a que los OPs son compuestos altamente tóxicos que se usan en forma excesiva, se ha provocado un daño serio a los suelos cultivables (Hernández-Ruiz *et al.*, 2017), donde se puede mencionar su erosión, cambios de pH, alteración en la agregación y calidad de la materia orgánica, disminución de fertilidad, acumulación selectiva de residuos, efectos fisiológicos negativos en cultivos y disminución de la población microbiana como efectos notables (Prado *et al.*, 2019). El comportamiento de los organofosforados en el suelo está estrechamente relacionado con los procesos de adsorción y desorción desde la matriz natural, ya que éstos repercuten en la dispersión, transformación y bioacumulación del pesticida (Ben Salem *et al.*, 2019). Tanto los OPs como los suelos poseen variadas propiedades que están sujetas a ciertas condiciones ambientales (Ramírez *et al.*, 2017), de esta manera, la situación específica que se dé al considerar las características del suelo y el OP, más la concentración, frecuencia y modo de aplicación del pesticida, determinará la persistencia del mismo (Aung *et al.*, 2020). Debido a que el suelo es el principal reservorio de plaguicidas (Ghabbour *et al.*, 2012) y a la vez un componente trascendental en la producción de alimentos, se

debe tratar la contaminación de dicho ambiente para evitar impactos negativos de gran magnitud (Boesten, 2016).

Entre las alternativas para la descontaminación de suelos se encuentra la biorremediación, que consiste en una degradación biológica del organofosforado mediante procesos que no implican un impacto adicional para el ecosistema y además tienen la ventaja de tener un moderado costo de inversión. Estos tratamientos biológicos se basan en la aplicación de diversos organismos que mediante una estrecha relación con actividades enzimáticas logran degradar el contaminante y reducir su toxicidad o volverlo inocuo (Amaya, 2013). Considerando la información anterior, se plantea esta revisión bibliográfica con el objetivo de analizar las tendencias de biorremediación para suelos contaminados con organofosforados.

DESARROLLO Y DISCUSIÓN

I. Tendencias de biorremediación por hongos y bacterias para suelos contaminados con OPs

Los hongos tienen la capacidad de degradar las moléculas de organofosforados mediante enzimas que restan complejidad y persistencia a la estructura química del pesticida. Se atribuye a los hongos la ventaja de tolerar altas concentraciones de contaminante, además de poseer hifas que se extienden en el suelo alcanzando un radio de acción mayor que otros organismos (Maldonado, 2017).

Aspergillus terreus es un hongo filamentoso, saprófito que se encuentra en gran cantidad de suelos. Esta especie tiene especial importancia a nivel biotecnológico ya que produce ácido itacónico y metabolitos secundarios utilizados en farmacología (Vassileva *et al.*, 2020). Al estudiar potenciales especies biorremediadoras de suelos contaminados con clorpirifos, Silambarasan y Abraham (2013) aislaron muestras del hongo *A. terreus* desde suelos arroceros contaminados con dicho insecticida, determinando mediante cromatografía que suelos (con y sin aplicación de nutrientes) inoculados con este hongo lograban degradar el 100 % del clorpirifos aplicado y su producto TCP (Figura 1), indicando que las enzimas del hongo *A. terreus* se expresaron sin discriminar la presencia o

ausencia de los nutrientes (nitrógeno, carbono y fósforo). Adicionalmente *A. terreus* desarrolló una mayor biomasa en presencia del OP, probablemente por la disponibilidad de carbono al degradar el contaminante.

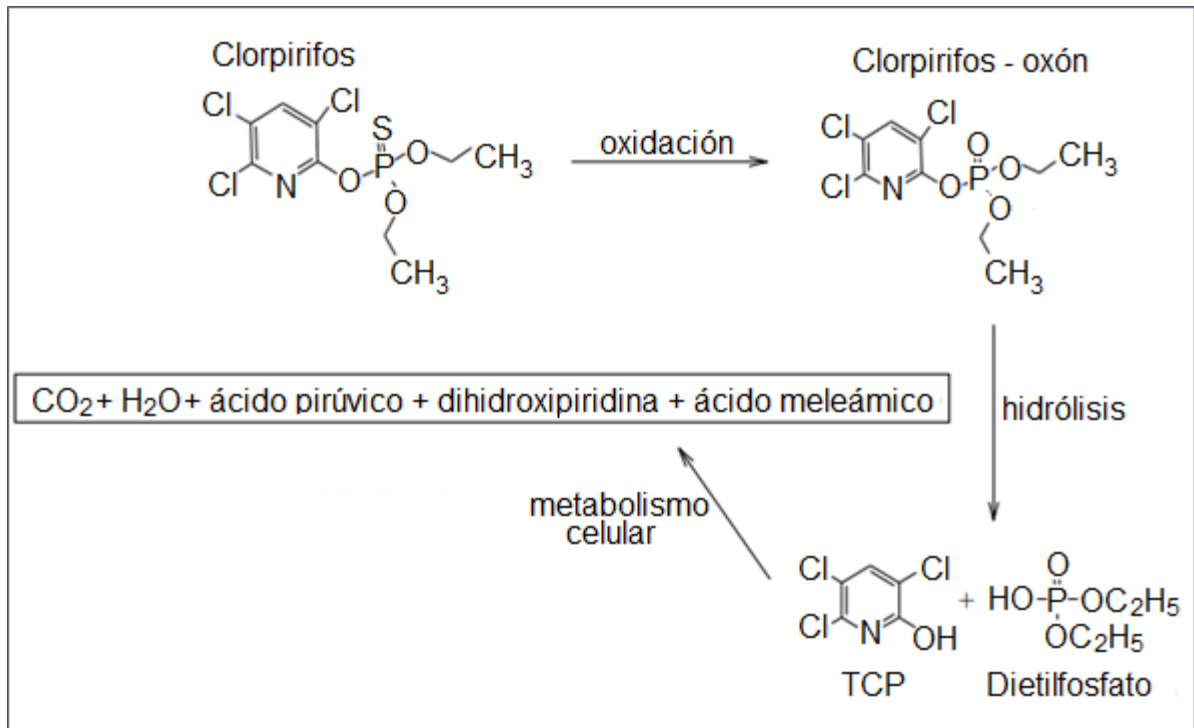
Sud *et al.*, (2020) señalaron que para diseñar nuevas herramientas de biorremediación para suelos contaminados con clorpirifos se debería conocer la caracterización genética de los microorganismos que serán utilizados.

Las bacterias autóctonas de lugares contaminados han ido evolucionando al generar una adaptación a dichos ambientes, correspondiendo así a nichos ecológicos ideales para aislar cepas capaces de degradar OPs (Ortiz-Hernández y Sánchez-Salinas, 2010). La bacteria *Lysinibacillus sphaericus* es un bacilo gram positivo esporulado, que ha causado gran interés científico a partir de estudios que establecen a la especie como biorremediadora de ambientes contaminados (Bustos *et al.*, 2018). Este microorganismo promueve el crecimiento de plantas y mejora las condiciones nutricionales debido a su capacidad de fijar nitrógeno, solubilizar fósforo y producir fitohormonas. Además, *L. sphaericus* posee el gen de la sarcosina oxidasa lo que permite degradar al glifosato por la vía carbono-fósforo, evitando producir AMPA (Pérez *et al.*, 2019; Figura 2).

González-Valenzuela y Dussán (2018) propusieron que, en el caso de la biorremediación de suelos contaminados con glifosato, la expresión del gen que activa la sarcosina oxidasa se daba cuando las células de *L. sphaericus* requerían captar carbono y fósforo, obteniéndolos a partir de la degradación del OP.

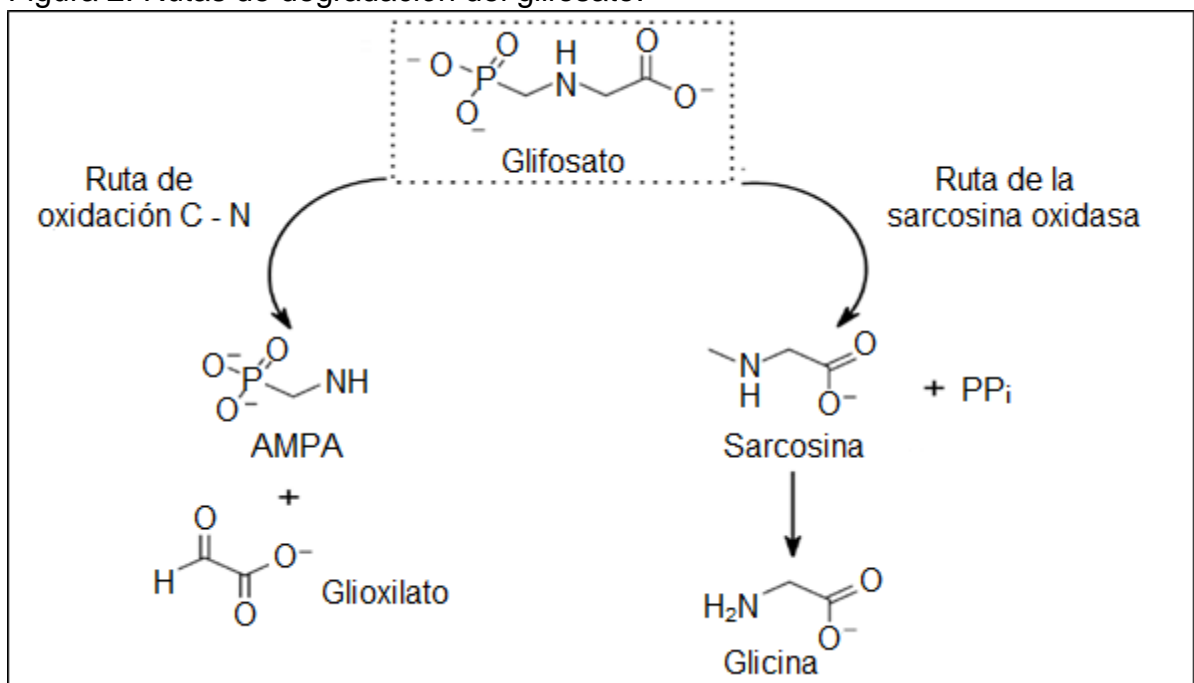
Pérez *et al.* (2019) al estudiar, en Colombia, la degradación de glifosato en suelos cultivados con papa criolla (*Solanum phureja*) determinaron que la presencia de *L. sphaericus* aumentó el área foliar y tasa de supervivencia de las plantas, además las concentraciones en el suelo del pesticida organofosforado y su metabolito AMPA disminuyeron en más de un 75 % en un período de 30 días. De este modo, se promueve la inclusión de *L. sphaericus* en suelos cultivables como estrategia de biorremediación para reducir los efectos secundarios de la aplicación y posterior degradación del glifosato.

Figura 1. Degradación de clorpirifos mediante biorremediación.



Fuente: Adaptado de Sud *et al.*, (2020).

Figura 2. Rutas de degradación del glifosato.



Fuente: Adaptado de Pérez *et al.*, (2014).

II. Tendencias de fitorremediación para suelos contaminados OPs.

La fitorremediación corresponde al uso de plantas para tratamiento in-situ de suelos contaminados, siendo necesario que éstas posean: crecimiento rápido, competitividad, alta producción de biomasa, resistencia y tolerancia a los contaminantes (Jacklin *et al.*, 2020). Según Yadav *et al.* (2015), uno de los potenciales agrícolas que tienen los microorganismos del suelo al asociarse a plantas, es la eliminación de contaminantes.

Los procesos de fitorremediación son diversos, pudiéndose separar en medios de contención (fitoinmovilización y fitoestabilización) y de eliminación (fitoextracción, fitodegradación y fitovolatilización). La fitoinmovilización es la limitación en la biodisponibilidad del contaminante por la acción de compuestos químicos producidos en la interfaz suelo - raíz, inactivando al pesticida por adsorción, absorción o precipitación.

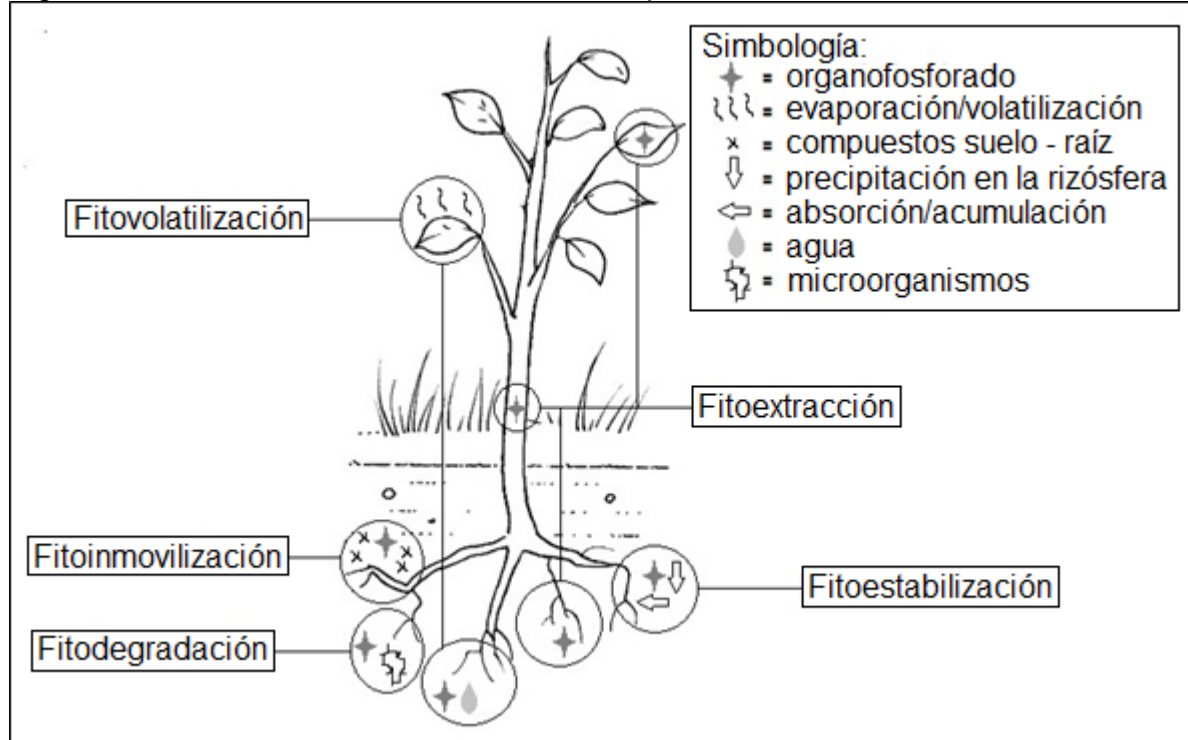
El concepto de fitoestabilización aplica para la inmovilización de contaminantes en el suelo al ser absorbidos y acumulados en las raíces o por precipitación en la rizósfera. Por otra parte, la fitoextracción ocurre cuando el contaminante es absorbido por las raíces de la planta y se acumula en el tallo y hojas. En la fitodegradación, el plaguicida es degradado por la acción conjunta de plantas y microorganismos. El contaminante puede volverse inocuo o ser mineralizado hasta dióxido de carbono y agua. La metabolización ocurre dentro de tejidos vegetales y las mismas plantas producen enzimas catalizadoras de la degradación. Por último, la fitovolatilización se da cuando la planta absorbe agua y al mismo tiempo el contaminante, movilizándose hacia las hojas para posteriormente evaporarse o volatilizarse en la atmósfera (Delgadillo-López *et al.*, 2011). La Figura 3 muestra los procesos de fitorremediación señalados anteriormente.

A partir de la ratificación de *Lotus corniculatus* como una especie tolerante al glifosato por su capacidad de crecer en suelos agrícolas contaminados con dicho organofosforado (Massot *et al.*, 2016), se continuó investigando la especie para definir su rol en la degradación del pesticida.

Massot *et al.* (2021) recolectaron muestras de suelo con plantas de *L. corniculatus* en donde durante 10 años se aplicó glifosato de manera semestral (dosis de 3,5 L

ha⁻¹), aislaron las bacterias *Ochrobactrum haematophilum* y *Rhizobium* sp. para estudiar su asociación con las raíces de *L. corniculatus*.

Figura 3. Procesos de fitorremediación en la planta.



Fuente: Adaptado de Delgadillo-López *et al.*, (2011) y Yadav *et al.*, (2015).

Se determinó que la asociación de *L. corniculatus* inoculado con *O. haematophilum* degradó el glifosato en un 97 % mientras que la asociación *L. corniculatus*-*Rhizobium* sp. disminuyó en un 58,7 % la concentración del OP. Por otra parte, la planta *L. corniculatus* cultivada en ausencia de bacterias no disminuyó de manera significativa la concentración del herbicida, comprobando que la fitorremediación en este caso sólo se lleva a cabo en asociación con los microorganismos del suelo. Segura y Ramos (2013) indicaron que el género *Lotus* generaba exudados radiculares que inducían la colonización microbiana de la rizósfera estimulando procesos de metabolización.

III. Tendencias de vermiremediación para suelos contaminados con OPs

Una alternativa para la remediación de suelos contaminados con organofosforados es el uso de lombrices de tierra para vermicompostaje, que corresponde a un proceso de biooxidación, degradación y estabilización de materia

orgánica por la acción conjunta de lombrices y microorganismos generando un producto estable (Villegas-Cornelio y Laines, 2017). Las lombrices de tierra epigeas son las de mayor potencial para el proceso de vermicompostaje por su habilidad de colonizar residuos orgánicos, alto consumo, digestión, asimilación de materia orgánica, tolerancia a amplio rango de condicionantes ambientales, ciclos de vida cortos, altas tasas de reproducción y resistencia al manejo (Domínguez y Edwards, 2011). El vermicompostaje provoca un aumento en la actividad de la carboxilesterasa (Domínguez *et al.*, 2017), enzima con acción detoxificante que inactiva OPs mediante un mecanismo no catalítico que consiste en una unión no reversible entre el pesticida y el sitio activo de la enzima (Araneda *et al.*, 2016). Los lechos biológicos o “biobeds” son sitios empleados para la carga y lavado de equipos de aplicación de plaguicidas, permitiendo retener y degradar dichos agroquímicos (Castillo y Pizzul, 2018). Recientemente Lescano *et al.* (2020), confirmó que la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*) aumentaba la degradación de glifosato hasta en un 60 % al incorporarse en lechos biológicos, favoreciendo el crecimiento y reproducción de esta lombriz en lechos biológicos elaborados con sustratos orgánicos compuestos de suelo y paja. Los investigadores determinaron que la lombriz *E. foetida*, especie epigea mayormente utilizada en vermicompostaje, aumenta la degradación del OP debido a su capacidad para airear el suelo, aumentar la fertilidad y disponibilidad de nutrientes, aspectos muy relevantes ya que se consideran limitantes de biorremediación. A su vez, señalan que los microorganismos autóctonos del suelo pueden degradar contaminantes, sin embargo, en determinadas condiciones tienen poca movilidad. Frente a esta situación la lombriz roja californiana se encarga de aumentar el contacto entre OPs y microorganismos debido a la desorción del contaminante cuando el suelo pasa a través del sistema digestivo de la lombriz.

Una práctica actual de manejo de residuos orgánicos es a través de su utilización como materia prima para un proceso de pirólisis (Velázquez-Maldonado *et al.*, 2019).

Tabla 1. Estudios que vinculan al vermicompostaje con la biorremediación de organofosforados en el suelo.

Organofosforado (s)	Técnica u organismo	Conclusión	Autores
Clorpirifos y profenofos	<i>Eisenia foetida</i>	Acelera la degradación de ambos OPs	Gonzales-Condori, (2016)
Clorpirifos	Lombricompost	Aumento en la adsorción del OP y disminución de la persistencia en el suelo debido a su degradación	Solarte, (2018)
Clorpirifos	<i>Eisenia andrei</i>	Estimula la actividad carboxilesterasa que inactiva al plaguicida	Sanchez-Hernandez <i>et al.</i> , (2019a)
Diclorvos	<i>Eudrilus euginae</i>	La lombriz africana de compostaje puede degradar al OP	Njoku <i>et al.</i> , (2018)
Glifosato	<i>Eisenia foetida</i>	Es eficiente para descontaminar biomezclas (distintas combinaciones de suelo, rastrojos y desechos de río) especialmente cuando había AMPA en altas concentraciones	Masin <i>et al.</i> , (2018)

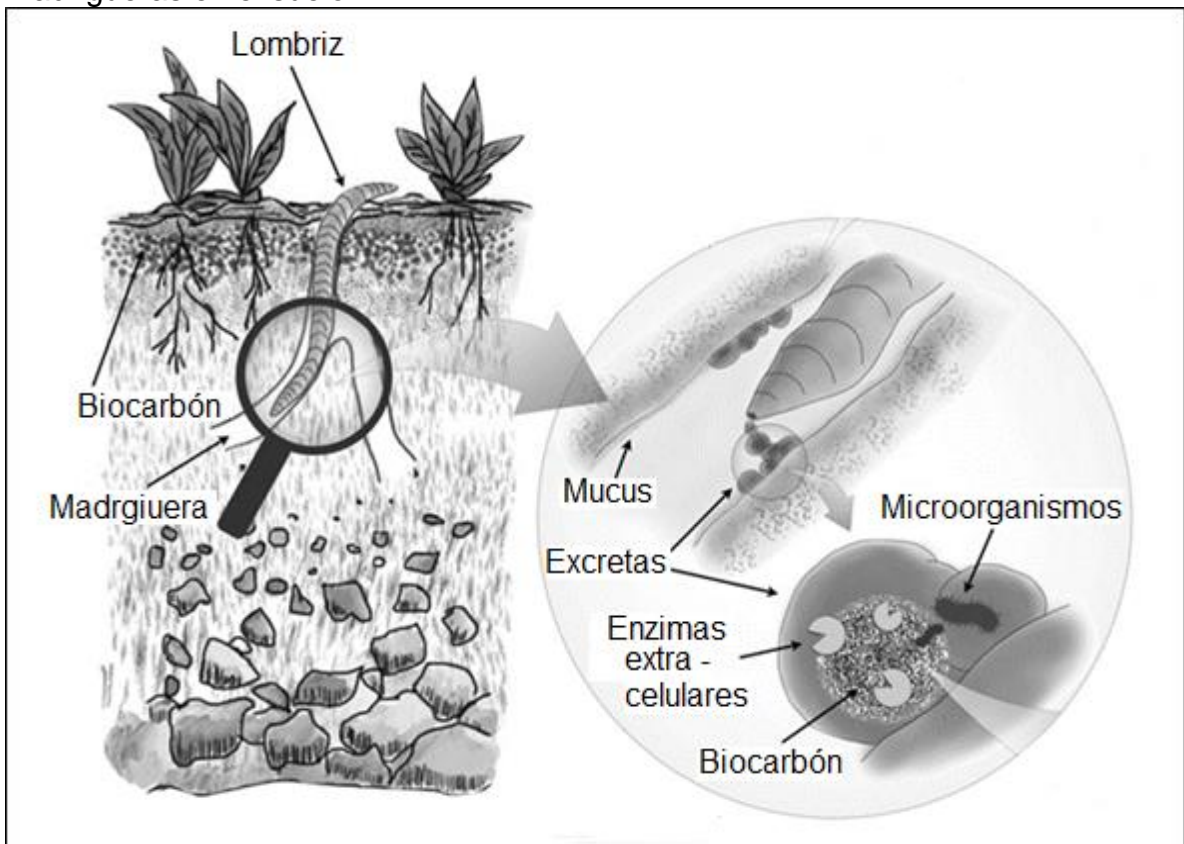
Fuente: Elaboración propia.

La combustión en ausencia de oxígeno permite generar energía y calor a través de la conversión térmica de los residuos, obteniéndose un sub-producto sólido denominado biocarbón (Lehmann y Joseph, 2015). Recientemente se ha demostrado que mediante una acción sinérgica entre biocarbón y *Lombricus terrestris* se puede generar un sistema de vermiremediación de OPs. En este proceso, las lombrices incorporan partículas de biocarbón desde superficie del suelo transportándolas por sus madrigueras a mayores profundidades (Figura 4),

aumentando así la actividad de la enzima carboxilesterasa a lo largo de los orificios (Sanchez-Hernandez *et al.*, 2019b).

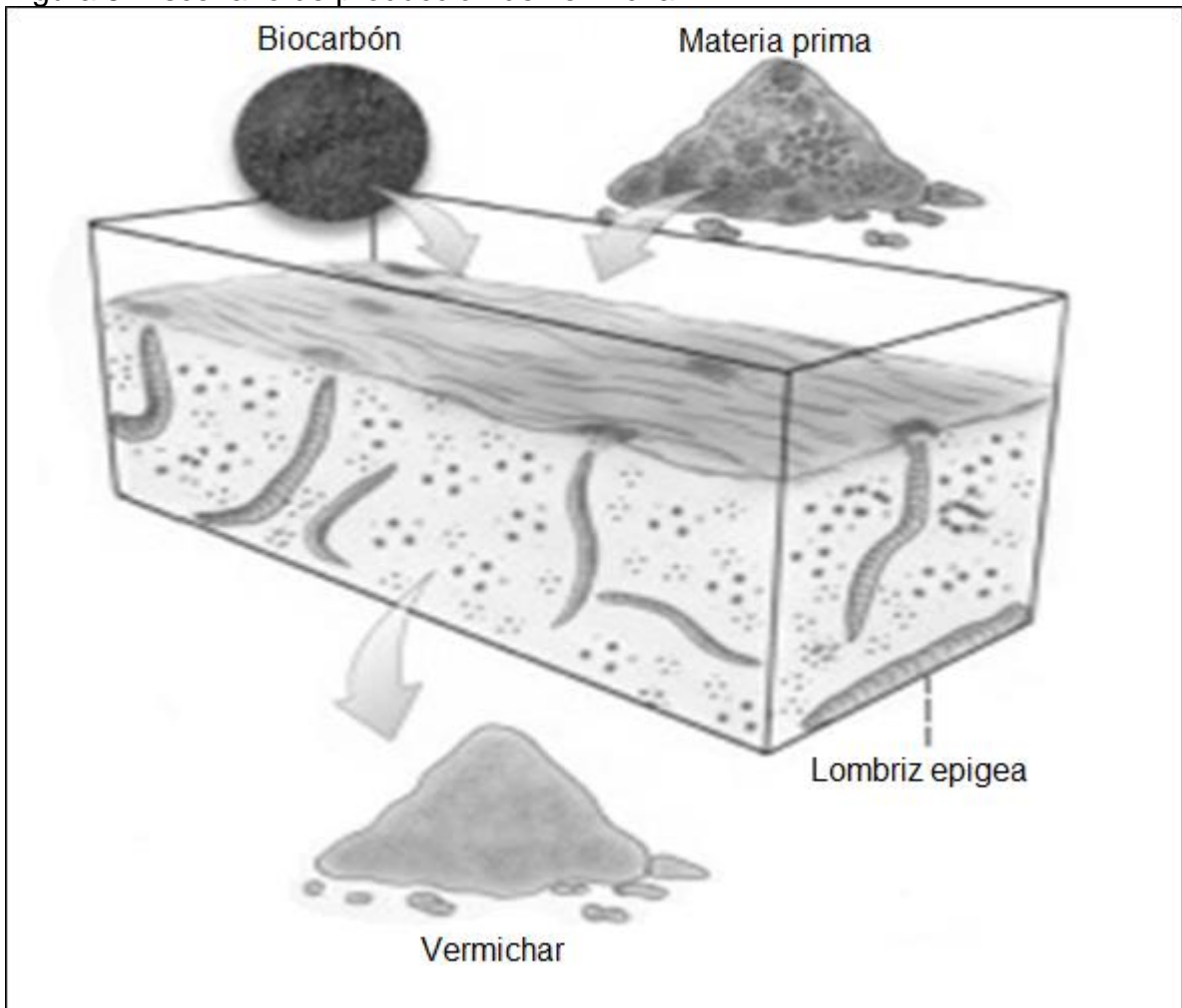
La acción conjunta de vermicompostaje y biocarbón puede formar un solo producto que Sanchez-Hernandez *et al.* (2019c) propusieron denominar como “vermichar”. Se forma añadiendo desechos orgánicos previamente compostados y biocarbón a una cama de lombrices epigeas (Figura 5). Este material estabilizado tiene entre sus ventajas la capacidad de ser almacenado durante largos períodos de tiempo, debido a que el biocarbón aumenta la vida media de las enzimas. El vermichar posee potencial para tratar suelos contaminados con OPs, sin embargo, se desconoce el efecto que puedan tener los contaminantes en las enzimas y cuánto aumentaría la degradación del plaguicida. De esta forma, el vermichar requiere mayor investigación para confirmar su aptitud descontaminante.

Figura 4. Interacción de *Lombricus terrestris* con biocarbón a lo largo de madrigueras en el suelo.



Fuente: Adaptado de Sanchez-Hernandez *et al.*, (2019b), con permiso del autor.

Figura 5. Escenario de producción de vermichar.



Fuente: Adaptado de Sanchez-Hernandez *et al.* (2019c), con permiso del autor.

CONCLUSIONES

1. La biorremediación de suelos contaminados con OPs puede llevarse a cabo mediante diversas especies y técnicas, entre las que se incluyen: hongos, bacterias, plantas y lombrices.
2. *A. terreus* descontamina suelos con clorpirifos y TCP, en presencia o ausencia de nutrientes. *L. sphaericus* degrada glifosato a través de la ruta de la sarcosina oxidasa y reduce las concentraciones de AMPA en los suelos.
3. Al asociarse *L. corniculatus* con *O. haematophilum* y *Rhizobium sp.* se biorremedian suelos contaminados a largo plazo con glifosato.

4. El vermicompostaje estimula la enzima carboxilesterasa que inactiva OPs irreversiblemente, mismo efecto que produce la asociación de biocarbón con *L. terrestris* en el suelo. Aplicaciones de *E. foetida* en lechos biológicos potencian la capacidad de degradación de glifosato y mejoran otros determinantes de producción agrícola.

REFERENCIAS

1. Amaya, A. 2013. Biorremediación de un plaguicida con diferentes cepas fúngicas. Tesis, Bióloga. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias. Ciudad de México, México.
2. Araneda, A., K. Muñoz and R. Barra. 2016. Seasonal response of avoidance behaviour and esterase inhibition (acetylcholinesterase and carboxylesterase) of the earthworm *Lumbricus terrestris* after exposure to pesticides in a conventional and organic apple orchard. Tesis, Doctorado en Ciencias Ambientales con Mención en Sistemas Acuáticos. Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Ambientales. Concepción, Chile.
3. Aung, O., O. Soe, N. Sein, K. Nyaing and A. Myint. 2020. Analysis of dimethoate and diazinon pesticide residues in soil by gas chromatography. *J. Myanmar Acad. Arts Sci.* 18(1): 377-386.
4. Avila-Vazquez, M., E. Maturano, A. Etchegoyen, F.S. Difilippo and B. Maclean. 2017. Association between Cancer and Environmental Exposure to Glyphosate. *Int. J. Clin. Med.* 8(2): 73-85.
5. Bach, E.M., K.S. Ramirez, T.D. Fraser and D.H. Wall. 2020. Soil biodiversity integrates solutions for a sustainable future. *Sustainability-Basel* 12(7): 2662.
6. Ben Salem, A., H. Chaabane, P. Caboni, A. Angioni, R. Salghi and S. Fattouch. 2019. Environmental Fate of Two Organophosphorus Insecticides in Soil Microcosms under Mediterranean Conditions and Their Effect on Soil Microbial Communities. *Soil Sediment Contam.* 28(3): 285-303.
7. Blanc-Lapierre, A., G. Bouvier, A. Gruber, K. Leffondré, P. Lebailly, C. Fabrigoule and I. Baldi. 2013. Cognitive disorders and occupational exposure to organophosphates: Results from the PHYTONER study. *Am. J. Epidemiol.* 177(10): 1086-1096.
8. Boesten, J.J.T.I. 2016. Proposal for field-based definition of soil bound pesticide residues. *Sci. Total Environ.* 544: 114-117.

9. Bøhn, T., M. Cuhra, T. Traavik, M. Sanden, J. Fagan y R. Primicerio. 2014. Compositional differences in soybeans on the market: Glyphosate accumulates in Roundup Ready GM soybeans. *Food Chem.* 153: 207-215.
10. Bustos, M.C., H. Ibarra and J. Dussán. 2018. The Golden Activity of *Lysinibacillus sphaericus*: New Insights on Gold Accumulation and Possible Nanoparticles Biosynthesis. *Materials* 11(9): 1587.
11. Castillo, M.P. y L. Pizzul. 2018. Biobeds – Una contribución sueca para la minimización de la contaminación por el uso de plaguicidas. pp: 53-67. En: L. Brutti, M. Beltrán e I. García de Salamone (Eds.). *Biorremediación de los Recursos Naturales*. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
12. Castro, A. 2019. Enfermedades crónicas asociadas a la exposición ocupacional de organofosforados en trabajadores del sector agrario: revisión sistemática. Tesis, Especialidad de Seguridad y Salud Ocupacional con mención en Salud Ocupacional. Universidad Internacional del Ecuador, Facultad de Ciencias de la Seguridad y Gestión de Riesgos. Quito, Ecuador.
13. Chaves-Bedoya, G., M.L. Ortiz-Moreno y L.Y. Ortiz-Rojas. 2013. Efecto de la aplicación de agroquímicos en un cultivo de arroz sobre los microorganismos del suelo. *Ac. Ag.* 62(1): 66-72.
14. Condore, F. 2020. Control de *Sorghum halepense* (L.) Pers. Mediante el uso de aditivos en el glifosato. Tesis, Título Ingeniera Agrónoma. Universidad Nacional Agraria La Molina, Facultad de Agronomía. Lima, Perú.
15. Delgadillo-López, A., C.A. González-Ramírez, F. Prieto-García, J.R. Villagómez-Ibarra y O. Acevedo-Sandoval. 2011. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 14(2): 597-612.
16. Domínguez, J. and C.A. Edwards. 2011. Biology and Ecology of Earthworm Species Used for Vermicomposting. pp: 27-40. In: C.A. Edwards, N.Q. Arancon and R. Sherman (Eds.). *Vermiculture Technology: Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management*. Taylor and Francis Group. Boca Raton, Florida, United States.
17. Domínguez, J., J.C. Sánchez-Hernández and M. Lores. 2017. Vermicomposting of Winemaking By-Products. pp: 55-78. In: C. Galanakis (Ed.). *Handbook of Grape Processing By-Products*. Elsevier. London, United Kingdom.
18. George, N., P.S. Chauhan, S. Sondhi, S. Saini, N. Puri and N. Gupta. 2014. Biodegradation and analytical methods for detection of organophosphorous pesticide: Chlorpyrifos. *IJPAST* 20(2): 79-94.

19. Ghabbour, S. I., Z.H. Zidan, H.M. Sobhy, W.Z.A. Mikhail and M.T. Selim. 2012. Monitoring of Pesticide Residues in Strawberry and Soil from Different Farming Systems in Egypt. *Am-Euras. J. Agric. & Environ. Sci.* 12(2): 177-187.
20. Gonzales-Condori, E. 2016. Evaluación del desempeño de *Eisenia foetida* (lombriz roja californiana) en la degradación de los pesticidas organofosforados clorpirifos y profenofos en suelos, Arequipa-2014. Tesis, Maestría en Química del Medio Ambiente. Universidad Católica de Santa María, Escuela de Postgrado. Arequipa, Perú.
21. González-Valenzuela, L. and J. Dussán. 2018. Molecular assessment of glyphosate-degradation pathway via sarcosine intermediate in *Lysinibacillus sphaericus*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25(23): 22790-22796.
22. Guzmán-Plazola, P., R.D. Guevara-Gutiérrez, J.L. Olgún-López y O.R. Mancilla-Villa. 2016. Perspectiva campesina, intoxicaciones por plaguicidas y uso de agroquímicos. *Idesia (Arica)* 34(3): 69-80.
23. Hernández-Ruiz, G.M., N.A. Álvarez-Orozco y L.A. Ríos-Osorio. 2017. Biorremediación de organofosforados por hongos y bacterias en suelos agrícolas: revisión sistemática. *Cienc. Technol. Agropecuaria* 18(1):139-159.
24. Jacklin, D., I. Brink and J. de Waal. 2020. The potential use of plant species within a Renosterveld landscape for the phytoremediation of glyphosate and fertiliser. *Water S.A.* 46(1): 94-103.
25. Lehmann, J. and S. Joseph. 2015. Biochar for environmental management: an introduction. pp: 1-13. In: J. Lehmann and S. Joseph (Eds.). *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Taylor and Francis. London, England.
26. Lescano, M., C. Masin, A. Rodríguez, J. Godoy and C. Zalazar. 2020. Earthworms to improve glyphosate degradation in biobeds. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27(12): 27023-27031.
27. Maldonado, L. 2017. Evaluación de la biodegradación de un insecticida organofosforado en muestras de suelo de cultivo de papa mediante *Trichoderma harzianum* y *Pleurotus ostreatus*. Trabajo de titulación, Ingeniera en Biotecnología de Recursos Naturales. Universidad Politécnica Salesiana, Facultad de Ciencias de la Vida. Quito, Ecuador.
28. Masin, C., M. Lescano, A. Rodríguez, J. Godoy and C. Zalazar. 2018. Earthworms to assess the innocuousness of spent biomixtures employed for glyphosate degradation. *J. Environ. Sci. Health B.* 53(9): 1-7.

29. Massot F., M.E. Smith, V.A. Vitali, A.M. Giuliatti and L.J. Merini. 2016. Assessing the glyphosate tolerance of *Lotus corniculatus* and *L. tenuis* to perform rhizoremediation strategies in the humid pampa (Argentina). *Ecol. Eng.* 90: 392-398.
30. Massot, F., P. Gkorezis, J. Van Hamme, D. Marino, B. Spirovic-Triunfonovic, G. Vukovic, J. d'Haen, I. Pintelon, A.M. Giuliatti, L. Merini, J. Vangronsveld and S. Thijs. 2021. Isolation, Biochemical and Genomic Characterization of Glyphosate Tolerant Bacteria to Perform Microbe-Assisted Phytoremediation. *Front. Microbiol.* 11.
31. Navarro, D. 2018. Estudio de los procesos de biorremediación para la recuperación de suelos contaminados con pesticidas. Monografía de grado, Ingeniera Ambiental. Universidad Nacional Abierta y a Distancia, Facultad de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente. Vélez, Colombia.
32. Nielsen S., H. Checkoway, J. Zhang, J.N. Hofmann, M.C. Kiefer, M. Paulsen, F.M. Farin, T.J. Cook and C.D. Simpson. 2015. Blood α -synuclein in agricultural pesticide handlers in central Washington State. *Environ. Res.* 136:75-81.
33. Njoku, K., C. Ogwara, A. Adesuyi and M. Akinola. 2018. Vermiremediation of Pesticide Contaminated Soil Using *Eudrilus euginae* and *Lumbricus terrestris*. *Enviromentasia.* 11(3):133-147.
34. Oka, Y. 2019. Nematicidal activity of fluensulfone compared to that of organophosphate and carbamate nematicides against *Xiphinema index* and *Longidorus vineacola*. *Eur. J. Plant Pathol.* 154(3): 565–574.
35. Ortiz-Hernández, M.L. and E. Sánchez-Salinas. 2010 Biodegradation of the organophosphate pesticide tetrachlorvinphos by bacteria isolated from agricultural soils in México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 26(1): 27-38.
36. Papini, S. and L.E. Nakagawa. 2014. Current status of rodenticide intoxication in Brazil: a preliminary survey from 2009 to 2011. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 57(5): 685-688.
37. Pelosi, C., L. Toutous, F. Chiron, François, F. Dubs, M. Hedde, A. Muratet, J-F. Ponge, S. Salmon and D. Makowski. 2013. Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. *Agr. Ecosyst. Environ.* 181: 223-230.
38. Pérez, E. 2014. Estudio de la ruta de shikimato en *Trichoderma parareesei*, su papel en el antagonismo del hongo y en las relaciones que establece con la planta. Memoria, Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad de Salamanca. Centro Hispano Luso de Investigaciones Agrarias, Departamento de Microbiología y Genética. Salamanca, España.

39. Pérez, M., C. Melo, E. Jiménez and J. Dussán. 2019. Glyphosate Bioremediation through the Sarcosine Oxidase Pathway Mediated by *Lysinibacillus sphaericus* in Soils Cultivated with Potatoes. *Agriculture* 9(10): 217.
40. Prado, M., M. García y A. García. 2019. Los plaguicidas organofosforados, beneficios y riesgos. pp: 69-93. En: J. Vargas y M. García (Eds.). *Avances en Investigación Agropecuaria en México*. Editorial TECCIS A.C. San Francisco de Campeche, México.
41. Ramírez, T., R. Carbone, G. Vivas y J. Vásquez. 2017. Residuos de plaguicidas organofosforados en suelos del municipio José María Vargas, Táchira-Venezuela. *Aibi*. 5(1): 2-8.
42. Rayu, S., U. Nielsen, L. Nazaries and B. Singh. 2017. Isolation and Molecular Characterization of Novel Chlorpyrifos and 3,5,6-trichloro-2-pyridinol-degrading Bacteria from Sugarcane Farm Soils. *Front. Microbiol.* 8: 518.
43. Rey-Henao, L.M., J.A. Vargas-Rivera, E. Vergara-Escudero y E. Londoño-Velasco. 2020. Efecto genotóxico de la exposición ocupacional a insecticidas organofosforados y piretroides, evaluado por la prueba de micronúcleos: Revisión de la literatura. *Salutem Scientia Spiritus* 6(1): 40–48.
44. Rodríguez, B. A., L. M. Martínez, A. A. Peregrina, C. I. Ortiz y O. G. Cárdenas. 2019. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México. *Terra Latinoam.* 37(2): 151-161.
45. Rodríguez-Vivas, R.I., J.E. Hodgkinson, A.J. Trees. 2012. Resistencia a los acaricidas en *Rhipicephalus (Boophilus) microplus*: situación actual y mecanismos de resistencia. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.* 3: 9-24.
46. Romero, E., E. Díaz, N.G Boschetti y O. Duarte. 2010. Aplicación de un SIG para estimar la vulnerabilidad del agua subterránea a los pesticidas en la cuenca del arroyo Feliciano. *Rev. Cient. Agropecu.* 14: 15-25.
47. SAG. 2012. Informe de venta de plaguicidas de uso agrícola en Chile, Año 2012 [en línea]. Servicio Agrícola y Ganadero, División Protección Agrícola y Forestal, Subdepartamento de Viñas y Vinos, Inocuidad y Biotecnología, Sección Inocuidad. Santiago, Chile. <http://www.sag.cl/sites/default/files/declaracion_de_venta_de_plaguicidas_ano_2012.pdf>. [Consulta: 07 agosto 2021].
48. Sanchez-Hernandez, J.C., X. Andrade and J. Domínguez. 2019a. Exploring the potential enzymatic bioremediation of vermicompost through pesticide-detoxifying carboxylesterases. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 183: 109586.

49. Sanchez-Hernandez, J.C., X. Andrade, M. Adrián and J. Notario. 2019b. Biochar increases pesticide-detoxifying carboxylesterases along earthworm burrows. *Sci. Total Environ.* 667: 761-768.
50. Sanchez-Hernandez, J.C., K.S. Ro and F.J. Díaz. 2019c. Biochar and earthworms working in tandem: Research opportunities for soil bioremediation. *Sci. Total Environ.* 688: 574-583.
51. Santos-Luna, J., M. Segura-Osorio, D. Sanmartín-Galvan, J. Pérez-Rodríguez y S. Falconi-Peláez. 2015. Efectos de los fungicidas organofosforados y carbamatos en la salud de los escolares. *Ciencia UNEMI* 8(16): 62-67.
52. Schaaf, A. 2013. Uso de pesticidas y toxicidad: relevamiento en la zona agrícola de San Vicente, Santa Fe, Argentina. *Remexca.* 4(2): 323-331.
53. Segura A. y J.L. Ramos. 2013. Plant-bacteria interactions in the removal of pollutants. *Curr. Opin. Biotechnol.* 24(3): 467–473.
54. Shennan, C., T.J. Krupnik, G. Baird, H. Cohen, K. Forbush, R.J. Lovell and E.M. Olimpi. 2017. Organic and conventional agriculture: a useful framing? *Annu. Rev. Env. Resour.* 42: 317-346.
55. Silambarasan, S. and J. Abraham. 2013. Ecofriendly Method for Bioremediation of Chlorpyrifos from Agricultural Soil by Novel Fungus *Aspergillus terreus* JAS1. *Water Air Soil Poll.* 224: 1369.
56. Silva, V., L. Montanarella, A. Jones, O. Fernández-Ugalde, H.G.J. Mol, C.J. Ritsema and V. Geissen. 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Sci. Total Environ.* 621: 1352-1359.
57. Solarte, M. 2018. Evaluación del efecto de un lombricompost sobre la retención y degradación de clorpirifos en suelo. Trabajo de Investigación, Doctorado en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Palmira, Colombia.
58. Soukup, S., B. Merz, A. Bub, I. Hoffmann, B. Watzl, B. Steinberg and S. Kulling. 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(5): 1575-1584.
59. Sud, K., J. Kumar, P. Kaur and P. Bansal. 2020. Toxicity, natural and induced degradation of chlorpyrifos. *J. Chil. Chem. Soc.* 65(2): 4807-4816.

60. Stoytcheva, M., V. Gochev and Z. Velkova. 2016. Electrochemical Biosensors for Direct Determination of Organophosphorus Pesticides: A Review. *Curr. Anal. Chem.* 12: 37-42.
61. Terry, A. 2012. Functional Consequences of Repeated Organophosphate Exposure: Potential Non-Cholinergic Mechanisms. *Pharmacol Ther.* 134(3): 355-365.
62. Usman, S., A. M. Kundiri and M. Nzamouhe. 2017. Effects of Organophosphate Herbicides on Biological Organisms in Soil Medium-A Mini Review. *J. Ecol. Toxicol.* 1:1-5.
63. Vassileva M., E. Malusá, B. Eichler-Löbermann and N. Vassilev. 2020. *Aspegillus terreus*: From Soil to Industry and Back. *Microorganisms.* 8: 1655.
64. Velázquez-Maldonado, J., P. Juárez-López, J. Anzaldo-Hernández, G. Alejo-Santiago, L.A. Valdez-Aguilar, I. Alia-Tejacal, V. López-Martínez, G.A Pérez-Arias, y D. Guillén-Sánchez. 2019. Concentración nutrimental de biocarbón de cascarilla de arroz. *Rev. Fitotec. Mex.* 42(2): 129-136.
65. Villegas-Cornelio, V. M. y J. R. Laines. 2017. Vermicompostaje: I avances y estrategias en el tratamiento de residuos sólidos orgánicos. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* 8(2): 393-406.
66. Yadav, B., M.S. Akhtar and J. Panwar. 2015. Rhizospheric Plant-Microbe Interactions: Key Factors to Soil Fertility and Plant Nutrition. pp: 127-145. In: N.K. Arora (Ed.). Springer. New Delhi, India.