



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Trabajo Final

Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental

“Estudio de la influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas en la degradación de plaguicidas en suelos hortícolas como estrategia para su recuperación”

Ivana Stoeff Belkenoff

Director: Dr. Damián Marino

Tutora: Lic. Constanza Bernasconi

Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIM)

Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata

Marzo 2021

ÍNDICE

1. Introducción.....	3
1.1. Modelo de producción agrícola dominante: Generalidades.....	3
1.2. Producción en el Cordón Hortícola Platense.....	4
1.3. Dinámica ambiental de plaguicidas en suelos.....	11
1.4. Uso multifuncional de enmiendas orgánicas.....	14
1.4.1. Generalidades.....	14
1.4.2. Caracterización del uso en la región.....	17
1.4.3. Uso como estrategia para la recuperación de suelos con plaguicidas.....	21
1.5. Análisis cuantitativo.....	24
2. Objetivos.....	27
2.1. Objetivo general.....	27
2.2. Objetivos específicos.....	27
3. Análisis cuantitativo y revisión de la literatura científica.....	29
3.1. Metodología.....	29
3.1.1. Búsqueda y procesamiento de la información.....	29
3.1.2. Caracterización de la producción científica: tipos de enmiendas, año, países y revistas...30	
3.1.3. Influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre el comportamiento de los plaguicidas en suelos.....	31
3.1.4. Diseños de experimentos.....	31
3.2. Resultados.....	32
3.2.1. Análisis cuantitativo.....	32
3.2.2. Revisión de la literatura científica: Influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre el comportamiento de los plaguicidas en suelos.....	36
3.2.3. Diseños de experimentos.....	58
4. Propuesta: Uso de Bokashi como estrategia para la restauración de suelos con plaguicidas en el CHP.....	60
4.1. Justificación.....	60
4.2. Propuesta de diseño experimental.....	61
4.3. Exploración de técnicas para el procesamiento de las muestras.....	64
5. Conclusiones.....	70
6. Agradecimientos.....	73
7. Bibliografía.....	74
8. Anexos.....	88

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Modelo de producción agrícola dominante: Generalidades

La modalidad de producción agrícola que predomina en el mundo actualmente demandó la implementación de sistemas de creciente tecnificación, presentados como un “paquete tecnológico” que incluye el uso de semillas transgénicas, la adopción de nuevas estrategias de siembra (siembra directa, siembra de precisión, etc.) y elevado requerimiento de productos químicos sintéticos como plaguicidas y fertilizantes (Pórfido, 2013).

En el último Censo Nacional Agropecuario se define como plaguicida a cualquier sustancia química destinada a prevenir, destruir, atraer, repeler o combatir alguna plaga durante la producción agrícola (INDEC, 2020). Los plaguicidas presentan múltiples clasificaciones en función de algunas de sus características principales como su toxicidad aguda, su vida media o su estructura química, que pueden ser muy variables. Según el tipo de organismo (plaga) que se desea controlar, se clasifican como insecticidas, fungicidas, herbicidas, acaricidas, rodenticidas, nematocidas y molusquicidas, entre otros (del Puerto Rodríguez et al., 2014).

El uso intensivo de una amplia variedad de estos agroquímicos producidos sintéticamente para controlar las plagas y enfermedades de los cultivos es una práctica común en la agricultura moderna en todo el mundo. En el período 1990-2012 (22 años) el uso de plaguicidas en Argentina aumentó alrededor de un 900%, con 317 millones de litros incorporados al ambiente solo en el año 2012 (INTA, 2012; CASAFE, 2012), posicionándonos a nivel mundial como el país con la mayor dosis de aplicación por habitante y el tercer país de mayor utilización de estos compuestos (Pengue et al., 2018). Esto está asociado a los profundos cambios que se generaron en el campo argentino en las últimas décadas, los cuales llevaron a consolidar con fuerza el modelo de intensificación hacia una agricultura extensiva industrial (Defensor del Pueblo, 2015).

Otro tipo de producción es la hortícola, que se desarrolla en forma de cinturones verdes que rodean los centros urbanos, siendo los principales: área metropolitana de Buenos Aires, La Plata, Rosario, Córdoba, Mar del Plata, Mendoza y Tucumán, que abastecen la mayor parte de los alimentos frescos del país (Giobellina et al., 2017). Este tipo de producción hace un uso de plaguicidas hasta 20 veces mayor que lo empleado en los monocultivos extensivos de granos y oleaginosas mencionados anteriormente (Mac Loughlin et al., 2018).

La profundización de este modelo de agricultura intensivo, basado en el uso de grandes cantidades de insumos y energía fósil, ha originado problemas ambientales de gran magnitud (Defensor del Pueblo, 2015), tales como la contaminación con plaguicidas de aguas superficiales y sedimentos de fondo (Marino & Ronco, 2005; Ronco et al., 2016; Mac Loughlin et al., 2017; Etchegoyen et al., 2017), suelos (Aparicio et al., 2013; Primost et al., 2017; Bernasconi et al., 2021), aguas subterráneas (Mas et al., 2020) y la atmósfera (Alonso et al., 2018); el avance de la degradación y erosión de los suelos (Pórfido, 2013); efectos adversos sobre organismos no blanco (Agostini et al., 2013), incluyendo a las comunidades microbianas del suelo (Muñoz-Leoz et al., 2011) y la pérdida de biodiversidad (UNEP, 1997). Esto afecta la salud de los ecosistemas expuestos, incluyendo al mismo agroecosistema, atentando contra su capacidad productiva. Por otro lado, genera la presencia de residuos de plaguicidas en alimentos, incluso en valores por encima de los límites máximos permitidos (Mac Loughlin et al., 2018).

1.2. Producción en el Cordón Hortícola Platense

La Provincia de Buenos Aires tiene un neto predominio agropecuario como una de las principales actividades humanas (Defensor del Pueblo, 2015). Este territorio posee ventajas en cuanto a clima y características edáficas poco comunes, que permiten la producción de una variedad muy amplia de cultivos agrícolas. La horticultura es una de las actividades agrícolas

más importantes, distribuida en forma de cinturones periurbanos como el del Gran La Plata y el de Mar del Plata, donde se cultivan especies destinadas principalmente al mercado interno. También existen en estas áreas, zonas dedicadas al cultivo florícola (Capello y Fortunato, 2008). Sólo el Cordón Verde de las localidades de Berazategui, Florencio Varela y La Plata abastece aproximadamente el 70% de los alimentos frescos del Área Metropolitana de Buenos Aires. El periurbano de La Plata además envía su producción al interior de la provincia de Buenos Aires y a otras provincias (Garrós y Morales Pizzo, 2018).

El Cinturón Hortícola Platense (CHP) (*Figura 1*) ha mostrado un crecimiento económico, productivo, tecnológico y comercial ininterrumpido desde su nacimiento hasta la actualidad, consolidándose ya en 1990 como sector hortícola a nivel provincial (García, 2016). Dentro del cinturón bonaerense, el Gran la Plata presenta el mayor número de quintas y superficie hortícola, con más de 2600 ha destinadas a la horticultura. La región se caracteriza por la presencia de fincas de dimensiones variables, de 7 ha en promedio. Los suelos son Argiudoles, la temperatura media anual es de 15.9 °C y las lluvias promedios anuales son de 1092 mm (Stupino et al., 2012). El área presenta límites no demasiado precisos entre el ámbito de la ciudad y el campo (Capello y Fortunato, 2008).

La producción se caracteriza básicamente por el cultivo intensivo de productos para el consumo en fresco de la población urbana en explotaciones de tipo familiar (Stupino et al., 2012). En esta zona se concentra la producción de apio, alcaucil, tomate y pimiento, tanto a campo como en invernáculo, así como de hojas verdes como lechuga, acelga y espinaca (Defensor del Pueblo, 2015). Es de destacar la importancia relativa nacional de la producción hortícola que se desarrolla en este territorio, considerada como la más importante para su consumo en fresco en el mercado interno (Hang et al., 2013).



Figura 1: Mapa del Partido de La Plata y ubicación geográfica del Cordón Hortícola Platense marcado en color verde (Frediani, 2010)

En los años 70 y 80, en el marco del proceso conocido como Revolución Verde, las semillas híbridas, los sistemas de riego, los agroquímicos de síntesis en el control de plagas y enfermedades, los fertilizantes inorgánicos y la utilización de tractores de mayor potencia, contribuyeron a posibilitar el incremento del área hortícola, su productividad y seguridad de cosecha (García, 2012). Durante los años 90, con la incorporación del cultivo bajo cubierta en invernáculo y el paquete tecnológico asociado, que incluyó semillas de alto potencial de rendimiento y mayor uso de insumos de síntesis química, esta región se transformó en el cinturón hortícola más tecnificado del país. El área bajo cubierta ya ha alcanzado más del 60% de la superficie del territorio. Esta tecnología posibilita una disponibilidad de hortalizas en cantidad y continuidad más amplia y una mayor rentabilidad que el cultivo al aire libre. Sin embargo, ha conducido a sistemas menos sustentables que los sistemas de producción al aire libre, con una baja conservación del ambiente y una alta dependencia de insumos externos (Bonicatto, 2018; Blandi, 2016).

Actualmente se reconoce que el alto uso de plaguicidas y fertilizantes constituye uno de los problemas socio-ambientales más importantes de la horticultura bonaerense en general (Garrós

y Morales Pizzo, 2018; Stupino et al., 2012). En este sentido, según el Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires, realizado por solicitud del Defensor del Pueblo a la Facultad de Ciencias Naturales y Museo y la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata (2015), el Partido de La Plata posee el mayor índice de peligrosidad hortícola de la provincia, el cual permite estimar la peligrosidad potencial de la actividad hortícola general teniendo en cuenta la cantidad y la toxicidad de los compuestos activos utilizados y la superficie cultivada. Se aplican más de 160 compuestos activos para las distintas producciones en esta zona, siendo los más utilizados los insecticidas deltametrina y endosulfan (a pesar de estar prohibido su uso desde el año 2003), y los fungicidas mancozeb, zineb y productos cúpricos (*Tabla 1*), mientras que los herbicidas se usan en menor medida. Es importante destacar que este informe se realizó en base a encuestas a productores y que resultados ambientales de la zona se contraponen con ellos, ya que el Glifosato y el AMPA resultan ser los compuestos que dominan los perfiles de concentraciones ambientales de la región (Mac Loughlin et al., 2018, 2020).

Las aplicaciones se realizan muchas veces de manera sistemática, en forma preventiva y, al aparecer alguna plaga, se incorporan al caldo de aplicación los plaguicidas para tratarlas. Los productores deciden qué cultivos se deben proteger tanto como el producto a aplicar a partir de las recorridas por la quinta. Aquellos productores más tecnificados y con asesoramiento profesional, utilizan agroquímicos más específicos, de menor impacto ambiental. Sin embargo, la mayoría no cuenta con asesoramiento o lo obtiene en los comercios y suele aplicar una lógica en la que prevalece el precio del producto, por lo que tiende a aplicar aquellos agroquímicos de acción más generalizada, sin atenerse al umbral de daño ecológico (Defensor del Pueblo; Capello y Fortunato, 2008).

Tabla 1: Resumen de plaguicidas utilizados para la producción de hortalizas de hoja y fruto en la zona de Partido de La Plata y alrededores y Partido de General Pueyrredon y alrededores (Capello y Fortunato, 2008)

Nivel de uso	Insecticidas	Fungicidas	Herbicidas
Aplicados sistemáticamente ¹	Deltametrina, Endosulfan	Mancozeb, Productos cúpricos, Zineb	-
Aplicados muy frecuente ²	Clorfenapir, Imidacloprid, Metamidofós	Azoxistrobina, Captan, Carbedazim	Trifluralina
Aplicados frecuentemente ³	Abamectina, Aldicarb, Carbofurán, Cipermetrina, Clorpirifós, Dimetoato, Lambdacialotrina, Metribuzin, Spinosad	Promicimidone, Propamocarb, Tebuconazol, Triadimefon	Glifosato, Metalocloro, Paraquat
Aplicados eventualmente ⁴	Acetamiprid, Buprofesim, Cartap	Azufre, Clorotalonil, Folpet, Fosetil Aluminio, Kasugamicina	Metomil
Aplicados ante situaciones puntuales ⁵	Bifentrin, Flutriafol, Carbaril	Epoconazol, Hexaconazol, Pcnb	-

¹ Se realizan varias aplicaciones por ciclo de cultivo, de manera generalizada, en presencia o no de la adversidad.

² Se los utiliza ante adversidades de aparición frecuente, más de una vez por ciclo del cultivo y de manera generalizada

³ Suelen realizarse aplicaciones, si es que aparece la adversidad.

⁴ De acuerdo a preferencias del productor, como parte de la rotación de fitosanitarios, por cuestiones comerciales, etc.

⁵ Se aplican esporádicamente o cuando se presentan situaciones específicas.

Actualmente conviven en el CHP diversas formas de producción; en virtud de esta complejidad, Stupino et al. (2012) clasifica a agricultores, fincas o manejos como convencionales y orgánicos. El término convencional se refiere a los sistemas modernos, y se considera así al caracterizado principalmente por el uso de productos químicos (fertilizantes y plaguicidas). Pueden reconocerse dos modalidades convencionales: convencional intensivo (CI) y convencional bajos insumos (CBI).

Las fincas CI están altamente tecnificadas, a veces con una amplia superficie (hasta más de 20 ha) ocupada por pocos cultivos, es decir, una menor diversidad, asociada a una disminución en la frecuencia de las rotaciones y en el descanso del suelo. Se caracterizan por un uso intensivo de la tierra y un alto uso de insumos químicos, principalmente fertilizantes sintéticos. Las características de esta forma de producción coinciden con la tipología de productores empresariales: productores capitalizados, que llegan a utilizar más de dos veces la misma superficie, lo que se logra con la aplicación constante de agroquímicos y maquinaria adecuada. La baja cobertura de vegetación espontánea tolerada por el productor se corresponde con el uso de productos químicos potencialmente más eficientes en el control de adversidades: esterilizadores en invernáculo o el uso de herbicidas totales a campo. La tendencia a producir pocas especies cultivadas podría deberse al destino de la comercialización principalmente mayorista, donde se requieren mayores volúmenes de producción por cultivo.

Las fincas CBI se caracterizan por una baja tecnificación, menor superficie (generalmente menos de 10 hectáreas) y mayor diversidad de cultivos. El uso de la tierra es intensivo y es limitado el uso de insumos químicos. Esto podría estar asociado a la situación socio-económica y las vías de comercialización del agricultor. Este grupo de productores coincide con la clasificación en familiares medios, que buscan estrategias de resistencia para mantenerse en el mercado dado que las superficies son menores y no están capitalizados, por lo tanto deben volcarse a los cultivos de tipo intensivo en el uso de la tierra pero también en mano de obra.

Por otro lado, hay en el CHP un número menor pero creciente de fincas orgánicas y/o agroecológicas. La agricultura orgánica se puede definir como un sistema de producción agrícola sustentable en el tiempo sin la utilización de ciertos productos químicos, que permite a los consumidores identificar claramente las características señaladas a través de un sistema de certificación que las garantiza (INDEC, 2020). Estos sistemas existen en Argentina desde 1992, reconocidos oficialmente por el Instituto Argentino de Sanidad y Calidad Vegetal [IASCAV]. Las fincas orgánicas, a diferencia de las convencionales, presentan una mayor diversidad de cultivos

con rotaciones y períodos de descanso, y una mayor tolerancia de los productores a la vegetación espontánea (Stupino et al., 2012). La Agroecología toma relevancia en Argentina en los últimos años habiéndose incorporado como un tipo de práctica (diferenciándose incluso de la orgánica) en el último Censo Nacional Agropecuario, realizado en 2018. En ella se aplican simultáneamente conceptos y principios ecológicos y sociales al diseño y la gestión de los sistemas alimentarios y agrícolas, para lograr un sistema alimentario justo y sostenible (FAO, 2018), aprovechando los procesos naturales y las interacciones en beneficio de los cultivos para reducir el uso de insumos externos y mejorar la eficiencia, tendiendo a incrementar la biodiversidad, restaurando la salud ecológica y reduciendo los riesgos para los productores y las comunidades (Altieri y Nicholls, 2000). Se trata de una alternativa que, basada en la biodiversidad biológica y cultural, la nutrición de los suelos y el empleo de tecnologías apropiadas, conjuga la obtención de una rentabilidad estable y sustentable con la preservación del entorno ambiental. Las prácticas agroecológicas mejoran la captación de la energía solar, se evita la pérdida de nutrientes, se reduce el efecto de las temperaturas extremas, se mejora la captación, el almacenaje y la absorción del agua. La planificación en el tiempo y espacio de la diversidad en los sectores del predio permiten aprovechar los flujos y ciclos naturales dirigiendo las prácticas hacia aquellos más favorables. La agroecología es una alternativa que ha sido adoptada por una gran cantidad de productores en la Argentina, muchos de los cuales se hallan en la etapa de transición (Hernández et al., 2014), es decir, se encuentran en procesos de transformación de sistemas convencionales de producción hacia sistemas de base agroecológica. En el último Censo Nacional Agropecuario se identificaron 2.544 explotaciones que practican agricultura orgánica y 2.324 que practican agroecología, encontrándose la mayor parte de estas últimas en la provincia de Buenos Aires (INDEC, 2020).

1.3. Dinámica ambiental de plaguicidas en suelos

Como consecuencia del uso intensivo de plaguicidas en la actividad hortícola, en distintas regiones del mundo se pueden encontrar residuos de plaguicidas tanto en productos alimenticios como en el ambiente circundante a las áreas productivas (Kreuger et al., 2010; Donkor et al., 2015; Mac Loughlin et al., 2017, 2018, 2020). Esto se debe a que la aplicación de estos químicos -ingreso- está asociada a una posterior distribución de los mismos entre los distintos compartimentos ambientales, incluyendo los cuerpos de agua superficial y subterránea, los sedimentos de fondo, el suelo, la atmósfera y la biota, lo cual es puesto en evidencia en numerosos trabajos tal como se presentó anteriormente. El destino ambiental de los plaguicidas es una gran preocupación en la actualidad, ya que se trata de compuestos con toxicidad intrínseca.

El comportamiento y el destino ambiental de los plaguicidas en el ambiente están gobernados por procesos de transferencia y de transformación. Dichos procesos dependen tanto de las condiciones climáticas y topográficas de la región (vientos, temperatura, lluvias, topografía del terreno, cobertura vegetal y tipo de suelos), como de las propiedades fisicoquímicas inherentes del compuesto, tales como presión de vapor, solubilidad en agua, tiempo de vida media, coeficiente de adsorción de carbono orgánico (K_{OC}), coeficiente de partición octanol-agua (K_{OW}), entre otros (Mojica y Guerrero, 2013, Etchegoyen et al., 2020). Los procesos de transferencia más comúnmente estudiados son la adsorción y desorción, escorrentía, volatilización e infiltración (o lixiviación). Los procesos de transformación están caracterizados por la división de la molécula del plaguicida e incluyen la degradación por procesos químicos, fotoquímicos y/o biológicos (Fernandes et al., 2006), dando lugar a metabolitos con distinta toxicidad y comportamiento ambiental respecto a la molécula parental.

Distintos estudios han estimado que menos del 0,3% del plaguicida alcanza el organismo blanco; el restante 99,7% ingresa al ambiente, representando una potencial amenaza para

organismos no-blanco, incluyendo a los seres humanos. Una parte significativa del plaguicida frecuentemente finaliza en el suelo, donde puede sufrir transformaciones biológicas y fisicoquímicas (Muñoz-Leoz et al., 2011) y moverse hacia las demás esferas ambientales.

Los plaguicidas en suelos se encuentran en un equilibrio dinámico entre las fases sólida y líquida. Dado que los procesos de sorción y desorción determinan la cantidad de plaguicida en solución, en gran parte controlan la movilidad (lixiviación), biodisponibilidad y degradación del mismo en el suelo. La sorción dificulta los procesos de degradación y reduce la movilidad, mientras que la desorción actúa de forma contraria (Fernandes et al., 2006). De esta manera, estos procesos influyen en el comportamiento ambiental de los plaguicidas y su ecotoxicidad. La concentración de plaguicida en solución depende de la capacidad de adsorción de la fase sólida y de las características del compuesto. Los componentes del suelo que mejoran la capacidad de adsorción de los contaminantes orgánicos son las arcillas, los oxihidróxidos de hierro y manganeso y la materia orgánica. Esta última fracción tiene un claro papel en la sorción de contaminantes orgánicos por su alta reactividad. La presencia de un gran número de grupos funcionales es lo que confiere a la fracción húmica del suelo una alta afinidad por contaminantes orgánicos de diferentes características (García-Delgado et al., 2020). Las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas, como la hidrofobicidad, la estructura y el peso molecular también influyen en dichos procesos. La biodisponibilidad se ha correlacionado negativamente con los coeficientes de partición n-octanol / agua ($\log K_{ow}$) (Ren et al., 2017). Los compuestos orgánicos no-iónicos, hidrofóbicos, con solubilidad baja o muy baja en agua suelen tener una mayor capacidad de sorción (Pérez-Lucas et al., 2020; Álvarez-Martín et al., 2015).

El pH del suelo también influye sobre los mecanismos de retención y por lo tanto la movilidad de los plaguicidas, al condicionar los equilibrios ácido-base y consecuentemente la especiación química de compuestos con grupos funcionales sensibles a intercambio protónico (Pérez-Lucas et al., 2020).

La persistencia de los plaguicidas en suelos se caracteriza mediante la vida media (DT50) y está asociada a la tasa de degradación, que puede darse por procesos químicos (fotólisis, hidrólisis, oxidación y reducción) y biológicos (transformación no enzimática y enzimática) (Pérez-Lucas et al., 2020). En este sentido, la degradación microbiana es la ruta principal de remoción de plaguicidas en los suelos, condicionando su persistencia (Muñoz-Leoz et al., 2011). La tasa de degradación depende de la estructura química del compuesto, las características fisicoquímicas del suelo (como pH, contenido de carbono orgánico), las características biológicas (actividad y distribución de microorganismos) y la disponibilidad del sustrato orgánico para los organismos degradadores. Por lo tanto, la misma está influenciada también por la historia previa del suelo. Además, las condiciones ambientales que controlan la temperatura y el contenido de humedad del suelo poseen un rol importante. La tasa de degradación de los plaguicidas es variable, y numerosos estudios lo evidencian. Su cinética de degradación en suelos se describe frecuentemente con datos de mineralización. Sin embargo, los datos de disipación podrían probablemente ser más precisos para describir su desaparición, ya que también tienen en cuenta el metabolismo del compuesto padre y la formación de residuos ligados (no extraíbles). Las constantes de degradación usualmente se estiman usando ecuaciones de pseudo primer orden. La ecuación de primer orden (*Ecuación 1*) ha sido usada satisfactoriamente para describir la cinética de mineralización y disipación en suelo (*Figura 2*) de la mayoría de los plaguicidas a bajas concentraciones (Mosquera et al., 2010).

Ecuación 1: Ecuación de primer orden

$$C_t = C_0 e^{-kt}$$

Donde C_t es la cantidad de plaguicida en el tiempo t (mg/kg), C_0 es la cantidad inicial de plaguicida, k es la constante de primer orden (d^{-1}) y t es el tiempo (d).

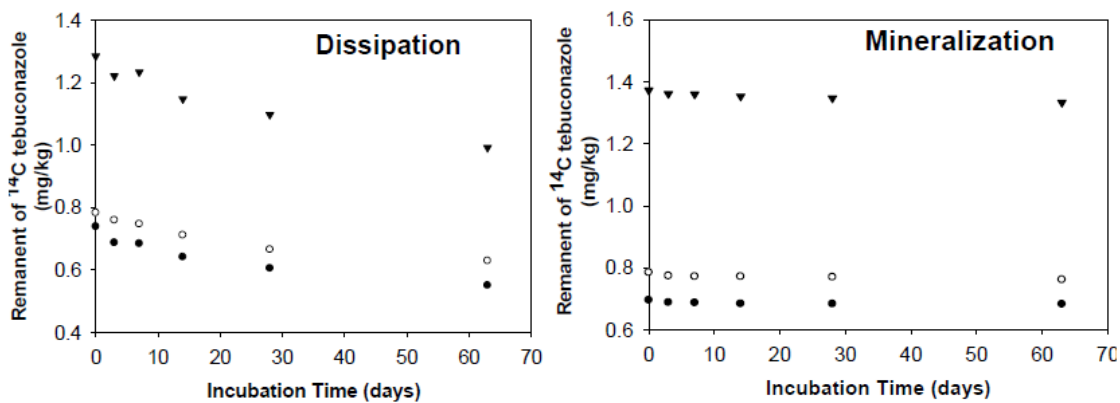


Figura 2: Ejemplo - gráficas de la cinética de disipación y mineralización del ^{14}C tebuconazol tomado de Mosquera et al. (2010)

Los plaguicidas pueden ejercer efectos adversos en las comunidades microbianas no blanco del suelo, afectando negativamente la salud del mismo (Muñoz-Leoz et al., 2011). En el trabajo realizado por Bending et al. (2007) la historia previa del suelo (sitios bajo manejo convencional - con aplicación de plaguicidas-, y orgánico -sin aplicación de plaguicidas ni fertilizantes durante 10 años-) afectó las respuestas de las comunidades microbianas a los fungicidas, probablemente debido a las diferencias en el contenido de materia orgánica y la biomasa y actividad microbiana, los cuales fueron superiores en el suelo con manejo orgánico, y que indirectamente afectan las tasas de degradación y el nivel de exposición de las comunidades edáficas.

1.4. Uso multifuncional de enmiendas orgánicas

1.4.1. Generalidades

Las enmiendas del suelo incluyen todos los materiales (inorgánicos y orgánicos) que se mezclan con el suelo con la función de proporcionar nutrientes o mejorar sus propiedades físicas (Sankar Ganesh et al., 2017). Las enmiendas o abonos orgánicos son todos aquellos con altos contenidos de carbono orgánico (Vazquez, 2018). Estas pueden (i) ser originadas por distintas

actividades (agrícola, urbana, industrial), (ii) estar sometidas o no a tratamientos (compostaje, digestión anaeróbica), y (iii) presentarse en diferentes estados de la materia (sólido, líquido) (Urra et al., 2019).

El material de origen de las enmiendas orgánicas se puede clasificar de la siguiente manera según lo propuesto por Vazquez (2018):

1. Residuos de origen animal:

- Estiércoles (vacuno, porcino, ovino, equino, de aves de granja, conejos)
- Guano de aves marinas
- Orina (vacuna, porcina, equina, caprina)

2. Residuos de origen urbano

- Cloacales (aguas negras, lodos cloacales)
- Residuos domiciliarios
- Lodos de alcantarillas

3. Residuos y subproductos industriales

- De agroindustrias: cáscaras (arroz, cereales, girasol, etc.), orujos y otros derivados de la elaboración del vino, tortas oleaginosas de la industria del aceite, bagazo y cachaza de la industria azucarera, etc.

- De industrias pecuarias: sangre seca, cuernos, pezuñas, huesos (industria frigorífica), harina de pescado

- De industrias forestales: aserrín, corteza de plantas leñosas

4. Residuos vegetales: paja, hojarasca, mantillo de bosque

5. Sedimentos: fluviales (resaca de río), de fondo de lagos y estanques

6. Materiales naturales provenientes de la descomposición de vegetales: turbas, lignito

Una definición más amplia podría incluir a los abonos verdes, los rastrojos y los cultivos de cobertura.

En relación al tipo de tratamiento, el compostaje es el proceso de transformación aeróbica controlada de los materiales orgánicos contenidos en los residuos por medio de la actividad de los microorganismos, donde a partir del sustrato orgánico se produce CO₂, agua, minerales y materia orgánica estabilizada denominada compost (Vazquez, 2018). La digestión anaeróbica es un proceso biológico mediante el cual los residuos orgánicos se estabilizan en ausencia de oxígeno, lo que da como resultado la formación de biogás y un subproducto orgánico que puede separarse en una fracción líquida y una sólida y, dada su composición rica en nutrientes, se pueden utilizar como enmiendas orgánicas (Urrea et al., 2019). El “biol”, por ejemplo, es un abono orgánico líquido de origen animal (estiércol, guano) o vegetal (restos de cosechas) que se obtiene del proceso de descomposición anaeróbica.

El uso de enmiendas orgánicas para mejorar la fertilidad del suelo se remonta a miles de años atrás, y es una práctica común en la agricultura debido a su potencial para mejorar la salud del suelo y aumentar la productividad de los cultivos (Scotti et al., 2015). En general son utilizadas en producciones intensivas como la florícola, hortícola o frutícola, debido al deterioro de los suelos (Vazquez, 2018). Las mismas pueden aportar macro y micronutrientes al suelo, así como aumentar su contenido de materia orgánica, en proporciones que dependen del origen de la enmienda, mejorando sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Van Zwieten, 2018; Thangarajan et al., 2013). El aporte de materia orgánica mejora la estructura del suelo y como consecuencia se favorece la porosidad e intercambio gaseoso así como la reducción de la densidad aparente y la resistencia a la penetración, propiedades generalmente afectadas en la producción intensiva. Simultáneamente pueden aumentar la retención hídrica y, mejorando la dinámica del agua, incrementar la capacidad de intercambio catiónica (CIC) y el poder buffer edáfico (Vazquez). La incorporación de materia orgánica altamente descompuesta también aumenta la CIC del suelo al tener muchos sitios de unión de cationes, o estimulando la descomposición de materia orgánica nativa para producir más sitios de unión (Ren et al., 2017). Por otro lado, la materia orgánica juega un papel fundamental en el ecosistema del suelo porque

proporciona sustratos para los microorganismos, cuya actividad además suministra nutrientes minerales a las plantas (Scotti et al., 2015)

Numerosos informes describen una disminución en la calidad del suelo debido a las prácticas de labranza intensiva y a un enfoque en enmiendas de fertilizantes inorgánicos, incluyendo la acidificación del suelo, la pérdida de carbono orgánico, el deterioro estructural, la contaminación por metales pesados y los efectos de los nutrientes fuera del sitio (Van Zwieten, 2018). El uso de enmiendas orgánicas es una alternativa a los fertilizantes inorgánicos, con un impacto ambiental menor (Celestina et al., 2019). Por otro lado, el costo de las enmiendas generadas a partir de residuos es bajo, e incluso la mayoría pueden ser obtenidas a partir de los propios desechos generados por el establecimiento que las utiliza. Además, se trata de una estrategia para la disposición final de residuos orgánicos que permite su puesta en valor y reciclado, e implica un menor impacto ambiental en relación a otros modos de disposición final de los mismos. Como resultado, el uso de enmiendas orgánicas está aumentando en tierras agrícolas en muchos países, donde se aplican ampliamente como fertilizantes o, alternativamente, como enmiendas en iniciativas de rehabilitación y recuperación de suelos (Urra et al., 2019).

1.4.2. Caracterización del uso en la región

Los estiércoles, los residuos líquidos de tambo, los compost y residuos agroindustriales como la cáscara de arroz son los productos más difundidos actualmente en Argentina. El empleo de lodos cloacales, biol y basura domiciliaria e industrial pretratados ha comenzado a difundirse en el país, en un marco institucional y legal en pleno desarrollo (Vazquez, 2018).

En las regiones hortícolas de La Plata y Mar del Plata las enmiendas orgánicas más utilizadas son la cama de pollo y la gallinaza. La **cama de pollo** es una mezcla del estiércol del animal con la cama que los acompaña (generalmente cáscara de arroz o viruta de madera), y la **gallinaza** es el estiércol puro. Estos productos incorporados al suelo tienen una alta carga de microorganismos patógenos y pueden contaminar al suelo, el agua subterránea, los cultivos e

implicar un riesgo para la salud. A su vez, su elevado pH y concentración salina provoca un efecto negativo en los suelos (Rattin & Cuellas, 2015). Otro problema emergente es el uso creciente de fármacos veterinarios (antibióticos) suministrados a los animales a través de la alimentación con fines profilácticos o de promoción de crecimiento. Existen estudios que demuestran que el 90% de estos antibióticos son excretados sin metabolizar (Sassman & Lee, 2007) pudiendo mobilizarse por medio de escorrentía superficial o percolación hacia capas profundas de suelo, contaminando los cuerpos de agua superficial y subterránea de la región pampeana (Alonso et al., 2019). Por otro lado, la gallinaza tiene elevados contenidos de humedad y de nitrógeno que se volatiliza rápidamente, creando malos y fuertes olores y haciendo que pierda calidad como abono (Bongiovanni Ferreyra et al., 2015).

Para reducir los efectos adversos expuestos, es conveniente e imprescindible transformar estos abonos antes de ser incorporados al suelo. Uno de los métodos más adecuados es el compostaje, que permite obtener un producto estable, de lenta liberación de nitrógeno, minimizando la pérdida de nitratos por lixiviación, y apto para su utilización como enmienda en la agricultura. Las técnicas de compostaje son alternativas que el agricultor puede adoptar y modificar de acuerdo a su escala productiva y su ámbito territorial. Dentro de los sistemas de compostaje el más utilizado es el de “pilas con volteo a campo”, debido a su bajo costo y a su tecnología simple (Bongiovanni Ferreyra et al., 2015).

En las quintas agroecológicas o en transición agroecológica del CHP, una práctica frecuente es la aplicación de un tipo de enmienda orgánica conocida como **Bokashi (BKS)**, palabra de origen japonés que significa “materia orgánica fermentada” (M. Marassas, comunicación personal, 2019; MTE Rural, 2020). A diferencia del compost, el BKS se basa en un proceso de fermentación aeróbica y se obtiene a partir de materiales de origen animal y vegetal. No existe una receta exclusiva o fórmula única para su elaboración; su composición se ajusta a las condiciones y materiales disponibles, pudiéndose utilizar los siguientes (Restrepo, 2010):

- Carbón vegetal: Mejora las características físicas del suelo, como su estructura, lo que facilita una mejor distribución de las raíces, la aireación y la absorción de humedad y calor (energía). Su alto grado de porosidad beneficia la actividad macro y microbiológica de la tierra. A su vez, funciona con el efecto tipo “esponja sólida”, el cual consiste en la capacidad de retener, filtrar y liberar gradualmente nutrientes útiles a las plantas, disminuyendo la pérdida y el lavado de éstos en la tierra. Por otro lado, las partículas de carbón permiten una buena oxigenación del abono, de manera que no existan limitaciones en el proceso aeróbico de la fermentación. Otra propiedad que posee este elemento es la de funcionar como un regulador térmico.

- Gallinaza o estiércol: Es la principal fuente de nitrógeno en la elaboración de los abonos orgánicos fermentados. Aporta nutrientes, principalmente con fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro, manganeso, zinc, cobre y boro. Dependiendo de su origen, puede aportar inóculo microbiológico y otros materiales orgánicos, los cuales mejoran las condiciones biológicas, químicas y físicas del suelo.

- Cascarilla de arroz: Mejora las características físicas, facilitando la aireación, la absorción de humedad y el filtrado de nutrientes. También beneficia el incremento de la actividad macro y microbiológica de la tierra y estimula el desarrollo del sistema radical de las plantas. A su vez es una fuente rica en silicio, lo que favorece a los vegetales, haciéndolos más resistentes a los ataques de insectos y enfermedades.

- Salvado de arroz o afrecho: Favorece en alto grado la fermentación debido a su contenido de vitaminas complejas. Aporta activación hormonal, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio, entre otros nutrientes.

- Melaza de caña: Es la principal fuente energética para la fermentación. Favorece la multiplicación de la actividad microbiológica. Es rica en potasio, calcio, fósforo y magnesio y contiene micronutrientes, principalmente boro, zinc, manganeso y hierro.

- Levadura: Es la fuente de inoculación microbiológica necesaria para la fermentación.

- Tierra: En muchos casos ocupa hasta una tercera parte del volumen total del abono a elaborar. Entre otros aportes, tiene la función de darle una mayor homogeneidad física al abono y distribuir su humedad; con su volumen, aumenta el medio propicio para el desarrollo de la actividad microbiológica, para lograr una buena fermentación. Por otro lado, funciona como una esponja al igual que el carbón vegetal.
- Carbonato de calcio o cal agrícola: Su función principal es regular la acidez que se presenta durante todo el proceso de la fermentación. Dependiendo de su origen, natural o fabricado, puede contribuir con otros minerales útiles para las plantas.
- Agua: Tiene la finalidad de homogeneizar la humedad de todos los ingredientes que componen el abono. Propicia las condiciones ideales para el buen desarrollo de la actividad y reproducción microbiológica, durante todo el proceso de la fermentación.

La elaboración de los abonos orgánicos fermentados como el BKS se puede entender como un proceso de semi-descomposición aeróbica de residuos orgánicos, por medio de poblaciones de microorganismos que existen en los propios residuos, en condiciones controladas y que producen un material parcialmente estable, de lenta descomposición, capaz de fertilizar a las plantas y al mismo tiempo nutrir el suelo (Restrepo, 2010). Entre las ventajas del uso del BKS se mencionan el aumento de microorganismos benéficos en el suelo, el incremento de la biodiversidad y el aporte de sustancias orgánicas como aminoácidos, vitaminas, ácidos orgánicos, enzimas y sustancias antioxidantes. A su vez suministra a la planta los microelementos en forma soluble y en un microambiente de pH biológicamente favorable para la absorción (6,5 a 7,0). Otro beneficio es que los microorganismos benéficos del BKS compiten con los patógenos en la zona radicular de la planta (Bertolí et al., 2015).

La elaboración del BKS en un periodo de 14 a 21 días permite la producción de un abono semi-terminado en un tiempo mucho menor que el tiempo requerido para la producción de compost, que requiere aproximadamente un mínimo 3 meses (Cerrato et al., 2006; MTE, 2020).

Además, es una enmienda orgánica de muy bajo costo en relación a la compra de cama de pollo, ya que los productores pueden elaborarlo a partir de materiales disponibles de fácil obtención en sus quintas (*figura 3*).



Figura 3: Proceso de elaboración del BKS (fotografías de un taller brindado por productores del MTE)

1.4.3. Uso de enmiendas orgánicas como estrategia para la recuperación de suelos con plaguicidas

La presencia de plaguicidas en suelos y su impacto en el ambiente, la salud y la seguridad alimentaria causa preocupación a nivel científico y sociopolítico (Comisión Europea, 2006; UNEP/AMAP, 2011). La estrategia para remediar estos suelos debe tener en cuenta tanto los costos como la factibilidad y se deben dirigir los esfuerzos hacia el desarrollo de métodos

biológicos amigables con el ambiente, que permitan remover estos contaminantes orgánicos in situ y sean compatibles con la actividad hortícola (Cabrera et al., 2018).

La biorremediación es el proceso mediante el cual los microorganismos (bacterias, hongos, algas, etc.), autóctonos o inoculados de una zona, degradan, metabolizan, transforman o mineralizan los contaminantes presentes en la misma. Los procesos biorremediativos se pueden llevar a cabo de forma natural en un periodo largo de tiempo (atenuación natural), o reducir ese tiempo aumentando la biomasa microbiana (bioaumentación y bioestimulación) (López et al., 2016). Aunque no todos los compuestos orgánicos son susceptibles a la biodegradación, los procesos de biorremediación se han usado con éxito para tratar suelos, lodos y sedimentos contaminados por distintos compuestos, incluyendo plaguicidas (Velasco y Volke Sepúlveda, 2003; Lozano Quituzaca, 2016). Para una bioremediación exitosa, los contaminantes como sustratos deben estar disponibles y accesibles para los microorganismos o sus enzimas extracelulares (Boudh y Singh, 2019). Además, se deben tener en cuenta otros factores que afectan la estabilidad del compuesto, como sus características químicas y las condiciones ambientales específicas del sitio (Cabrera et al., 2018).

Existen estudios que demuestran el aumento en la velocidad de degradación de plaguicidas en suelos con agregado de enmiendas orgánicas (Siedt et al., 2020; Lozano Quituzaca, 2016). Estos procesos estimulan la actividad microbiológica, por lo que se espera que potencien la biodegradación (Lucas et al., 2020). A su vez, se incorpora carbono orgánico exógeno, el cual tiene la capacidad de sorber plaguicidas (sobre todo los que presentan mayor hidrofobicidad- K_{OC}) y en consecuencia disminuir su movilidad y biodisponibilidad (disminuyendo además procesos de lixiviación). Por otro lado, la presencia de materia orgánica disuelta de algunas enmiendas orgánicas puede reducir la adsorción y aumentar la fracción móvil de plaguicidas debido a la competencia entre las moléculas orgánicas disueltas y las moléculas del plaguicida por los sitios de adsorción y/o interacciones entre dichas moléculas en solución. En este sentido, se ha demostrado que la misma enmienda aplicada a dos suelos diferentes puede producir

diferentes cantidades y calidades de materia orgánica disuelta, afectando la lixiviación del plaguicida (Fernandes et al., 2006).

La combinación de una mayor adsorción y biodegradación tiene el potencial de reducir eficazmente la proporción de plaguicidas disueltos en el agua intersticial y contrarrestar la acumulación de plaguicidas y sus residuos, reduciendo su biodisponibilidad y la exposición de los organismos del suelo, así como su transporte, por ejemplo, por lixiviación o escorrentía (Siedt et al., 2020).

Además de la aplicación de enmiendas orgánicas, otro proceso que puede favorecer la degradación de plaguicidas es el compostaje. Existen estudios que han demostrado que el proceso de compostaje, así como el uso de compost maduro, son una solución de bajo costo y tecnológicamente efectiva para recuperar suelos contaminados por residuos orgánicos peligrosos, incluyendo a los plaguicidas (Velasco y Volke Sepúlveda, 2003).

El proceso de compostaje es adecuado para la degradación de plaguicidas debido, en primer lugar, a las elevadas temperaturas que se alcanzan en él, las cuales favorecen las reacciones bioquímicas siendo más rápidas que a temperatura ambiente y acelerando la degradación. A su vez, ocurren fenómenos de co-metabolización de plaguicidas por parte de algunos microorganismos, que mientras degradan compuestos que les sirven como fuente de energía, descomponen plaguicidas adyacentes como una reacción secundaria; esto es promovido por la gran variedad de estructuras de materia orgánica en el compost. Por último, el gran número y diversidad de microorganismos activos aumentan la posibilidad de biodegradación. Durante el compostaje, entonces, la remoción de un plaguicida puede deberse a la degradación a través de la mineralización por actividad microbiana y la transformación en productos, así como la formación de residuos ligados no extraíbles con materia orgánica (Boudh y Singh, 2019). Distintos estudios se han llevado a cabo respecto del destino de los plaguicidas durante el compostaje, y mientras que muchos mostraron una reducción significativa de plaguicidas detectable, también mostraron que solo un pequeño porcentaje de los mismos se mineraliza;

pudiendo haber tenido lugar otros procesos como la volatilización, adsorción, lixiviación, entre otros (Singer & Crohn, 2001).

Como se mencionó anteriormente (sección 1.4.2) para el caso particular del BKS, el tiempo de elaboración es más corto que el de un compost y como consecuencia la degradación del material no se encuentra muy avanzada al final de ese período. Este hecho hace del BKS un abono sin terminar, bioquímicamente no estabilizado, que continuará su degradación una vez aplicado al suelo (Cerrato et al., 2006). Con lo cual podría ocurrir que, de forma similar al proceso de compostaje, y al igual que otras enmiendas orgánicas, sea adecuado para fomentar la degradación de plaguicidas.

Teniendo en cuenta que el BKS es una de las enmiendas orgánicas más empleadas en el CHP para aportar materia orgánica, nutrientes y microorganismos al suelo y sumado a la capacidad de las enmiendas orgánicas para la remediación de suelos contaminados, se plantea al BKS como una potencial herramienta para disminuir los residuos de plaguicidas en suelos, especialmente en aquellas quintas que se encuentran en proceso de transformación de sistemas convencionales, con uso intensivo de plaguicidas, hacia sistemas de base agroecológica.

1.5. Análisis cuantitativo

El uso amplio y generalizado de plaguicidas en la agricultura y la problemática de la contaminación ambiental asociada han llevado a que se comience a estudiar la influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre el comportamiento de estos químicos. En este contexto, el análisis métrico es una metodología cada vez más utilizada para cuantificar y evaluar el alcance de la producción científica en torno a un tema específico. Recientemente, los estudios métricos que incluyen la aplicación de herramientas matemáticas y métodos estadísticos como herramientas analíticas para evaluar la producción científica son cada vez más utilizados. Estos

estudios se utilizan en ciencias ambientales para analizar qué autores, revistas o países contribuyen dentro de un campo determinado (Sosa et al., 2019). Una revisión cuantitativa podría ser útil para analizar tendencias en la investigación y abordar cuestiones específicas del tema estudiado, potenciando los esfuerzos aplicados, así como contribuir al diseño de ensayos de laboratorio y a campo específicos para la región. A su vez, ayuda a identificar y visualizar los principales factores que contribuyen a la evolución del conocimiento en el campo de investigación en estudio (De Castilhos Ghisi et al., 2020). Caracterizar el contexto de generación de conocimiento sobre esta temática permite conocer dónde y qué conocimiento científico se genera.

Consideraciones generales

El trabajo aquí presentado, que se desarrollará a continuación con los resultados más relevantes, fue inicialmente presentado como un trabajo experimental de laboratorio, consistente en evaluar la influencia de la aplicación del BKS en la degradación del fungicida Tebuconazol en suelos del CHP, dado que se trata de un compuesto pseudo persistente que fue identificado como un contaminante frecuente en suelos de la región. Como consecuencia de la pandemia y las medidas de ASPO y DISPO, que imposibilitaron llevar a cabo las tareas de laboratorio planificadas, y conforme a lo reglamentado por la Comisión Específica de Carrera (CEC), el trabajo se adaptó a una modalidad bibliográfica con una propuesta experimental, incluyendo algunos ensayos que se pudieron realizar en días previos al Decreto 297/2020.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General:

Evaluar el grado de avance en la generación de conocimiento sobre la influencia de las enmiendas orgánicas en el comportamiento de los plaguicidas en suelos, analizando los patrones de publicaciones científicas con el fin de evaluar la factibilidad de su aplicación en suelos del CHP.

2.2. Objetivos específicos:

- Relevar el estado del arte referido a la influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre el comportamiento de plaguicidas en suelos, utilizando como insumo para ello, publicaciones científicas indexadas.
- Caracterizar la producción científica por tipo de enmienda estudiada, país de autoría, revista y año de publicación.
- Sistematizar la información por tipos de suelos, naturaleza del plaguicida, tipo de enmienda aplicada y variables estudiadas, evaluando en cada caso la eficiencia en la degradación, ventajas y desventajas.
- En función de la información relevada y las características de los suelos y la dinámica productiva del Cordón Hortícola Platense, realizar un diagnóstico de los plaguicidas más importantes a ser considerados en suelos y elaborar propuestas de tratamientos de recuperación

viables para la zona para estudiar su potencial uso por parte de los productores, con especial énfasis en aquellos que se encuentran en una transición agroecológica.

- Diseñar experimentos a escala laboratorio que permitan responder preguntas de investigación, de manera interdisciplinaria y con aplicaciones tecnológicas a gran escala.

- Familiarizarse con técnicas de análisis químico cuantitativo, tanto de parámetros generales, como específicos sobre la matriz suelo.

3. ANÁLISIS CIENCIOMÉTRICO Y REVISIÓN DE LA LITERATURA CIENTÍFICA

3.1. Metodología

3.1.1. Búsqueda y procesamiento de la información

Se realizó un relevamiento exhaustivo de los trabajos científicos relativos al estudio de la influencia del uso de enmiendas orgánicas en el comportamiento de los plaguicidas en suelos, publicados entre el año 2017 y Agosto del 2020, en la plataforma digital *Science direct*. Esta base de datos permite consultar las publicaciones de la editorial científico-académica Elsevier, probablemente la más importante a nivel mundial (Codina, 2018), que reúne más de 15 millones de publicaciones y más de 3,800 revistas y seriales (Science Direct, 2018) y a diferencia de otros productos de la misma empresa (como Scopus), no requiere suscripción previa para su uso.

La estrategia de búsqueda consistió en relevar los artículos de investigación (research) y de revisión (review) bajo los siguientes criterios:

- con la palabra "pesticide", "herbicide", "insecticide" o "fungicide" incluida en un título, resumen o palabras clave y a su vez con el término "organic amendment" en el artículo.
- con el término "organic amendment" incluido en un título, resumen o palabras clave y a su vez con la palabra "pesticide" en el artículo.

Se excluyeron las publicaciones que no estuvieran asociadas al estudio de la influencia del uso de enmiendas orgánicas en el comportamiento de los plaguicidas en suelos. Los datos principales de los artículos (Año, Título, Autores, País, Revista y DOI) fueron registrados en una tabla completa (*Anexo 1*).

3.1.2. Caracterización de la producción científica: tipos de enmiendas, año, países y revistas

Se clasificaron las enmiendas estudiadas en los trabajos relevados, según su material de origen (tal como se definió en 1.4.1) y según el tipo de tratamiento en caso de haber sido sometidas a algún proceso.

Se contabilizó la cantidad de trabajos que estudiaron cada tipo de enmienda. Dado que en muchos de los trabajos se estudiaba más de una, en aquellos casos en que correspondían a la misma categoría, se contabilizó cada una de las enmiendas por separado. Cabe aclarar que sólo en esta instancia se incluyeron los trabajos en los que se utiliza biocarbón, debido al gran número que representan en relación al total. Sin embargo, se excluyeron en los análisis posteriores, teniendo en cuenta que dicha enmienda no contiene materia orgánica.

Por otro lado, se evaluó la variación del número de publicaciones en el tiempo y se caracterizaron los países de afiliación de los autores y las revistas donde fueron publicados los trabajos resultantes del relevamiento. Se llevó a cabo un análisis de la producción científica por países, de manera tal de reflejar la distribución geográfica y de identificar cuáles son los principales países con interés e inversión de recursos económicos y humanos en estas investigaciones. Para ello se asignó un país a cada artículo, en función de los países de afiliación de los autores. En este sentido, si un artículo tenía autores de diferentes países, se consideró el país de afiliación de la mayoría de los autores; y en los casos en que la cantidad de autores de cada país era la misma, se asignó el país del primer autor. A su vez se realizó una clasificación por revista, de manera tal de identificar cuáles son las principales que publican los trabajos sobre esta temática. Se tuvo en cuenta en este punto, como un indicador de la relevancia de las revistas, el "CiteScore", que mide el promedio de citas recibidas por documento revisado por pares publicado. Los valores de CiteScore se basan en recuentos de citas en un rango de cuatro años, a documentos publicados en los mismos cuatro años.

3.1.3. Influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre el comportamiento de los plaguicidas en suelos

Una vez realizado el análisis cuantitativo, se identificaron los tipos de enmiendas orgánicas que se presentan como las más accesibles para los productores hortícolas familiares, y por lo tanto son de interés en función de los objetivos del presente trabajo, en relación al análisis del potencial de su uso como estrategia de remediación. Se realizó una descripción de los resultados y conclusiones de los trabajos más relevantes, tanto de revisión como de investigación, que estudiaron este tipo de enmiendas. En particular el análisis se enfocó en la influencia de la aplicación de estas enmiendas orgánicas en la degradación o disipación de los plaguicidas.

3.1.4. Diseños de experimentos

Se recopiló la información relativa a los diseños de experimentos realizados en los trabajos de investigación descritos (sin incluir a los trabajos de revisión), incluyendo el tipo de ensayo (a campo o en laboratorio), la cantidad y tipo de plaguicidas estudiados, la dosis de enmienda aplicada, los tiempos de toma de muestra y las variables estudiadas, indicando en cada caso si hubo influencia de las mismas en el comportamiento de los plaguicidas (*Anexo 2*). Para aquellos trabajos en que se realizaron ensayos de disipación en laboratorio, también se sistematizaron los datos de duración del ensayo, dosis de plaguicida aplicada y condiciones de incubación (temperatura, humedad). Esta información se utilizó de base para la elaboración de una propuesta de diseño experimental para estudiar la potencialidad del uso de las enmiendas orgánicas como herramienta para la recuperación de suelos con plaguicidas en el CHP.

3.2. Resultados

3.2.1. Análisis cuantitativo

Entre los 71 trabajos obtenidos del relevamiento se estudiaron un total de 92 enmiendas, pertenecientes a las siguientes categorías o tipos:

- Residuos de origen animal
- Residuos de origen urbano
- Residuos y subproductos industriales
- Residuos vegetales (agrícolas)
- Compost
- Biocarbón
- Otros

En la *Figura 4* se observa que el biocarbón fue el más estudiado, representando el 45% del total. Este es un sólido rico en carbono, con una estructura carbonosa porosa, producido a partir de la pirolisis de materia orgánica de origen variable, en presencia de bajas concentraciones (o en ausencia) de oxígeno. Si bien no será considerado como enmienda orgánica en este trabajo, se consideró oportuno incluirlo en el relevamiento debido a que numerosas publicaciones estudian la influencia de esta enmienda sobre el comportamiento de los plaguicidas en suelos, y al hecho de que algunos autores lo clasifican como enmienda orgánica –debido al origen orgánico del material de partida-. Después del biocarbón, el compost, producido a partir de diferentes tipos de materiales orgánicos, fue la enmienda más estudiada, representando el 30% del total. En menor proporción se estudiaron **residuos y subproductos de la industria forestal y de la agroindustria**, que incluyen aserrín, desechos del procesamiento de oliva, uva y caña de azúcar y vinaza de remolacha azucarera, y los **residuos de origen urbano**, que incluyen lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos. Los menos estudiados fueron los **residuos**

vegetales, que incluyen hojarasca de maíz y paja de cereales, y el **estiércol** de diferentes animales. En la categoría “**Otros**” se incluyeron 3 trabajos, en los que se estudiaron algas, excremento de gusano de seda, y el sustrato remanente tras la cosecha de hongos, que es una mezcla pasteurizada de paja de cereales, lecho de aves, urea y yeso.

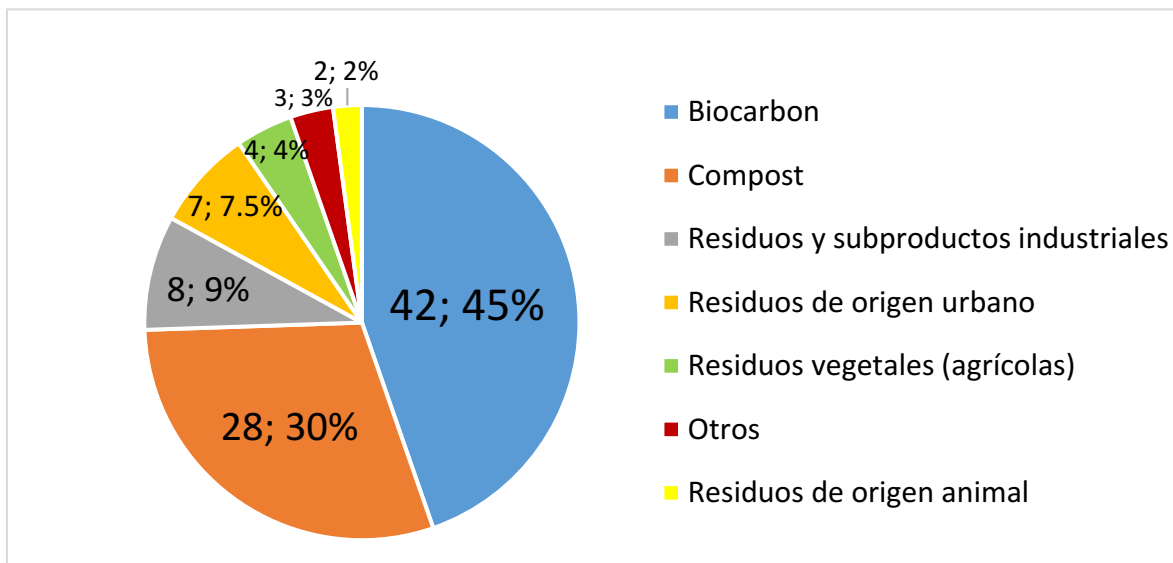


Figura 4: Número y proporción (Nº; %) de trabajos en que se estudió cada tipo de enmienda

Considerando los 32 trabajos en los que se utilizan enmiendas orgánicas (excluyendo al biocarbón), durante los años 2017, 2018 y 2019 el número de publicaciones fue similar. La producción bibliográfica experimentó un aumento en el año 2020, casi duplicando la cantidad de trabajos en relación a los años anteriores (*Figura 5*), con un total de 12 trabajos publicados hasta el mes de Agosto.

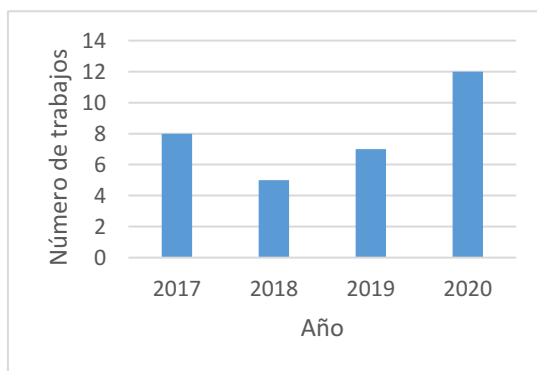


Figura 5: Relevamiento de trabajos publicados por año.

La autoría de los trabajos en los cuales se estudian enmiendas orgánicas se distribuye en un total de 8 países, con un marcado liderazgo de España, con 21 trabajos publicados, representando el 66% del total, seguido por China, con 3 trabajos publicados (10%) (*Figura 6*). Las únicas 2 publicaciones de países de Latinoamérica (Argentina y México) corresponden al año 2020.

Cabe mencionar que 13 de los trabajos de España fueron publicados por el mismo grupo de trabajo; en los mismos se estudia la influencia del uso de compost verde, compost de sustrato post cosecha de hongos y/o estiércol en el comportamiento de ciertos plaguicidas en el suelo, con algunas variaciones entre los trabajos en relación a los objetivos y por lo tanto en el diseño experimental.

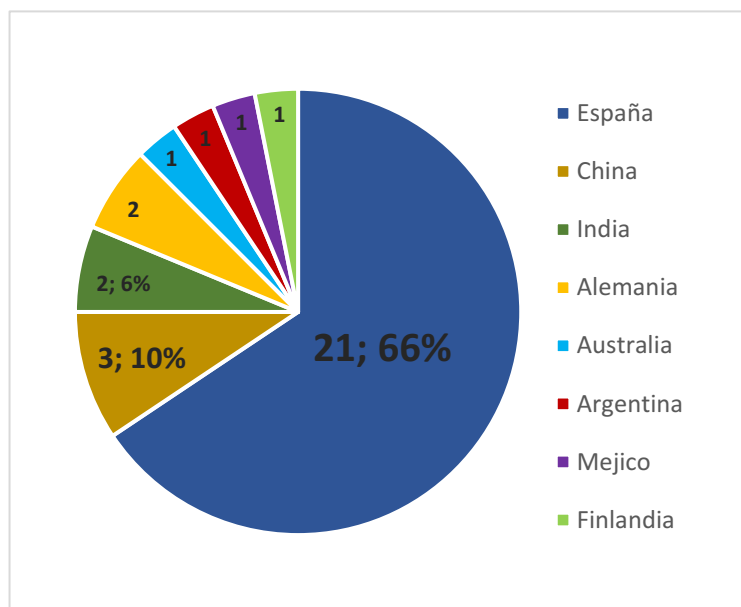


Figura 6: Número y proporción (Nº; %) de trabajos relevados según la distribución geográfica.

Los trabajos se distribuyen en un total de 12 revistas, 5 de las cuales concentran el 76% de las publicaciones (*Figura 7*), siendo Science of The Total Environment (CiteScore 8,6) la principal, perteneciente a Países Bajos y cuya editorial es Elsevier, al igual que la mayoría de las revistas relevadas. A ésta le sigue Journal of Environmental Management (CiteScore 7,6), revista estadounidense cuya editorial es Academic Press Inc. Del total de las revistas, el máximo

CiteScore es 13,1 (Journal of Hazardous Materials) y el menor es 4,5 (Applied Geochemistry) (Tabla 2).

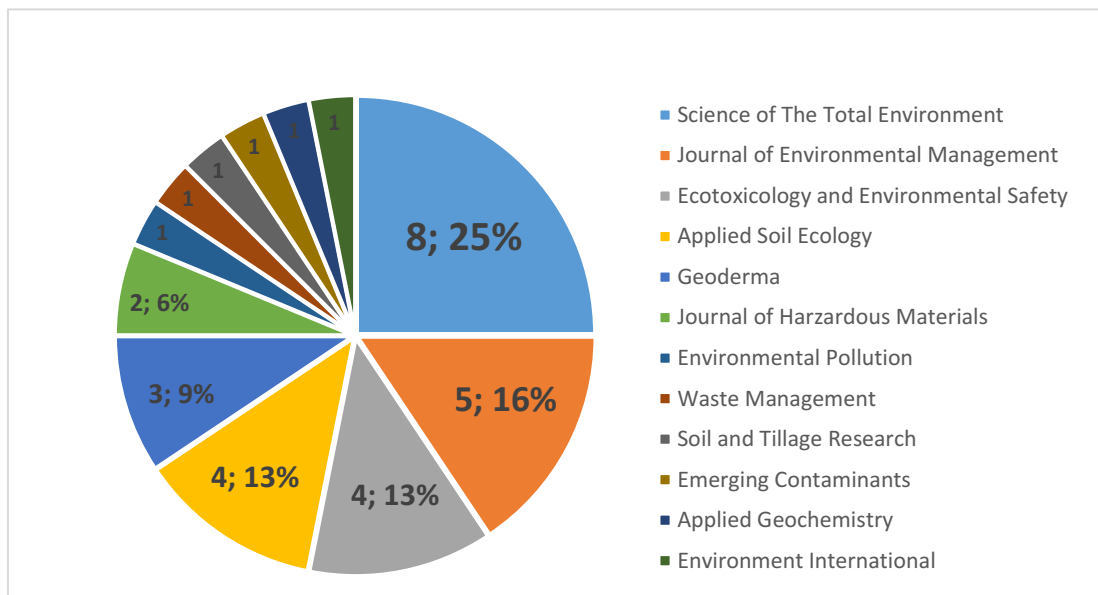


Figura 7: Número y proporción (Nº; %) de trabajos relevados según la revista.

Tabla 2: País, Editor y CiteScore de las revistas

Revista	País	Editor	CiteScore
Science of The Total Environment	Países Bajos	Elsevier	8,6
Journal of Environmental Management	Estados Unidos	Academic Press Inc.	7,6
Ecotoxicology and Environmental Safety	Estados Unidos	Academic Press Inc.	6,2
Applied Soil Ecology	Países Bajos	Elsevier	6,1
Geoderma	Países Bajos	Elsevier	7,6
Journal of Hazardous Materials	Países Bajos	Elsevier	13,1
Environmental Pollution	Reino Unido	Elsevier	9,3
Waste Management	Reino Unido	Elsevier	9,6
Soil and Tillage Research	Países Bajos	Elsevier	8
Emerging Contaminants	China	KeAi Publishing Communications Ltd.	8,5
Applied Geochemistry	Reino Unido	Elsevier	4,5
Environment International	Reino Unido	Elsevier	9,9

3.2.2. Revisión de la literatura científica: Influencia de la aplicación de enmiendas orgánicas sobre el comportamiento de los plaguicidas en suelos

A partir del relevamiento realizado, los tipos de enmiendas orgánicas que se presentan como las más accesibles para los productores hortícolas familiares son el **compost** (excepto los residuos urbanos compostados), los **residuos de origen animal** y los **residuos vegetales**. Estos tipos de enmiendas se estudiaron en 23 de los trabajos relevados (*Anexo 1*).

De manera general las discusiones de los trabajos relevados presentaron que las enmiendas orgánicas del suelo afectan la degradación de plaguicidas de diferentes formas (*Figura 8*):

- 1) favorecen la actividad microbiana en el suelo, beneficiando la biodegradación de los plaguicidas
- 2) modifican las características generales del suelo de forma que sean más o menos favorables a la adsorción / transporte de los plaguicidas, y por lo tanto afectan su biodisponibilidad.

En referencia al primer punto, la estimulación de los microorganismos autóctonos del suelo y la incorporación de microorganismos de las enmiendas favorecen la actividad microbiana del suelo, lo que podría promover la biodegradación de los plaguicidas.

Según las características de cada tipo de enmienda, el efecto de su aplicación sobre la actividad microbiana puede variar. Una **mayor disponibilidad de nutrientes, materia orgánica lábil, mayor retención de agua y aireación** son responsables del aumento de la abundancia microbiana. La materia orgánica lábil, fácilmente disponible como fuente de energía para los microorganismos, puede contribuir en gran medida al crecimiento microbiano (Ren et al., 2017). Los microorganismos del suelo degradan con mayor facilidad proteínas de bajo peso molecular, lo que también contribuye a una mayor proliferación de los mismos. La materia orgánica con mayor contenido de ácidos fúlvicos que húmicos se degrada más rápidamente en el suelo,

promoviendo más positivamente sus propiedades bioquímicas (Tejada y Benítez, 2017). La relación entre los contenidos de carbono, nitrógeno e hidrógeno (C: N: H) de las enmiendas también influye en la capacidad de los microorganismos para degradar los diferentes compuestos orgánicos presentes y en la accesibilidad de los mismos como fuente de carbono (Siedt et al., 2020). La humedad puede influir en la abundancia microbiana, ya que el suelo seco disminuye los potenciales hídricos, lo que puede imponer estrés fisiológico e inducir la inactividad o incluso la muerte de los microorganismos, mientras que el aumento en la capacidad de retención de agua incrementa la disponibilidad de agua para el crecimiento microbiano. Por otro lado, la mejora en la estructura y porosidad del suelo, y por lo tanto en su aireación, también es favorable para la vida microbiana (Ren et al.).

Se ha demostrado que el aumento de la población de microbios del suelo estimula el metabolismo microbiano y, en consecuencia, mejora la degradación del DDT. Sin embargo, el aumento en el número de microbios no necesariamente acelera la degradación de los contaminantes (Ren et al., 2017).

En relación a la biodisponibilidad de los plaguicidas para los microorganismos, la incorporación de enmiendas orgánicas al suelo puede generar dos efectos contrarios:

- i) La introducción de carbono orgánico aumenta la adsorción de los plaguicidas, disminuyendo su biodisponibilidad.
- ii) La incorporación de materia orgánica disuelta aumenta la solubilidad y facilita la desorción de los plaguicidas, aumentando su biodisponibilidad.

Al contribuir a la **materia orgánica del suelo**, las enmiendas reducen la fracción libremente disuelta de los residuos de plaguicidas en el suelo a través de la adsorción (Siedt et al., 2020). El proceso de adsorción está regulado a través de diferentes mecanismos de interacción entre los grupos funcionales del contaminante y los de la materia orgánica de las enmiendas (García-Delgado et al., 2020). Las sustancias húmicas como los ácidos húmicos y las huminas son las

fracciones químicamente activas de la materia orgánica que participan en la unión de los xenobióticos. Los ácidos húmicos pueden existir en estructuras químicas muy diferentes y con diferentes grupos funcionales, dependiendo de su origen. La presencia de diferente cantidad y tipos de grupos funcionales en las sustancias húmicas, como grupos alifáticos, fenólicos y aromáticos, determina las características de muchas de sus interacciones intermoleculares - como enlaces de hidrógeno, transferencia de carga, transferencia de ligandos, puentes de cationes o efectos de hidrofobicidad- y de su comportamiento ambiental, como las reacciones de oxidoreducción, complejación, fotorreducción y sorción, así como también afecta la movilidad y el destino de los contaminantes. A su vez el pH y la temperatura del medio influyen sobre estos comportamientos (Ren et al., 2017). Sin embargo, la adsorción puede ser reversible y la removilización posterior da lugar a la degradación. Por lo tanto, la materia orgánica del suelo puede actuar inicialmente como un amortiguador para capturar plaguicidas a través de la adsorción, cuando las concentraciones son altas y, finalmente, liberar moléculas unidas reversiblemente (Siedt et al., 2020). La materia orgánica también puede establecer interacciones con minerales arcillosos del suelo y alterar sus interacciones posteriores con los contaminantes (García-Delgado et al., 2020).

El **incremento en la CIC** del suelo también sugiere un refuerzo de la adsorción de plaguicidas por el suelo (Ren et al., 2017).

La **materia orgánica disuelta (MOD)** tiene múltiples funciones en la unión y liberación de compuestos orgánicos y microorganismos. Mejorar la accesibilidad de los plaguicidas en el suelo requiere tanto la movilización de los mismos como de los microorganismos degradantes. La cinética de sorción de los compuestos hacia las células bacterianas es más rápida si estos se encuentran disueltos en agua. La MOD mejora la movilidad, en relación tanto a la quimiotaxis así como a la disminución de la probabilidad de interceptación de bacterias móviles por las partículas de suelo circundantes, ya que compite con las células bacterianas por los sitios de interacción

con la materia orgánica, lo que ayuda al movimiento de las bacterias (Ren et al., 2017). **La paja y el compost** presentan un menor contenido de MOD que el estiércol (Siedt et al., 2020).

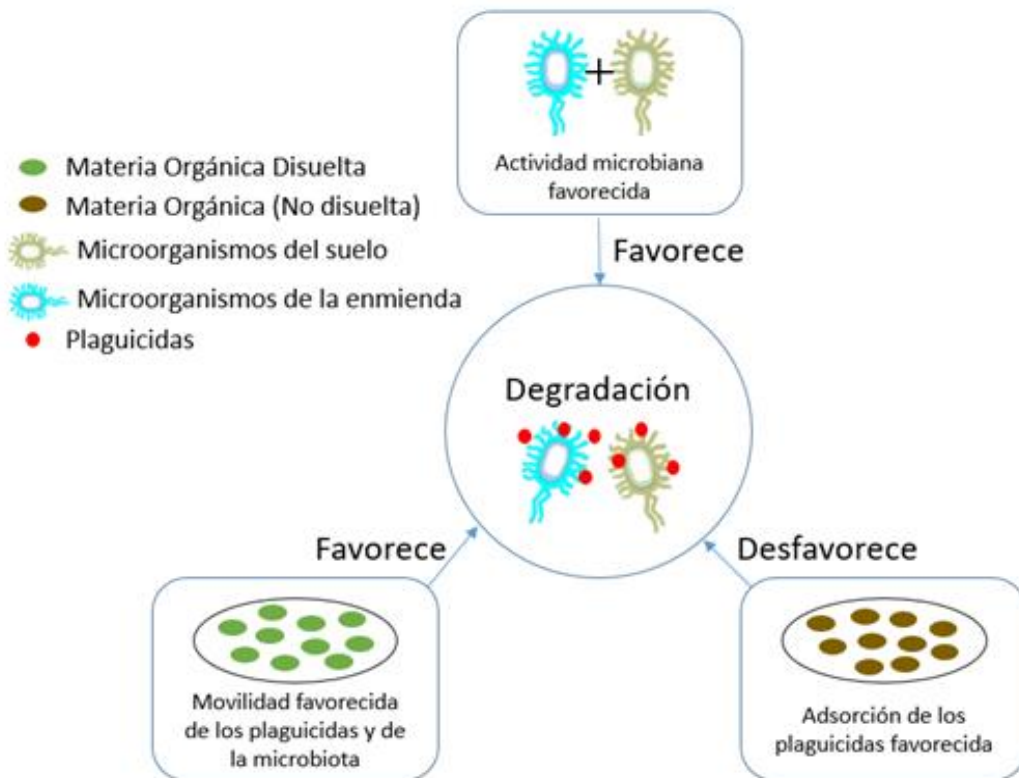


Figura 8: Efectos contrarios de las enmiendas orgánicas sobre la degradación de los plaguicidas.

En el trabajo realizado por Ren et al. (2017) se discuten los procesos que tienen lugar y las variables que influyen en la biodisponibilidad de los contaminantes orgánicos (COrg), que incluyen a los plaguicidas, al aplicar **compost** como enmienda orgánica del suelo. Las enmiendas de compost tienen efectos contradictorios sobre la biodisponibilidad de los COrg, que dependen tanto de la naturaleza de los COrg como del tipo y composición variable del compost, la dosis y forma de aplicación del mismo. Los diferentes tipos de compost actúan sobre la eliminación de contaminantes de diferentes maneras, pero este autor sugiere que su efecto sobre

la biodisponibilidad es insignificante en comparación con el **tipo de suelo** -textura, porosidad, estructura- y el **tiempo de contacto**.

Se han explorado distintos métodos de remediación biológica en suelos contaminados con COrg, ya sea mediante bioestimulación, a través de la adición de nutrientes o materia orgánica para estimular la actividad microbiana, o mediante bioaumentación, a través la introducción de microbios degradantes o enmiendas orgánicas que contienen microorganismos activos. Sin embargo, la eficacia de la biodegradación está restringida por varios factores (por ejemplo, limitaciones de oxígeno y nutrientes, pH y relación Carbono: Nitrógeno: Fósforo) que son condiciones importantes para el crecimiento microbiano. La aplicación de **compostaje o enmiendas de compost** para la remediación del suelo es competente para moderar esas limitaciones, ya que su adición puede ajustar la relación C: N en el suelo y, por lo tanto, aumentar la biomasa microbiana. Sin embargo, el suplemento de N por el compost depende de las fuentes de material de partida de la enmienda. Desde hace mucho tiempo se ha descubierto el aumento de la **actividad enzimática** de los suelos tratados con compost, que es el efecto neto de la estimulación del crecimiento microbiano y la actividad microbiana, así como la composición de la comunidad microbiana diversa (Ren et al., 2017). Por lo general, hay un **aumento de la biomasa** microbiana en un factor de 4 a 6 poco después de la enmienda del compost, que disminuye marcadamente después de aproximadamente dos meses, cuando los compuestos fácilmente degradables disminuyen, y pueden volver a los niveles iniciales luego de un año. Por lo tanto, se requieren aplicaciones frecuentes de compost al suelo para aumentar la biomasa y la actividad microbiana a largo plazo. El material de compost maduro contiene comunidades microbianas activas que son capaces de degradar compuestos orgánicos estables, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), mientras que las comunidades de material de compost "fresco" tienen una capacidad reducida para ello. Las adiciones de compost mejoran las condiciones para la vida microbiana en el suelo y, por lo tanto, **mejoran los procesos de degradación**. Esto se demostró para la atrazina, la metribuzina, el glifosato (herbicidas) y el isotiocianato de metilo

(fungicida e insecticida) (REV- Siedt et al., 2020). Por otro lado, la adición de una proporción inapropiada de compost puede retardar o inhibir la actividad microbiana. A altas concentraciones de ácidos húmicos, la inhibición puede ser causada por el impedimento en el transporte de micelas (Ren et al.).

Los **compost maduros** pueden contribuir a la **adsorción** de plaguicidas en el suelo, como se ha demostrado para varios herbicidas, incluidas triazinas, pendimetalina, ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), linurón y triasulfurón, e insecticidas como el diazinón. También se informó una reducción en la lixiviación del herbicida simazina, el insecticida fipronil y el fungicida myclobutanil después de la adición de compost (REV- Siedt et al., 2020). La aplicación de corteza de pino compostada y estiércol de oveja compostado en un 10% p/p redujo significativamente la movilidad de los herbicidas metamitrón, metribuzina, terbutrina, simetrina, prometrina, atrazina, simazina, propazina, prometon y terbutilazina, y los coeficientes de sorción normalizados al contenido total de C orgánico del suelo aumentaron. La adición de compost de estiércol de gallinaza y compost de bagazo de caña de azúcar mejoró la capacidad de sorción del fungicida penconazol, disminuyó su desorción e inhibió en gran medida su movilidad vertical y, por lo tanto, redujo su concentración en el lixiviado. La adsorción favorable de contaminantes a los compost se asocia principalmente a la presencia de grupos funcionales (como grupos carbonilo, carboxílico y amino) en su superficie, que juegan un papel fundamental en la unión o complejación efectiva (REV- Mudhoo et al., 2020).

El mecanismo y la extensión de la unión se ven fuertemente afectados por las **propiedades estructurales y de composición de los ácidos húmicos**. Mudhoo et al. (REV- 2020) indica que el grado de humificación en suelos enmendados con **compost** influye significativamente en la adsorción de una serie de xenobióticos. Se ha observado la aromatización de los compost y el aumento de la complejidad química de la materia orgánica presente en estas matrices a medida que los mismos maduraban y se volvían más estables. Algunos trabajos indican que la humificación aumentó a medida que avanzaba el proceso de compostaje porque los grupos

carboxílicos y aromáticos en el ácido húmico aumentaron. En este sentido, se observó que la **capacidad de sorción** del ácido húmico para el compuesto orgánico norfloxacin (antibiótico) **aumenta con mayores grados de humificación**. Una mayor aromatización de los ácidos húmicos y fúlvicos también provocó un aumento en su capacidad de sorción del insecticida pentaclorofenol (REV- Ren et al., 2017). Sin embargo, se ha demostrado que la biorremediación de suelos contaminados con HAPs con compost maduro fue más eficaz que con enmiendas orgánicas frescas porque el **compost maduro** proporcionaba los nutrientes disponibles con **más bajo potencial de sorción**. A su vez, el contenido de **MOD** se reduce durante el proceso de humificación y, por lo tanto, los **compost** maduros poseen un menor contenido de MOD que los compost frescos (Siedt et al., 2020). El pH del suelo también influye en la sorción / desorción de los COrg. Sin embargo, la adición de compost tiene un efecto insignificante en el pH del suelo (Ren et al.).

Los diferentes efectos de las enmiendas de **compost** dependen del hecho de que las fuentes de los materiales del compost y las etapas de descomposición varían significativamente, y actúan sobre la remoción de contaminantes de diferentes maneras. Por ejemplo, la adición de **compost municipal** aumentó la sorción de la atrazina y disminuyó su disponibilidad para los microorganismos. Por el contrario, la **paja compostada**, por su alta actividad enzimática o la acidez de sus componentes húmicos, fueron responsables de la producción de grandes cantidades de hidroxiazina que favorecieron la apertura del anillo de triazina y su posterior mineralización en el suelo (REV- Ren et al., 2017).

Una de las principales inferencias del trabajo de Revisión realizado por Mudhoo et al. (2020) es que los comportamientos relativos a la adsorción y la eficacia del **compost** como adsorbente de agroquímicos varían considerablemente según la estructura, conectividad de enlaces, distribución de grupos funcionales e interacciones de los xenobióticos con las sustancias húmicas activas en el compost. Los mecanismos de sorción de los xenobióticos en materiales de tipo

compost o carbono derivado del compost son diversos, intrincados y altamente específicos de adsorbato a adsorbente.

Mudhoo et al. (2020) establecen que se puede estudiar una gama relativamente amplia de interacciones entre los ácidos húmicos y contaminantes orgánicos, y por lo tanto proponer un único mecanismo general para diseñar posibles estrategias de remediación parece algo complicado e improbable, debido a la muy alta complejidad de los medios contaminados reales en los que más de un xenobiótico puede estar presente en un conjunto completo de condiciones ambientales variables. Dichos factores ambientales pueden ser fluctuaciones de temperatura, pH, humedad, cantidad de luz visible, presencia de otros compuestos inorgánicos / orgánicos, especies metálicas, nanopartículas o resinas, diversidad de composiciones bióticas y grado de biodegradación de las mismas, y los tipos de suelos involucrados y las enmiendas que eventualmente se aplicarán. El alcance de las diferencias en la complejidad de las interacciones de los xenobióticos con su entorno también depende de la composición y las propiedades del agua, el suelo y los consorcios microbianos. La elucidación de la contribución real de cada uno de estos últimos factores ambientales no se puede enfatizar lo suficiente. Por lo tanto, se requieren más pruebas tanto en condiciones de laboratorio como especialmente en condiciones de campo. De todos modos, este trabajo concluye que la utilización de compost para la eliminación de xenobióticos en suelos se considera altamente gratificante y eficiente según el análisis de datos de la literatura. Siedt et al. (2020) realizaron una revisión crítica de la literatura científica sobre el impacto del **compost** en los suelos agrícolas, particularmente en el destino de los plaguicidas, y también concluyen que, si bien los efectos son diversos debido a las diferentes cualidades e interacciones que pueden tener los compost y el tipo de suelo, en muchos casos se han reportado resultados positivos en la literatura, en los que la aplicación de compost contribuyó a la degradación de los plaguicidas.

Como se mencionó anteriormente, hay en este relevamiento 13 trabajos (*Anexo 1*) llevados a cabo por un mismo grupo de investigación; en los que se estudia la influencia del uso de compost verde, compost de sustrato post cosecha de hongos y/o estiércol, en el comportamiento de ciertos plaguicidas en particular en el suelo, con algunas variaciones entre los trabajos en relación a los objetivos y por lo tanto en el diseño experimental. El compost verde es producido a partir de residuos vegetales de la poda de plantas y árboles realizada en parques y jardines. El compost producido con el sustrato residual del cultivo de hongos *Agaricus bisporus* es una mezcla pasteurizada de paja de cereales y lecho de aves, urea y yeso, compostada durante varias semanas en condiciones aeróbicas. Cabe mencionar que estos trabajos no están orientados a la remediación del suelo, si no a conocer la influencia que puede tener el uso de la enmienda sobre el comportamiento de los herbicidas, con implicaciones para su biodisponibilidad para la absorción por malezas, y considerando que la lixiviación de herbicidas del suelo reduce la duración del efecto residual esperado, e implica un riesgo de contaminación de las aguas subterráneas y, por otro lado, que las cantidades retenidas en el perfil del suelo podrían exceder el umbral registrado para las sensibilidades de las especies susceptibles.

En Marín-Benito et al. (2018a) se evaluaron mediante ensayos a **campo**, las diferencias en la **disipación, persistencia y movilidad** de los herbicidas triasulfuron (TSF) y prosulfocarb (PSC), en suelos enmendados con **compost verde** y sin enmendar, utilizando **formulaciones comerciales simples o combinadas** de ambos herbicidas. El PSC es hidrofóbico, posee alta adsorción, baja movilidad y persistencia moderada en el suelo, mientras que el TSF posee alta movilidad en el suelo debido a su alta solubilidad en agua y baja hidrofobicidad. Se determinó la concentración de los herbicidas en el suelo a lo largo del tiempo para evaluar su disipación y la movilidad descendente. Se comprobó que la aplicación de la enmienda generó un aumento en la vida media del TSF aplicado individualmente y una disminución de su lixiviación, lo cual se puede deber a una disminución de la degradación microbiana causada por una mayor adsorción del herbicida a la materia orgánica. Sin embargo, este efecto no se observó cuando se aplicó

TSF como formulación combinada. En cuanto al PSC, no se observaron diferencias significativas en su disipación o lixiviación en las diferentes condiciones, lo cual puede deberse a que la alta hidrofobicidad de este compuesto puede conducir a una alta adsorción tanto en los suelos enmendados como en los no enmendados.

En el trabajo realizado por García-Delgado et al. (2018) se estudiaron bajo las mismas condiciones (en **campo**, misma dosis de **compost verde** y mismos herbicidas), principalmente los **efectos sobre la comunidad microbiana del suelo**, y la **disipación** de los herbicidas, **aplicados de forma individual o como formulación combinada**. Para ello se determinaron la concentración de los herbicidas, la biomasa, la respiración, la actividad deshidrogenasa (ADH) y el perfil de ácidos grasos de fosfolípidos (AGFL) en el tiempo. Los resultados de disipación coincidieron con los de Marín-Benito et al. (2018a). En lo que respecta a los efectos sobre la comunidad microbiana del suelo, el suelo con enmienda registró una mayor biomasa y respiración que aquel sin enmienda, lo cual indica que el compost verde es útil para amortiguar los efectos de los herbicidas sobre la biomasa y la actividad microbiana del suelo y reduce el cambio en la estructura microbiana del suelo.

En el trabajo de Marín-Benito et al. (2018b) se agregaron nuevas variables al diseño experimental del trabajo de Marín-Benito et al. (2018a); se evaluaron mediante ensayos a **campo** las diferencias en la **movilidad y persistencia** de los dos herbicidas combinados luego de **2 aplicaciones repetidas** (con 68 días de diferencia) en suelos enmendados con diferentes **dosis de compost verde** y sin enmendar, y bajo diferentes condiciones de **riego** (sin riego y con riego adicional). Los resultados mostraron que solo las altas dosis de compost verde incrementaron la persistencia de ambos herbicidas, y se explicó por la alta capacidad de este suelo para adsorber herbicidas debido a su contenido de carbono orgánico. Un aumento en la capacidad de retención de agua de las capas superficiales del suelo, disminuyendo la percolación del agua, también pudo haber contribuido a disminuir la tasa de disipación. Ambos herbicidas se disiparon más rápidamente después de la segunda aplicación que después de la primera aplicación en todas

las condiciones experimentales. La adaptación microbiana que conduce a un metabolismo más rápido (TSF y PSC) y por lo tanto a una degradación acelerada, o una mayor volatilización (PSC) podría explicar el aumento de la disipación después de la segunda aplicación, también mejorada por el aumento de temperatura en este momento. La lixiviación de ambos herbicidas se vio afectada por el riego en todos los suelos aunque otros factores, como el carbono orgánico disuelto (COD) o la capacidad de almacenamiento de agua pueden ser significativos en los suelos enmendados con la dosis alta de compost verde.

En el trabajo de García-Delgado et al. (2019) (*Figura 9*) se realizó un estudio similar (a **campo**, **diferentes dosis de compost verde**, **aplicación repetida** de TSF y PSC **combinados**, con y sin **riego**), donde se evaluaron los efectos en la **disipación** y los **cambios en las comunidades microbianas del suelo**. Se determinó la concentración de los herbicidas y el perfil de AGFL del suelo en diferentes momentos durante el ensayo. Los valores de DT50 para ambos herbicidas aumentaron en el suelo enmendado con la mayor dosis de compost verde, en coincidencia con los resultados de Marín-Benito et al. (2018b). En este sentido, se encontró una correlación significativa y positiva entre los valores DT50 de TSF y PSC y el contenido de carbono orgánico (OC). Los valores de DT50 disminuyeron para PSC con la irrigación, pero no para TSF, a pesar de su mayor solubilidad en agua. Por otro lado, la DT50 del TSF disminuyó en todas las condiciones tras la segunda aplicación, pudiendo deberse al aumento de temperatura, aunque no para PSC. Por último, se observó una correlación positiva entre las cantidades de residuos de herbicidas y la población microbiana total, habiendo disminución de la población microbiana durante la disipación de los herbicidas.

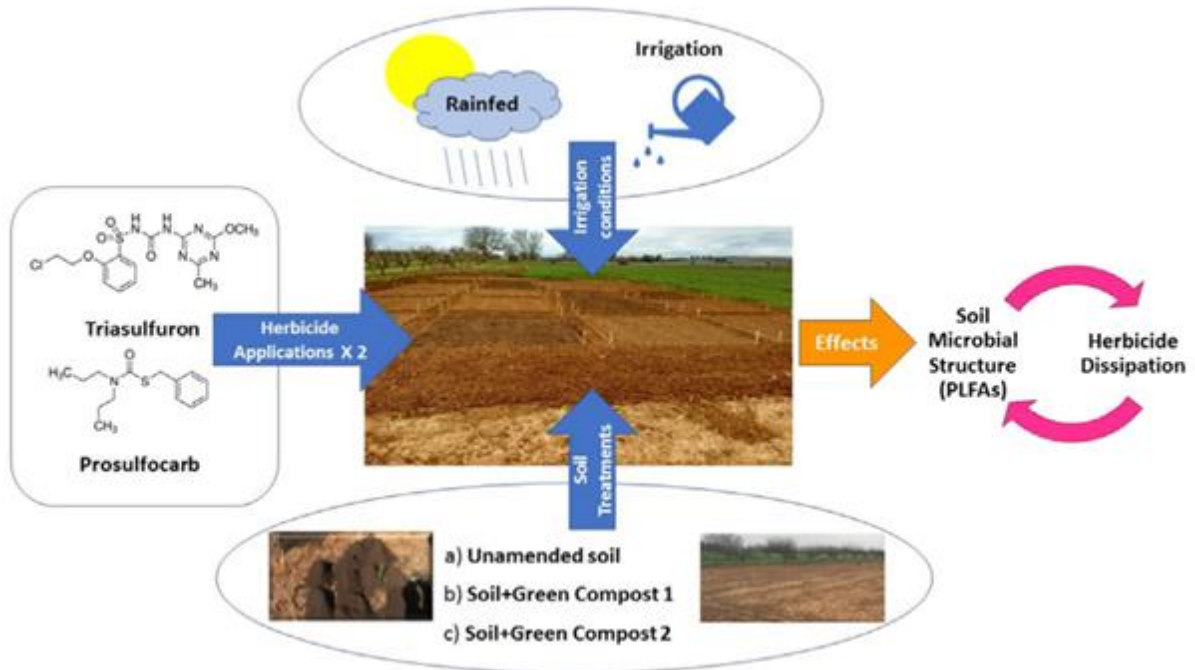


Figura 9: Resumen gráfico del trabajo (García-Delgado et al., 2019)

Barba et al. (2019) estudiaron en condiciones de **laboratorio** la **disipación** y el **balance de masa total** de **PSC** marcado con ^{14}C , aplicado en **dos diferentes dosis**, en suelo con y sin enmendar con **compost verde**. Se llevaron a cabo dos ensayos en paralelo, con **PSC** marcado y sin marcar respectivamente. Se analizó la concentración del herbicida en diferentes intervalos de tiempo, dependiendo de la tasa de disipación en cada tratamiento, y se determinaron las fracciones mineralizadas, extraíbles (como compuesto padre o metabolitos) y no extraíbles (residuos ligados) del **PSC** marcado a lo largo del tiempo. En coincidencia con los resultados de los trabajos mencionados anteriormente, el herbicida registró una disipación más rápida y una mayor biodisponibilidad en el suelo sin enmienda que en el suelo con enmienda, debido a su menor adsorción, independientemente de la dosis de **PSC** aplicada. La mineralización también fue mayor en los suelos sin enmendar que en los enmendados. Se utilizaron muestras de suelo esterilizadas como controles para verificar la degradación química del herbicida, y como resultado la disipación fue mucho más lenta en los suelos esterilizados (con y sin enmienda) que

en los no esterilizados. Esto indica que la degradación microbiana juega un papel importante en la disipación del PSC. La disipación en este caso no se atribuyó a la fotodegradación, ya que estos suelos se mantuvieron en la oscuridad durante el ensayo, lo cual sugiere la existencia de otros procesos de disipación, como la formación de residuos no extraíbles y la volatilización. A su vez, se analizó la ADH del suelo y el perfil de AGFL durante el período de disipación, para evaluar el impacto del herbicida sobre la comunidad microbiana.

Barba et al. (2020) también estudiaron el efecto de la aplicación de **compost verde** como enmienda sobre la **lixiviación** de PSC marcado con ^{14}C a través de columnas de suelo empacadas, bajo dos regímenes de **riego** diferentes (saturado y saturado-insaturado), con y sin **incubación previa** del herbicida durante 28 días en condiciones de **laboratorio**. Se determinaron las cantidades de PSC lixiviado, retenido y mineralizado para evaluar el balance total en las columnas. Aunque la cantidad total de PSC lixiviado difirió poco entre los suelos con y sin enmienda, la cantidad de herbicida retenido fue mayor en el suelo enmendado bajo flujo saturado. Por otro lado, la presencia de la enmienda disminuyó la pérdida de PSC debido a otros procesos como la volatilización. Cuando se llevó a cabo el ensayo de lixiviación después de 28 días de incubación, la cantidad de PSC lixiviado disminuyó tanto para los suelos sin enmendar como enmendados, mientras que la cantidad mineralizada aumentó (bajo flujo saturado).

Pose-Juan et al. (2018) estudiaron en condiciones de **laboratorio**, los efectos de dos **aplicaciones repetidas** de los herbicidas mesotriona, petoxamida y TSF en su **disipación y adsorción** en suelo sin enmendar y suelo enmendado con **compost verde** (enmendado en el año 2012). La adsorción de los tres herbicidas fue mayor y la disipación fue más lenta en los suelos enmendados en relación a los suelos no enmendados. Por otro lado, la aplicación repetida de los herbicidas en el suelo provocó efectos de disipación diferentes a los observados con una sola aplicación. Para la mesotriona, esta aplicación repetida tuvo un efecto inhibitorio sobre su tasa de disipación en los suelos con y sin enmienda. Sin embargo, las aplicaciones repetidas de petoxamida y TSF aceleraron la disipación de estos compuestos en los suelos enmendados

mediante la posible formación de residuos ligados, disminuyendo la biodisponibilidad del compuesto a degradar. Por otro lado, se estudió la ADH del suelo, la cual fue estimulada por la aplicación del compost verde.

Rodríguez-Cruz et al. (2019) estudiaron, en condiciones de **laboratorio**, la **disipación** del herbicida petoxamida aplicado en tres diferentes **dosís** en suelos enmendados con **compost verde** y sin enmendar, y la influencia tanto de la dosis de herbicida como de la enmienda orgánica en la **actividad y estructura microbiana** del suelo. La tasa de disipación del herbicida fue menor a dosis más altas del herbicida en los suelos con y sin enmienda. A dosis de 2 mg/kg y 10 mg/kg, las tasas de disipación no fueron significativamente diferentes entre los suelos sin enmendar y enmendados, pero a la dosis de 50 mg kg⁻¹ los valores de DT50 disminuyeron en los suelos enmendados (*Figura 10*). Por otro lado, los resultados sugieren que la tasa de herbicida, el tipo de enmienda y el tiempo de incubación afectan la ADH del suelo.

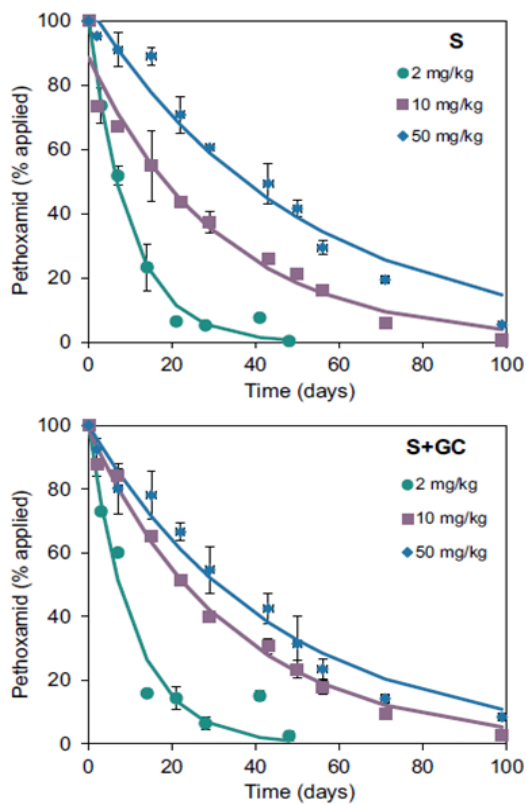


Figura 10: Cinética de disipación de la petoxamida aplicada a tasas de 2, 10 y 50 mg/kg en suelos sin enmendar (S) y enmendados con compost verde (S + GC) ajustados a un modelo cinético (Rodríguez-Cruz et al., 2019).

En el trabajo de Marín-Benito et al. (2019) se estudió la **cinética de degradación** de los herbicidas clorotolurón (CTL) y flufenacet (FNC) a dos **temperaturas** diferentes, en suelos enmendados con **compost verde y compost de sustrato post cosecha de hongos (SMS)**. Las muestras se incubaron a 6 °C o 16 °C en condiciones de **laboratorio**. La aplicación de las enmiendas orgánicas al suelo aumentó la vida media (DT50) de ambos herbicidas debido a su mayor adsorción y menor biodisponibilidad para la degradación en los suelos enmendados. Los herbicidas registraron una degradación más rápida a 16 °C que a 6 °C, posiblemente debido al aumento de la actividad y/o de la biomasa microbiana con la temperatura ya que, en general, una temperatura más alta y más humedad del suelo aumentan la tasa de biodegradación.

Carpio et al. (2020) estudiaron, mediante ensayos a **campo** durante 2 años, la **movilidad y balance total** de los mismos herbicidas (CTL y FNC) a través de un perfil de suelo, tras la aplicación de las **mismas enmiendas**. La aplicación de ambas enmiendas generó un aumento del CO y el carbono orgánico disuelto (COD) del suelo con un efecto opuesto sobre la dinámica de los herbicidas a diferentes profundidades en el perfil del suelo. El CO mejoró la adsorción y/o persistencia de los herbicidas en las capas superiores, lo cual, sumado al potencial para el aumento de la capacidad de retención de agua del suelo y la disminución de la percolación del agua, disminuyó su movilidad descendente (especialmente para el herbicida FNC más hidrófobo). La adsorción de los herbicidas por la capa superficial del suelo fue consistente con su contenido de OC, que aumentó en el orden: Suelo < Suelo + compost verde < Suelo + SMS. Simultáneamente, en los horizontes más profundos, el mayor contenido de COD facilitó el transporte de los herbicidas y su biodisponibilidad para ser degradados (especialmente para CTL), favorecido por el contenido de humedad inicial del suelo y la lluvia poco después de la aplicación inicial de los herbicidas. En este último caso, el COD tuvo un efecto mayor (aumento de la movilidad) que el efecto del CO (aumento de la adsorción). Los resultados del balance total de los herbicidas en el perfil del suelo al final de ambos períodos experimentales, indica que otros procesos distintos a la movilidad (degradación, mineralización, formación de residuos ligados no

extraíbles y / o absorción del cultivo) podrían estar involucrados en la disipación de los herbicidas, especialmente en los suelos enmendados. La degradación fue una de las posibles vías de disipación y fue confirmada por la detección de metabolitos de herbicidas. Los resultados muestran que la aplicación de las dos enmiendas estudiadas al suelo podría reducir la contaminación del agua subterránea por estos herbicidas al mejorar la adsorción. Sin embargo, el COD de las enmiendas debe tenerse en cuenta para optimizar las dosis de enmienda aplicadas, ya que un mayor contenido de COD implica un mayor riesgo potencial de contaminación del agua subterránea por los químicos, como se observa en este trabajo con el SMS.

Marín-Benito et al. (2020) estudiaron, de forma complementaria, la **disipación y persistencia** de los mismos herbicidas (CTL y FNC) en suelos con las **mismas enmiendas**, en ensayos a **campo** durante casi un año. Las tasas de disipación de los herbicidas fueron menores en los suelos enmendados que en los suelos sin enmendar. Los resultados también mostraron que los DT50 en condiciones de campo fueron más altos que los obtenidos previamente a escala de laboratorio, destacando la importancia de las condiciones ambientales cambiantes en el proceso de disipación. A su vez, la formación de metabolitos de ambos herbicidas en condiciones de campo fue diferente a la observada previamente en el laboratorio. La tasa de disipación del FNC varió según la estación del año en que se aplicó ya que la temperatura influye en la actividad microbiana y, en consecuencia, en la biodegradación (a mayor temperatura, mayor actividad microbiana y degradación más acelerada). La menor tasa de disipación del CTL en el suelo enmendado con SMS puede explicarse por la disminución de su lixiviación a través del perfil del suelo debido a una mayor adsorción. La alta adsorción por los suelos enmendados conduce a una disminución de la biodisponibilidad del herbicida que se va a degradar, y en consecuencia la baja cantidad de metabolito producido en este suelo.

En el trabajo de Álvarez-Martín et al. (2017) se estudió en condiciones de **laboratorio** la **lixiviación** de los fungicidas tebuconazol (no polar) y cimoxanil (polar) marcados con ^{14}C en

columnas de suelo empacadas, al aplicar **SMS** como enmienda. Se varió la **tasa de SMS** aplicada, con una tasa baja (5% p/p) y una tasa alta (50% p/p); el **régimen de flujo de agua**, aplicando un volumen de agua similar bajo flujo saturado (o constante) o bajo flujo saturado-insaturado intermitente; y el **tiempo de incubación** (o envejecimiento) del fungicida en el suelo (1 y 30 días) antes de ensayar la lixiviación. El porcentaje de tebuconazol lixiviado disminuyó en los suelos enmendados, en relación a los suelos sin enmienda, y en mayor proporción en el suelo con la tasa más alta de compost. A su vez la disminución en la lixiviación fue mayor cuando el experimento se realizó luego de la incubación por 30 días del fungicida en la columna de suelo. Estos efectos están de acuerdo con las cantidades retenidas en el suelo. La lixiviación del cimoxanil solo disminuyó en el suelo enmendado cuando se aplicó un flujo intermitente de agua. Las cantidades lixiviadas también disminuyeron en los suelos enmendados después de la incubación del fungicida en la columna de suelo, aunque en este caso se potenció la mineralización. El trabajo reveló que el SMS reduce la fracción extraíble de fungicidas a través de la formación de residuos no extraíbles. Una tasa alta de SMS disminuye la lixiviación de los fungicidas, pero puede aumentar su adsorción en forma no extraíble con el tiempo, disminuyendo su biodisponibilidad (fungicida no polar) o mineralización (fungicida polar).

García-Delgado et al. (2020) estudiaron el papel de los grupos funcionales del carbono orgánico proveniente de las enmiendas **SMS, compost verde y estiércol** peletizado comercial en el proceso de **adsorción y desorción** de los herbicidas TSF, PSC, CTL, FNC por las enmiendas, y por **dos suelos** (S1 y S2) sin enmendar y enmendados, con diferente textura. El estudio se basó en la obtención de isotermas de adsorción y desorción mediante ensayos en **laboratorio**. Los resultados indicaron que la capacidad de adsorción de las enmiendas orgánicas depende de su propia composición y estructura química y de factores externos como la polaridad de los contaminantes y las propiedades del suelo. Los coeficientes de adsorción para S1 fueron mayores que para S2, resultado que estuvo de acuerdo con los mayores contenidos de materia orgánica y arcilla de S1. La aplicación de las enmiendas aumentó el contenido de CO de los dos

suelos y los coeficientes de adsorción de los herbicidas, pero no es posible extrapolar los resultados de un suelo a otro debido a las diferentes interacciones órgano-minerales entre los suelos y las enmiendas. El mayor incremento del coeficiente de sorción de Freundlich (K_f) se obtuvo para TSF en S1 con estiércol y en S2 con SMS, para CTL y PSC en ambos suelos con SMS, para FNC en S1 con SMS y estiércol y en S2 con estiércol. El proceso de adsorción estuvo relacionado con la hidrofobicidad de los herbicidas y el contenido de carbono alifático y aromático de las enmiendas. Estos resultados no fueron los mismos para las enmiendas orgánicas por sí solas, por lo que las buenas propiedades de adsorción de una enmienda orgánica no garantizan buenos resultados en las condiciones del suelo. La desorción de TSF, CTL y FNC en S1 fue menor que en S2, de acuerdo con el mayor contenido de materia orgánica y arcilla de S1. En el caso del PSC, la desorción fue similar en ambos suelos, a pesar de sus diferentes características, probablemente debido a la alta hidrofobicidad del PSC que favorece su adsorción. El coeficiente de desorción (K_{fd}) del S1 enmendado fue mayor que sin enmienda para TSF, CTL y PSC, y viceversa para FNC. Se observó la tendencia opuesta para S2 enmendado, donde la desorción de los herbicidas se redujo con respecto al S2 no enmendado. Las isothermas de desorción de los herbicidas de las enmiendas y/o suelos enmendados presentaron histéresis, indicando una adsorción irreversible. Para PSC, la histéresis se relacionó positivamente con el carácter hidrofóbico. Los grupos N-alquilo y O-alquilo en las enmiendas tuvieron un papel importante en la inmovilización irreversible de CTL y FNC probablemente debido a la interacción de estos herbicidas con el CO mediante puentes de hidrógeno o por interacciones entre grupos polares. Para TSF, los resultados sugieren que otros factores como el pH o el contenido de arcilla controlaron su adsorción - desorción.

Dos de los trabajos estudiaron el efecto de la aplicación de **compost** producido a partir del residuo del procesamiento de olivas, que se genera como subproducto principal del proceso de extracción de aceite, sobre el comportamiento en suelos de distintos herbicidas. En el trabajo de Gómez et al. (2019) se evaluó la **sorción, persistencia y lixiviación** del herbicida bispiribac-

sodio (BYS) en suelos con cultivos de arroz en **condiciones aeróbicas (riego por aspersión) o anaeróbicas (riego por inundación)**, con y sin **labranza**, con y sin enmendar en el primer año. Para ello, después de la cosecha en cada uno de los dos años del estudio (2015 representa los efectos "directos" y 2017 los efectos "residuales"), se tomaron muestras de suelo de cada tratamiento para realizar los ensayos en **laboratorio**. Independientemente del manejo del agua y la labranza, la adición de la enmienda influyó significativamente en la adsorción y persistencia de BYS, reduciendo la cantidad de herbicida lixiviado, aunque la magnitud del efecto dependió del tiempo transcurrido desde su aplicación al suelo. Esto puede deberse a que la cantidad y calidad de la materia orgánica de la enmienda cambia con el tiempo después de su aplicación al suelo. Los valores de Kf en condiciones anaeróbicas fueron mayores que en condiciones aeróbicas. En condiciones anaeróbicas, el Kf fue mayor sin enmienda que con enmienda en el primer año, mientras que en el tercer año fue al revés. En lo que respecta a la persistencia del BYS, en los tratamientos sin enmienda fue mayor en condiciones anaeróbicas. Por otro lado, en el primer año la persistencia en los tratamientos aeróbicos se redujo con el agregado de enmienda, pero en el tratamiento anaeróbico aumentó, mientras que en el tercer año el efecto fue inverso. En el trabajo de Peña et al. (2019) se estudiaron los efectos de la aplicación de la enmienda en la **adsorción, disipación y lixiviación** del herbicida s-metolacoloro en tres **suelos** agrícolas diferentes, con dos diferentes **dosis de compost**, en condiciones de **laboratorio**. La enmienda mejoró la disipación, disminuyendo la vida media del herbicida, independientemente del tipo de suelo. Este efecto podría atribuirse a una mayor actividad microbiana, mostrada por los altos niveles de actividad deshidrogenasa del suelo. La enmienda a su vez generó una mayor capacidad de adsorción del herbicida.

En el trabajo de Pérez-Lucas et al. (2020) se estudió la influencia de la aplicación de tres **enmiendas orgánicas compostadas** diferentes sobre la **disipación** y la **lixiviación** de ocho herbicidas en columnas de suelo empacadas. Las enmiendas se obtuvieron a partir del compostaje tres sustratos: **residuos agroforestales** (de café, malta de cebada, hollejos de uva,

fibra de coco), **residuos agroindustriales** (de granos de malta, de granos de cereales y levaduras) y **estiércol** (estiércol de oveja y cabra). La adición de las enmiendas aumentó la adsorción de los herbicidas en algunos casos y disminuyó su persistencia, con algunas excepciones, probablemente debido al aumento en el tipo y cantidad de microorganismos. La metribuzina mostró alta movilidad en todos los casos, mientras que la terbutilazina, el clorotolurón y el isoproturón presentaron una alta lixiviación solo en suelos no enmendados, ya que su potencial de lixiviación se redujo en los suelos enmendados. Los herbicidas acilofeno, oxifluorfenol, trifluralina y pendimetalina se comportaron en todos los casos como compuestos inmóviles (no lixiviantes).

Tejada y Benítez (2017) estudiaron mediante ensayos de **laboratorio** la **adsorción** y **lixiviación** del herbicida flazasulfuron en suelo enmendado con **estiércol de aves compostado (EA)** y **estiércol de vaca compostado (EV)**, y su influencia en las **propiedades bioquímicas del suelo** (complejos humus-enzimáticos, carbono de la biomasa microbiana y ATP). A su vez, se estimaron los contenidos de grupos funcionales ácidos (grupos carboxilo, grupos hidroxilo fenólicos, acidez total) de los ácidos húmicos aislados de las enmiendas. Para el ensayo las enmiendas se incorporaron en el suelo 4 meses antes de aplicar el herbicida. Los experimentos de lixiviación se llevaron a cabo utilizando columnas de suelo. Los resultados indicaron que la adsorción aumentó y la lixiviación disminuyó en los suelos enmendados con respecto a los suelos sin enmendar. Además, la adsorción fue mayor en los suelos enmendados con materia orgánica con un mayor contenido de ácidos húmicos (EA). La materia orgánica juega un papel fundamental en la sorción del herbicida, probablemente debido a las sustancias húmicas que contienen grupos funcionales importantes, como carboxilo, fenólico, alcohol y carbonilo. En coincidencia, las cantidades de herbicida lixiviado fueron menores en los suelos cuya enmienda orgánica tenía un contenido de ácidos húmicos más alto. Por último, el carbono de biomasa microbiana aumentó significativamente en los suelos con enmienda.

En el trabajo de Vela et al. (2017) se evaluó mediante ensayos a **campo** la técnica de biosolarización, que consiste en cubrir el suelo con film de polietileno de baja densidad, como estrategia para la restauración de suelos con residuos de insecticidas neonicotinoides (acetamiprid, imidacloprid y tiametoxam) y diamidas (clorantraniliprol y flubendiamida), y el efecto del agregado de **compost de estiércol de oveja** a dicha técnica. Los resultados mostraron que la biosolarización aumentó las tasas de desaparición de los insecticidas, siendo el aumento de la temperatura del suelo la causa fundamental. Sin embargo, no se observaron diferencias en el comportamiento de los insecticidas estudiados con el agregado de compost.

Siedt et al. (2020) realizaron una revisión crítica de la literatura científica sobre la **paja** y sus impactos en los suelos agrícolas, particularmente en el destino de los plaguicidas. Los efectos pueden variar mucho dependiendo de numerosos aspectos, como el tipo de suelo y la tasa de aplicación. Se han reportado muchos resultados positivos con respecto a la sorción y degradación de plaguicidas para diferentes tipos de suelos enmendados con paja. Por ejemplo, se ha demostrado la retención del herbicida benazolina y también la capacidad para reducir la lixiviación en el caso de los insecticidas clorpirifos (REV- Siedt et al.), y fipronil (Joshi et al., 2016 citado en Joshi et al., 2019).

En el trabajo realizado por Nowak et al. (2020) se seleccionó la **hojarasca de maíz** como residuo vegetal modelo, y se estudió la influencia del carbono soluble de estos residuos vegetales en descomposición sobre la **degradación** del herbicida MCPA (ácido 4-cloro-2-metilfenoxiacético) y la formación de residuos no extraíbles (RNE) en el suelo, mediante ensayos en columnas de suelo empacadas en **laboratorio**. Los RNE biogénicos (bioRNE) se forman mediante la asimilación de carbono derivado de los plaguicidas a la biomasa microbiana y no son tóxicos, como por ejemplo los aminoácidos y ácidos. Los RNE no biogénicos, en cambio, pueden contener el plaguicida original o sus productos de transformación, que pueden secuestrarse físicamente dentro de la matriz sólida (como RNE tipo I) o unirse covalentemente a la materia

orgánica del suelo (como RNE tipo II), y removilizarse posteriormente. A su vez se determinó la respiración del suelo durante el ensayo. Como resultado, la hojarasca de maíz promovió la actividad microbiana y la mineralización del $^{13}\text{C}_6\text{-MCPA}$ y redujo la cantidad de MCPA residual extraíble en el suelo, es decir, la fracción más móvil y disponible (*Figura 11*). El carbono orgánico soluble y los nutrientes de los residuos vegetales en descomposición (la denominada detritósfera) promueven el crecimiento y la actividad microbiana, así como la biodegradación de los plaguicidas. La mineralización y disipación aceleradas podrían estar relacionadas con la mayor disponibilidad de C soluble que podría haberse difundido desde la hojarasca de maíz hacia el suelo. Por otro lado, la adición de la enmienda promovió la formación de bioRNE, pero también la formación de RNE no biogénicos, lo cual conlleva el riesgo de una removilización retrasada.

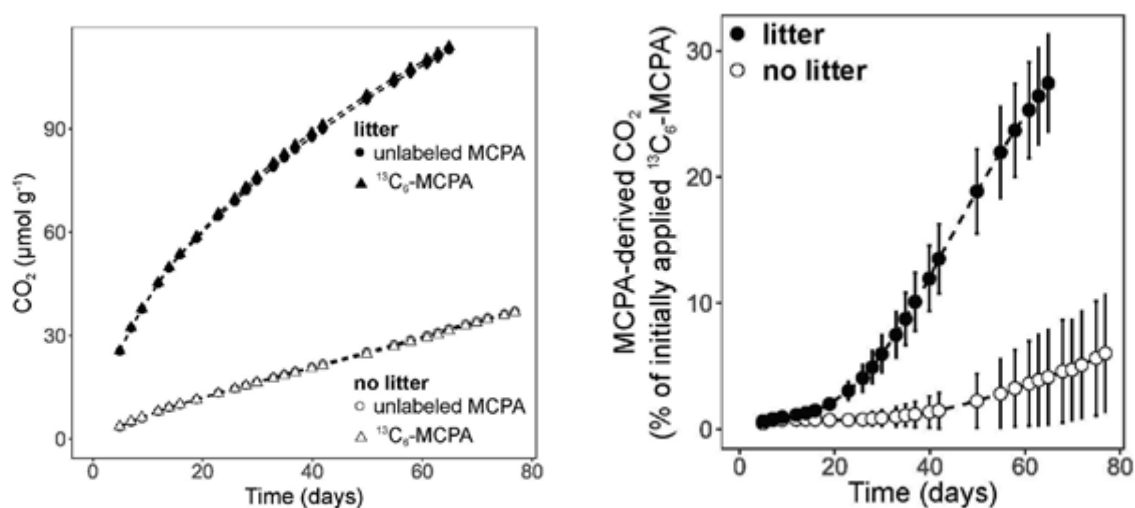


Figura 11: Izquierda: Respiración acumulada del suelo ($\mu\text{mol} / \text{g}$) tratado con MCPA y $^{13}\text{C}_6\text{-MCPA}$ con y sin adición de residuo vegetal. Derecha: Mineralización acumulada del $^{13}\text{C}_6\text{-MCPA}$ en suelo con y sin adición del residuo vegetal como porcentajes del $^{13}\text{C}_6\text{-MCPA}$ aplicado inicialmente (Nowak et al., 2020).

En el trabajo de Joshi et al. (2019) se llevó a cabo un estudio de **campo** para evaluar la eficacia de la **paja de cereal** de cultivo de arroz y la **lechada del estiércol** (1 kg de masa fresca por litro de agua de riego) para reducir la **lixiviación** del herbicida sulfosulfuron al agua subterránea y su carga de residuos en el suelo. Las enmiendas fueron efectivas para reducir significativamente la concentración de residuos de sulfosulfuron en el agua subterránea y el

suelo. Esto se debe a que aumentan el contenido de carbono orgánico, promueven la hidrólisis ácida para la degradación del sulfosulfuron y estimulan la actividad microbiana en el suelo. Se encontró que la paja de cereal es más efectiva para reducir la lixiviación en comparación con la lechada de estiércol, lo cual podría atribuirse a que su adición redujo el pH del suelo, provocando una mayor adsorción y degradación del herbicida debido a hidrólisis ácida. Los herbicidas de sulfonilurea son ácidos débiles y existen principalmente en forma aniónica en suelos agronómicos. Generalmente son adsorbidos débilmente por el suelo y su adsorción disminuye cuando aumenta el pH del suelo, como resultado del aumento de la cantidad de especies aniónicas en solución. La disminución del pH en el suelo enmendado con paja de cereal podría atribuirse a la formación de ácidos orgánicos durante la descomposición de la enmienda.

3.2.3. Diseños de experimentos

En los trabajos de investigación relevados que utilizan compost de distinto tipo y origen, residuos vegetales y/o estiércol, bajo distintas condiciones, se destacan una serie de puntos que se detallan a continuación y se resumen en el *Anexo 2*:

- La influencia en la dinámica, biodisponibilidad y degradación de plaguicidas en suelos se estudió mediante ensayos tanto a campo como en laboratorio, incluyendo ensayos de disipación, adsorción, desorción y lixiviación.
- En la mayor parte de los trabajos se estudió el comportamiento de herbicidas, mientras que los fungicidas e insecticidas, de mayor relevancia en la horticultura (de alto interés en el CHP) se estudiaron en menor medida.
- En general se estudiaron los plaguicidas aplicados por separado, aunque en algunos trabajos se aplicaron dos compuestos combinados. Sin embargo, en todos los casos se trata de modelos que están alejados de la realidad, ya que la actividad hortícola convencional implica el uso de gran número de plaguicidas para los diferentes cultivos.

- En varios trabajos se determinó la actividad o estructura microbiana del suelo, mediante la medición de la actividad deshidrogenasa del suelo, el perfil de ácidos grasos de fosfolípidos o la respiración del suelo.
- Las variables estudiadas en los diferentes trabajos y que influyeron en el comportamiento de los plaguicidas son: aplicación repetida de plaguicidas, dosis de enmienda aplicada, condiciones de riego, incubación previa del plaguicida en el suelo y temperatura. Por otro lado, en algunos trabajos se estudiaron variables como la dosis de plaguicida aplicada y el tipo de suelo.
- Todos los ensayos de disipación realizados en condiciones de laboratorio se realizaron en oscuridad, y la mayoría con una humedad del 40% de la máxima capacidad de retención de agua (saturación) y a 20°C (*Tabla 3*).
- El rango de concentraciones de plaguicidas usadas en los ensayos de disipación realizados en condiciones de laboratorio va desde 1 mg/kg hasta 50 mg/kg (*Tabla 3*).
- Los resultados de los ensayos de disipación fueron variables en cuanto al efecto de las enmiendas sobre dichos procesos.

Tabla 3: Información sobre los diseños de experimentos de aquellos trabajos relevados en los que se realizaron ensayos de disipación en laboratorio

Trabajo	Dosis de plaguicida aplicada	Condiciones de incubación	
		Temperatura	Humedad
Barba et al. (2019)	4 mg/kg (dosis agronómica) y 10 mg/kg	20°C	40% de la máxima capacidad de retención de agua
Pose-Juan et al. (2018)	4 mg/kg	20°C	
Rodríguez-Cruz et al. (2019)	2, 10 y 50 mg/kg	20°C	
Marín-Benito et al. (2019)	CTL 14 mg/kg, FNC 5,5 mg/kg (5 veces la dosis agronómica)	6°C y 16°C	
Peña et al. (2019)	1,5 mg/kg	20°C	
Pérez-Lucas et al. (2020)	1 mg/kg	21°C	
Gómez et al. (2019)	0,5 kg/ha (dosis agronómica)	20°C	aeróbico no inundado (80% de la capacidad de campo) y anaeróbico inundado (relación suelo-agua 1:1,25 p/v)
Nowak et al. (2020)	50 mg/kg	20°C	no específica

4. PROPUESTA:

USO DE BOKASHI COMO ESTRATEGIA PARA LA RESTAURACIÓN DE SUELOS CON PLAGUICIDAS EN EL CHP

4.1. Justificación

A partir del relevamiento realizado, se observó que existe evidencia científica sobre el efecto de la aplicación de las enmiendas orgánicas sobre el comportamiento de los plaguicidas y que el mismo depende del tipo de suelo, de las condiciones ambientales y del tipo de enmienda. Por otro lado, el BKS es una de las enmiendas orgánicas más utilizadas en las fincas de producción hortícola agroecológica o en transición; se trata de un abono que aporta nutrientes así como microorganismos benéficos al suelo, de muy bajo costo, ya que los productores pueden elaborarlo a partir de materiales disponibles de fácil obtención en sus quintas, y en un tiempo relativamente corto. Teniendo en cuenta esto, sumado a que existen pocos trabajos reportados en la bibliografía sobre su potencial para degradar plaguicidas (Lozano Quituzaca, 2016), es de interés estudiar la influencia de su aplicación sobre el comportamiento de los plaguicidas en suelos del CHP, de modo de conocer si se trata de una potencial herramienta para la restauración de dichos suelos, con el fin de acompañar el proceso de transición agroecológica. Se proponen a continuación ensayos y prácticas que sean un insumo para que puedan verificarse de manera real en épocas pos-pandemia. Es un aspecto importante del trabajo la articulación con el territorio ya sea para obtener los insumos: suelo y enmienda orgánica, así como la transferencia de los resultados a productores del CHP para poder lograr mejoras de la calidad ambiental y consecuentemente de la calidad alimentaria, por aplicación de prácticas integrales de manejo del suelo, con base científica.

4.2. Propuesta de diseño experimental

Como producto de la investigación cuantitativa, se propone realizar una serie de ensayos de laboratorio utilizando 3 plaguicidas con alta persistencia en suelos que sean utilizados en el CHP, en los que se lleve a cabo un seguimiento de su concentración en el suelo y en elutriado - como una evaluación de la posibilidad de percolación-, como una función temporal, y se evalúe ese comportamiento en conjunto con parámetros característicos de calidad de suelo.

Como plaguicidas modelo se proponen a los piretroides, fungicidas azólicos e insecticidas de amplio espectro, conforme a lo relevado para el CHP (Defensor del Pueblo, 2015) y lo reportado en aguas superficiales de la región (Mac Loughlin et al., 2017, 2020).

Como insumos, para los ensayos se propone utilizar:

- Suelos de producción convencional del CHP bajo distintos manejos de cultivos: aire libre (AL) e invernáculo (INV), de manera tal de evaluar la diferencia en la historia de intensidad de uso de agroquímicos y factores de contorno, que podrían afectar al proceso de degradación de los plaguicidas.

- Bokashi (BKS) como enmienda orgánica, elaborado por productores del CHP, aplicado en dos dosis diferentes, equivalentes a la relación recomendada de 2 kg/m² (dosis 1) y 5 kg/m² (dosis 2) (Bertoli Herrera et al., 2015).

- Formulados comerciales que contengan los activos de los plaguicidas, a aplicar en una concentración final correspondiente a la dosis agronómica.

En base a los puntos descriptos, se propone evaluar los siguientes sistemas:

- Suelo del CHP de producción en invernáculo (INV)
- Suelo del CHP de producción al aire libre (AL)
- Suelo del CHP de producción en invernáculo con Bokashi en las dos diferentes dosis de aplicación (INV+ BKS1; INV+ BKS2)

- Suelo del CHP de producción al aire libre con Bokashi en las dos diferentes dosis de aplicación (AL+BKS1; AL+BKS2)

- Bokashi (BKS)

La propuesta experimental consiste en el estudio en paralelo de todos los tratamientos para cada plaguicida aplicado individualmente y también con los 3 plaguicidas aplicados de forma combinada según las dosis propuestas, que representen un escenario real, así como para los suelos sin agregado de los activos como control de ensayo. Para cada sistema se proponen 3 réplicas de 500 g de suelo cada una, a disponer en bandejas durante el estadio del ensayo de degradación. Se propone utilizar el método de impregnación (Kay et al., 2005) por regado con una solución acuosa del formulado para incorporar la masa del activo necesaria sin superar el 20% de humedad en los suelos. El tiempo total de ejecución será variable y en función de la vida media de los plaguicidas en estudio, fijando variables relevantes que han sido presentadas en los trabajos relevados, tratando de simular condiciones equivalentes a los promedios climáticos de la región de interés. Para ello se propone realizarlo bajo condiciones controladas de temperatura, luz y humedad, siendo 25°C, fotoperiodo 18:6 y 40% de humedad las condiciones fijadas de experimento. Si bien la mayoría de los ensayos del relevamiento se realizan en condiciones de oscuridad, en este caso se propone fotoperiodo 18:6 ya que se considera que representa una situación más próxima a la realidad. Uno de los indicadores directos del proceso debe incluir la toma de muestra de suelo de cada tratamiento de manera periódica, sobre las cuales determinar la concentración del plaguicida, siendo importante al momento de la aplicación del plaguicida tomar el punto inicial del proceso y luego con el menor intervalo de tiempo posible, según capacidades de análisis de laboratorio. Se conoce que en la cinética de decaimiento de concentraciones la mayor tasa de variación se da en los tiempos próximos al inicio y luego las curvas tienden a converger de manera asintótica a largo plazo (Etchegoyen et al., 2020). De manera práctica y considerando esta situación sería importante obtener muestras cada 12 horas

los primeros 3 días, luego de manera diaria hasta los 10 días y a continuación intervalar cada 2, 5 y 10 días, conforme a las curvas de decaimiento según los resultados parciales obtenidos. Sobre cada muestra obtenida debe analizarse de manera cuantitativa la concentración de los principios activos ensayados según la técnica de medición adecuada y validada para cada uno de ellos. Para realizar una caracterización fisicoquímica integral de los tratamientos, como un seguimiento general del sistema y para evaluar la posible relación entre los parámetros generales y la degradación de los plaguicidas, es necesario realizar mediciones rápidas sobre el suelo y en lo posible, de bajo costo, como pueden ser pH, conductividad y contenido de materia orgánica estimado por pérdida por ignición, según metodología estandarizada (SAMLA, 2014). Asimismo, se propone medir la concentración de plaguicida en elutriado del suelo, así como el contenido de materia orgánica disuelta, pH y conductividad, conforme a que estos factores son relevantes para evaluar la movilidad y biodisponibilidad del compuesto. A su vez se propone evaluar la respiración basal del suelo como indicador de la actividad microbiana, en los ensayos correspondientes a suelo solo y suelo con bokashi, con y sin plaguicida. Estas determinaciones pueden realizarse al inicio, mitad y final del ensayo, o conforme a las posibilidades y capacidades del laboratorio, teniendo en cuenta que cuantas más determinaciones puedan realizarse, se tendrá una mayor descripción evolutiva. Para la determinación de la respiración se recomienda el uso del método titulométrico (Anderson, 1982; Iwai et al., 2012) con las adaptaciones realizadas por Barbieri et al. (2019). Este método se basa en la determinación del CO₂ producido en suelo incubado, y se expresa como mg C-CO₂ kg⁻¹d⁻¹. Todas las técnicas mencionadas fueron utilizadas de forma exploratoria en ensayos preliminares (*Figura 12*).



Figura 12: Fotografía durante ensayos preliminares

4.3. Exploración de técnicas para el procesamiento de las muestras

Como parte del plan de trabajo original, se realizaron avances experimentales en plazos anteriores a las condiciones de ASPO dispuestas por el Poder Ejecutivo Nacional. Los mismos son de relevancia para un caso particular y se describen a continuación.

Los procedimientos necesarios para analizar la concentración de un compuesto orgánico en una muestra, en este caso en suelos, son variados, pero involucran en general los pasos de extracción del analito de la matriz, pudiendo realizarse filtrado, purificación y/o concentración, para finalmente realizar la determinación analítica. La técnica más empleada para la extracción de multiresiduos de plaguicidas en distintas matrices ambientales es QuEChERS (Annastesiades et al., 2003; Mac Loughlin et al., 2017; Bernasconi et al., 2019). Esta técnica tiene muchas variantes, pero básicamente consiste en una etapa de extracción que involucra el agregado de

acetonitrilo (ACN) y sales (MgSO₄ y NaCl) y una etapa de clean up donde se utiliza aminas primarias -PSA- o C18. Como primer paso previo a los estudios de las mezclas suelo-BKS-plaguicida, se realizó un ensayo preliminar para evaluar técnicas de extracción con agregado de solventes (ACN o Metanol) pero sin el agregado de sales ni la etapa de clean up, con el fin de disminuir los costos y los tiempos de análisis según la metodología propuesta por De Gerónimo et al. (2015), teniendo en cuenta que el diseño experimental propuesto (inciso 4.2.) implica numerosas muestras a analizar, durante un período de tiempo prolongado. Además, en esta metodología el suelo es secado a temperatura ambiente previo a la extracción, a diferencia de otros trabajos en los que no se realiza este paso (Bernasconi et al., 2021); por lo que se propuso realizar dos ensayos en paralelo para evaluar la eficiencia de la técnicas de extracción propuestas (por reparto en ACN y MeOH) frente a un suelo húmedo y un suelo secado al aire. En este caso, el analito propuesto como modelo es el fungicida Tebuconazol, ya que este compuesto ha sido frecuentemente detectado en suelos del CHP, siendo muchos de ellos de producciones en transición agroecológica (S. Barbieri, comunicación personal, 2019), probablemente debido a que se trata de un compuesto persistente (Mosquera et al., 2010), y a que su aplicación es frecuente en la zona (Capello y Fortunato, 2008).

Para evaluar la eficiencia de las técnicas propuestas, se calculó el porcentaje de Recuperación (%R) como criterio de calidad y selección. Todo procedimiento tiene asociado un porcentaje de recuperación del analito, definido por la *ecuación 2*, que depende de diferentes factores que influyen en la eficiencia de la técnica, así como también en los costos y tiempos de trabajo. Entre estos factores se incluye a los métodos de almacenamiento de las muestras, previo a su análisis, así como también al solvente utilizado para el proceso de extracción, cuya eficiencia puede depender tanto de la afinidad por el analito como de las características intrínsecas de la matriz - como la humedad en el caso del suelo- determinantes del reparto.

Ecuación 2: Definición del porcentaje de recuperación de la técnica

$$\text{Porcentaje de Recuperación } \%R = \frac{\text{Concentración del analito obtenida usando la técnica} * 100}{\text{Concentración del analito en el estándar o patrón}}$$

El procedimiento analítico consistió en los procesos de extracción, filtrado y posterior análisis mediante Cromatografía Líquida con detección por espectrometría de masas en tándem (HPLC-MS/MS). Los tratamientos ensayados fueron:

1. Extracción QuECHERS: (Q-ACN)
 - a) Suelo húmedo
2. Extracción por reparto en ACN
 - a) Suelo húmedo
 - b) Suelo seco
3. Extracción por reparto en Metanol
 - a) Suelo Húmedo
 - b) Suelo Seco

Para esta puesta a punto se utilizó un suelo representativo del CHP previamente analizado cuya concentración de tebuconazol estuvo por debajo del límite de detección (0,1 µg/kg). Para el procedimiento se siguieron los lineamientos propuestos por la normativa SANTE 11813 (2017) de la Comunidad Europea para el análisis de plaguicidas por técnicas de espectrometría de masas. En todos los tratamientos se pesaron 2 gramos de suelo (humedad 20%) por duplicado y se sobreagregaron 60 µl de una solución de 10 mg/L de Tebuconazol de forma de obtener una concentración final de 50 µg/L en la inyección. En el caso de los tratamientos “a” se dejaron reposar 30 minutos, mientras que en el caso de los “b” se dejaron secar al aire en mesada por 92 hs y luego se procedió a realizar las extracciones, siguiendo los pasos que se describen en la *Figura 13*. En conjunto con las muestras se procesaron blancos de reactivos para cada ensayo así como estándares de trabajo metodológico consistentes en soluciones del activo en los solventes respectivos sometidos a todos los tratamientos pero sin los suelos (denominados

“working standard”) (Figura 14). En todos los casos, luego del centrifugado, se tomó 0,5 ml del sobrenadante, se agregó 0,5 ml de agua nano pura (NP) y se filtró con filtro de 0.22 μm de diámetro de poro. Los extractos se colocaron en vial para su posterior análisis instrumental mediante HPLC-MS/MS.

(1) Q-ACN	(2) ACN	(3) Metanol
1. Se agregó 4 ml de Agua Nanopura	1. Se agregó 6 ml de ACN	1. Se agregó 6 ml de Metanol
2. Se agregó 6 ml de ACN frío	2. Se sonicó	2. Se sonicó
3. Se agitó	3. Se centrifugó	3. Se centrifugó
4. Se sonicó durante 10 minutos		
5. Se repitieron los pasos 3 y 4		
6. Se agregó 1 g de NaCl calcinado y 2,5 g de MgSO ₄ anhidro		
7. Se agitó durante 1 minuto		
8. Se centrifugó		

Figura 13. Pasos realizados en las distintas técnicas de extracción

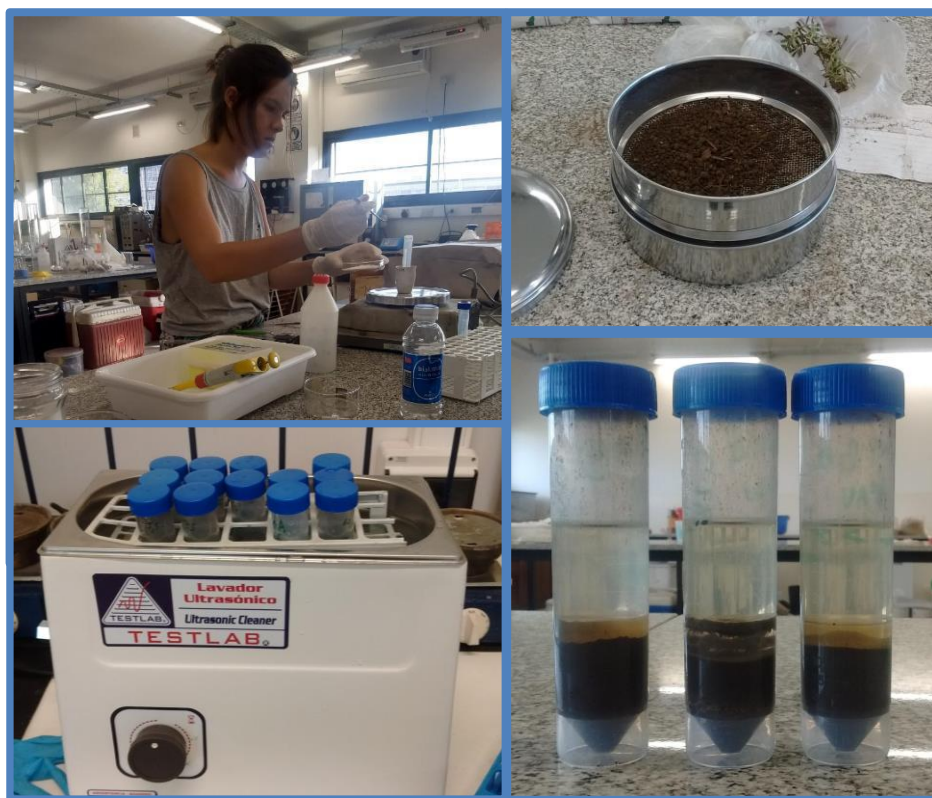


Figura 14: Fotografías del ensayo

Se realizó una curva de calibración con soluciones 10 µg/L, 50 µg/L y 100 µg/L de Tebuconazol en ACN-NP para controlar la linealidad del método y el límite de detección.

Se calculó el %R del analito para las distintas técnicas respecto a su Working Standard, ya que en estos tratamientos el efecto matriz está contemplado y ponderado (Taylor, 2005), según la *ecuación 2*. Los resultados se detallan en la *Tabla 4*.

Tabla 4. Porcentajes de Recuperación obtenidos para las distintas técnicas

Tratamiento	Observaciones	Recuperación
1-a. Q-ACN	Suelo húmedo	95,48 ± 2,9 %
2-a. ACN		85,27 ± 4,0 %
3-a. Metanol		79,65 ± 1,9 %
2-b. ACN	Secado al aire 92 hs	59,74 ± 0,8 %
3-b. Metanol		76,86 ± 1,0 %

La mayor recuperación se obtuvo en la extracción por reparto en ACN auxiliada por sales (Quechers), lo cual era esperable dado que es la técnica explorada por el grupo de trabajo (Bernasconi et al 2019, 2021).

En los suelos secados al aire 92 hs (2-b y 3-b) hay **menor** recuperación que en los suelos sin secar al aire (2-a y 3-a), tanto con ACN como con MeOH. Esto puede deberse a la pérdida de tebuconazol por codestilación/vaporización desde el suelo o por mecanismos de biodegradación o degradación química en ese lapso de tiempo.

En los suelos húmedos el mejor solvente de extracción resultó ser el ACN mientras que en los secos fue el MeOH. Posiblemente esto se deba a distintos mecanismos de interacción entre el analito y los extractantes, ya que se dan diferentes polaridades de los solventes, siendo que el ACN constituye un solvente polar aprótico mientras que el MeOH es polar prótico.

En función de los resultados obtenidos, la técnica 2-a (Extracción por reparto en ACN en suelo humedo) es la más adecuada para este tipo de ensayo, considerando que la pérdida en el porcentaje de recuperación es aceptable conforme a la normativa citada, teniendo en cuenta la disminución en los tiempos de análisis, los bajos costos de la técnica y la posibilidad de analizar numerosas muestras en simultáneo, en comparación a la extracción auxiliada por sales QuECHERS, si bien esta última ofrece mejoras en el %R.

5. CONCLUSIONES

- Sobre el análisis cuantitativo:
 - El compost, producido a partir de diferentes tipos de materiales orgánicos, fue la enmienda orgánica más estudiada en el período de tiempo relevado (Enero de 2017 a Agosto de 2020), en relación a su influencia sobre el comportamiento de los plaguicidas en suelos. Las enmiendas menos estudiadas fueron los residuos vegetales y el estiércol (sin compostar).
 - La producción bibliográfica en la temática experimentó un aumento en el año 2020, casi duplicando la cantidad de trabajos en el mes de Agosto, en relación a los años anteriores.
 - La mayor parte de los trabajos relevados son de autoría española.
 - La mayor parte de los trabajos relevados fueron publicados en la revista Science of The Total Environment, frente a otras especializadas en ciencias del suelo.
 - No se encontraron trabajos en los que se estudien la cama de pollos o el bokashi, enmiendas utilizadas en el CHP.
 - El volumen de información relevada es un insumo de base y de alta importancia para promover líneas de investigación en esta temática a nivel regional.
- El comportamiento de los plaguicidas en suelos es influenciado por la aplicación de enmiendas orgánicas, principalmente debido al aumento en la cantidad de materia orgánica y al aumento de la actividad microbiana. En lo que respecta a la disipación, las variables relativas a cada plaguicida, la enmienda utilizada, el tipo de suelo y las condiciones ambientales también influyen de múltiples formas. Dentro del conjunto de trabajos relevados, hay algunos en los que se observa una disminución de la disipación con la aplicación de la enmienda, mientras que en algunos se observa un aumento, y en otros no hay diferencias en relación al suelo sin enmienda. Esta variabilidad se asocia al

efecto impredecible y aleatorio del aporte de materia orgánica, ya que la misma puede generar limitaciones en cuanto a la biodisponibilidad de los plaguicidas debido a una mayor adsorción, mientras que la materia orgánica disuelta favorece el efecto opuesto. Debido a esta complejidad no es posible generalizar los efectos, y se vuelve necesario estudiar cada caso de interés en particular.

- Muchos de los trabajos relevados no están orientados a la remediación del suelo a través de la degradación de los plaguicidas, si no a conocer la influencia que puede tener el uso de la enmienda sobre el comportamiento de los mismos, con un enfoque productivo. Los mismos están orientados a estudiar las implicaciones para su biodisponibilidad para la absorción por malezas, considerando que la lixiviación de los mismos reduce la duración del efecto residual esperado e implica un riesgo de contaminación de las aguas subterráneas.
- El análisis cuantitativo es una herramienta útil y necesaria para el diseño de experimentos en el campo de las ciencias ambientales.
- El BKS es una de las enmiendas orgánicas más utilizadas en las fincas de producción hortícola agroecológica o en transición del CHP, según el trabajo previo que se llegó a realizar en territorio, a material bibliográfico y sistemática elaborada por productores nucleados en el MTE (Movimiento de Trabajadores Excluidos), con quienes el grupo mantiene trabajos de extensión universitaria. Sin embargo, existen pocos trabajos reportados en la bibliografía sobre su influencia en el comportamiento de plaguicidas en suelos, y sobre todo se utiliza con el fin de aportar materia orgánica, microorganismos benéficos y reciclado de nutrientes. Por lo tanto, es de interés estudiar su potencial multifuncionalidad teniendo en cuenta tanto su uso como abono así como su influencia sobre la degradación de los plaguicidas en suelos, de modo de evaluar su posible uso como herramienta para la restauración de suelos de producción agroecológica o en transición.

- Es importante la validación de técnicas de análisis de plaguicidas para cada suelo en particular. Para el suelo del CHP ensayado, la técnica de extracción por reparto en ACN, sin el agregado de sales ni la etapa de clean up, es adecuada para la extracción de tebuconazol teniendo en cuenta el porcentaje de recuperación, su bajo costo, bajo impacto ambiental y rapidez de análisis.
- La pandemia que estamos transitando globalmente deja en evidencia la crisis ambiental, económica y social en la que nos encontramos, situación de la que solo podremos recuperarnos si enfocamos los recursos hacia formas de producción y de vida que sean sostenibles. En este sentido, la agroecología ofrece una alternativa clara para la producción de alimentos, y propone como algo necesario la recuperación de la salud del suelo. La ciencia debe acompañar estos procesos, generando información que aporte a los mismos y, desde ese lugar, se propone seguir estudiando las diferentes prácticas agroecológicas desde el enfoque de las ciencias ambientales, siempre con un enfoque local y priorizando el intercambio de saberes con las y los productores, buscando la construcción colectiva de las preguntas y las respuestas de investigación.

6. AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de La Plata y a la Facultad de Ciencias Exactas, por brindarme educación pública, gratuita y de calidad, por haberme dado la posibilidad de estudiar esta hermosa carrera.

A los docentes que aportaron en mi formación.

A Dami y Coti, por aceptar acompañarme en esta última etapa, por enseñarme.

A Sofi y Jeza, por su ayuda y su tiempo en diferentes instancias de este trabajo.

A Mariana Marasas, por su aporte en este trabajo.

A las productoras del CHP que nos abrieron sus puertas para tomar muestras y para aprender sobre el Bokashi.

Al proyecto de extensión EMISA, a cada una de las personas que pasó por ahí, por enseñarme el significado de la ciencia digna, colectiva y transformadora. Por abrirme la cabeza de muchas formas, por hacerme crecer en lo personal.

Al Área de Efluentes Gaseosos de OPDS, por confiar en mí y darme una oportunidad, por siempre facilitarme para que pueda avanzar en la carrera, y por lo compartido estos años.

A mis amigos de la vida, por ser mi sostén, mi alegría, porque crecemos juntos.

A mis amigos de la facultad y de la carrera, por lo compartido dentro y fuera de las aulas, porque son personas increíbles, que me enseñan día a día, y porque gracias a ustedes disfruté este recorrido.

A mi familia, especialmente a mis abuelas, por estar presentes más allá de la distancia, por su amor. A mi abuelo Pedro, que lo llevo en el corazón.

A Nadi e Ian, por su apoyo y su amor, son irremplazables. A San y Adri, por adoptarme de corazón. A mi mamá y mi papá, por hacer lo que estuvo a su alcance para que yo pueda estar hoy acá, por acompañarme, por guiarme, por estar para mí.

¡GRACIAS!

7. BIBLIOGRAFÍA

Agostini, M.G., Kacoliris, F., Demetrio, P., Natale, G.S., Bonetto, C. & Ronco, A.E. (2013). Abnormalities in amphibian populations inhabiting agroecosystems in northeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Diseases of Aquatic Organisms* Vol. 104: 163–171. doi: 10.3354/dao02592.

Alonso, L.L., Demetrio, P.M., Etchegoyen, M.A., Marino, D. (2018). *Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina*. *Sci. Total Environ.* 645, 89–96. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.134.

Alonso, L.L., Demetrio, P.M., Capparelli, A.L., Marino, D.J.G. (2019). *Behavior of ionophore antibiotics in aquatic environments in Argentina: The distribution on different scales in water courses and the role of wetlands in depuration*. *Environment International*: Volume 133, Part A, 105144.

Alvarez-Martín, A., Sánchez-Martín, M., Pose-Juan, E. & Rodríguez-Cruz, M. S. (2015). *Effect of different rates of spent mushroom substrate on the dissipation and bioavailability of cymoxanil and tebuconazole in an agricultural soil*. Institute of Natural Resources and Agrobiology of Salamanca (IRNASA-CSIC).

Álvarez-Martín, A., Sánchez-Martín, M.J., Ordax, J.M., Marín-Benito, J.M., Rodríguez-Cruz, M.S. (2017). *Leaching of two fungicides in spent mushroom substrate amended soil: Influence of amendment rate, fungicide ageing and flow condition*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.126>

Anderson, J. (1982). Soil Respiration. En: Page, A., Miller, R., Kenney, D. *Methods of soil analysis. Part II. Chemical and microbiological properties*. (2nd ed. Pp. 831-871). American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, USA.

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. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.041>

Barba, V., Marin-Benito, J.M., García-Delgado, C., Sanchez-Martin, M.J., Rodriguez-Cruz, M.S. (2019). *Assessment of 14C-prosulfocarb dissipation mechanism in soil after amendment and its impact on the microbial community*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109395>

Barba, V., Marín-Benito, J.M., Sánchez-Martín, M.J. & Rodríguez-Cruz, M.S. (2020). *Transport of 14C-prosulfocarb through soil columns under different amendment, herbicide incubation and irrigation regimes*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134542>

Barbieri, S. C., D'Amico, M., Peluso M. L., Marino D. J. G., Marasas M. E. (2019). *Efecto de prácticas alternativas para el control de nemátodos sobre la calidad del suelo en quintas del Cinturón Hortícola Platense*. 1er Congreso Argentino de Agroecología: libro de resúmenes, Universidad Nacional de Cuyo, 2020. ISBN 978-987-575-210-8.

Bending, G. D., Rodríguez-Cruz, M.S. & Lincoln, S. D. (2007). *Fungicide impacts on microbial communities in soils with contrasting management histories*. University of Warwick, Wellesbourne, UK.

Bernasconi C., Demetrio P.M., Alonso L.L., Mac Loughlin T.M., Cerdá E., Sarandón S.J., Marino D.J.G. (2021). *Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm from a neighboring chemical-based production system*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 313-107341. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107341>.

Bertolí M.P., Herrera E.T. y Ramos Agüero A.D. (2015). *Producción y uso del abono orgánico tipo bocashi. Una alternativa para la nutrición de los cultivos y la calidad de los suelos*. Ediciones INCA. ISBN: 978-959-7023-78-4.

Blandi M.L (2016). *Tecnología del invernáculo en el Cinturón Hortícola Platense: análisis de la sustentabilidad y los factores que condicionan su adopción por parte de los productores*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, Argentina. <https://doi.org/10.35537/10915/52015>.

Bongiovanni Ferreyra, M.G., Orden, L. & Perez Pizarro, J. (2015). *Enmiendas orgánicas en la producción hortícola bajo cubierta*. Extraído el 19 de Octubre, 2020 del sitio Web del Instituto

Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA]: <https://inta.gob.ar/documentos/enmiendas-organicas-en-la-produccion-horticola-bajo-cubierta>

Bonicatto, M.M. (2018). *Sustentabilidad y agrobiodiversidad: Análisis de la conservación de semillas y conocimientos asociados en agroecosistemas familiares del Cinturón Hortícola Platense*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. Buenos Aires, Argentina. <https://doi.org/10.35537/10915/66552>

Boudh, S. & Singh J. S. (2019). Pesticide Contamination: Environmental Problems and Remediation Strategies. En R. N. Bharagava, P. Chowdhary (Eds.), *Emerging and Eco-Friendly Approaches for Waste Management*. (pp. 245-263).

Cabrera, S. M.; Zubillaga, M. S. y Montserrat, J. M. (2018). *Degradación comparativa de plaguicidas en suelos con diferente historia de uso del cinturón hortícola de la plata*. XXVI Congreso Argentino de Ciencias del Suelo. <https://docplayer.es/85576457-Comision-6-contaminacion-del-suelo-y-calidad-del-medio-ambiente.html>.

Etchegoyen, M.A., Ronco, A.E., Almada, P., Abelando, M., Marino, D.J.G., (2017). Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environ. Monit. Assess.* 189, 63. doi:10.1007/s10661-017-5773-1.

Carpio, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S., García-Delgado, C., Sanchez-Martín, M.J. & Marín-Benito, J.M. (2020). Mobility monitoring of two herbicides in amended soils: A field study for modeling applications. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110161>

Capello, V. y Fortunato N. (2008). *Plaguicidas en la Provincia de Buenos Aires: información toxicológica, ecotoxicológica y aspectos ambientales*. Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible [OPDS].

CASAFE [Cámara de sanidad agropecuaria y fertilizantes]. (2012). *Mercado Argentino de Productos Fitosanitarios 2012*. Disponible en: <https://www.casafe.org/publicaciones/datos-del-mercado-argentino-de-fitosanitarios/> (Consulta 13 de Diciembre de 2020).

Celestina, C., Hunt, J.R., Salec, P.W.G., Franks, A.E. (2019). Attribution of crop yield responses to application of organic amendments: A critical review. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.10.002>

Censo Hortifloricola Provincia de Buenos Aires. (2005).

Cerrato, M. E., Leblanc, H. A., Cruz, W. y Genao, A. (2006). *Tiempo de estabilización de bokashis elaborados en fincas de la Universidad EARTH*. Universidad EARTH, Costa Rica.

Codina, L. (2018). *Science Direct: base de datos y plataforma digital de Elsevier*. Extraído el 20 de Octubre, 2020 del sitio Web: <https://www.lluiscodina.com/science-direct-elsevier/>

Comisión Europea. (2006). *Towards a Thematic Strategy on soil protection*. SEC (2006) 620 y SEC (2006) 1165.

Cycon, M., Piotrowska-Seget, Z., Kaczynska, A. & Kozdroj, J. (2006). *Microbiological characteristics of a sandy loam soil exposed to tebuconazole and k-cyhalothrin under laboratory conditions*.

Defensor del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires. (2015). *Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires. Mapa de Situación e Incidencia Sobre la Salud*. Defensor del Pueblo, Buenos Aires, Argentina.

De Castilhos Ghisi, N., Zuanazzi, N. R., Fabrin, T. M. C., & de Oliveira, E. C. (2020). *Glyphosate and its toxicology: A scientometric review*. Science of The Total Environment, 139359. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139359

De Geronimo, E., Botero-Coy, A.M., Marin, J.M., Aparicio, V.C., Costa, J.L., Sancho, J.V., Hernandez, F. (2015). *A simple and rapid analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry for monitoring pesticide residues in soils from Argentina*. Analytical Methods. <https://doi.org/10.1039/C5AY01582K>.

Del Puerto Rodríguez, A. M., Suárez Tamayo, S. y Palacio Estrada, D.E. (2014). *Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud*.

Donkor, A., Osei-Fosu, P., Nyarko, S., Kingsford-Adaboh, R., Dubey, B., Asante, I. (2015). *Validation of QuEChERS method for the determination of 36 pesticide residues in fruits and vegetables from Ghana, using gas chromatography with electron capture and pulsed flame photometric detectors*. J. Environ. Sci. Health., Part B 50 (8):560–570. <http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2015.1028833>.

Etchegoyen, M.A., Marino, D.J.G. y Capparelli, A.L. (2020). *Tópicos de Química y Fisicoquímica Ambiental: Agua, atmósfera y suelo, transferencia entre compartimientos y transformaciones*. 1a ed. - La Plata: Universidad Nacional de La Plata; EDULP. Libro digital, PDF - (Libros de cátedra) ISBN 978-950-34-1879-6.

Fernandes, M. C., Cox, L., Hermosín, M. C. & Cornejo, J. (2006) *Organic amendments affecting sorption, leaching and dissipation of fungicides in soils*. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC. Sevilla, España.

Frediani, J.C. (2010). *Lógicas y tendencias de la expansión residencial en áreas periurbanas. El Partido de La Plata, Buenos Aires, Argentina, entre 1990 y 2010*. Tesis de posgrado. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias de la Educación.

Gámiz, B. et al. (2016). *Effect of synthetic clay and biochar addition on dissipation and enantioselectivity of tebuconazole and metalaxyl in an agricultural soil: Laboratory and field experiments*. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), CSIC. Sevilla, España.

García, M. (2012). *Análisis de las transformaciones de la estructura agraria hortícola platense en los últimos 20 años. El rol de los horticultores bolivianos*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP. 432pp. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10915/18122>

García, M. (2016). *Capacidad competitiva y dinamismo en la horticultura de La Plata interpretada desde el enfoque basado en los aglomerados de empresas*. Revista Huellas N° 20, Instituto de Geografía, EdUNLPam: Santa Rosa. Recuperado a partir de: <http://cerac.unlpam.edu.ar/index.php/huellas>

García-Delgado, C., Barba, V., Marín-Benito, J.M., Igual, J.M., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. (2018). *Simultaneous application of two herbicides and green compost in a field experiment: Implications on soil microbial community.* <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.03.004>

García-Delgado, C., Barba-Vicente, V., Marín-Benito, J.M., Igual, J.M., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. (2019). *Influence of different agricultural management practices on soil microbial community over dissipation time of two herbicides.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.395>

García-Delgado, C., Marín-Benito, J.M., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. (2020). *Organic carbon nature determines the capacity of organic amendments to adsorb pesticides in soil.* <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122162>

Garrós, R. y Morales Pizzo, M. (2018). *“El otro campo”: una experiencia de intervención en el cordón frutiflorihortícola del Gran La Plata.* Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Trabajo Social.

Giobellina, B. et al. (2017). *El cinturón verde de Córdoba : hacia un plan integral para la preservación, recuperación y defensa del área periurbana de producción de alimentos - 1a ed. –* Manfredi, Córdoba : Ediciones INTA, 2017. Libro digital, PDF. Archivo Digital: descarga y online ISBN 978-987-521-781-2. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-el-cinturon-verde-de-cordoba_0.pdf (consulta 12 de Diciembre 2020).

Gómez, S., Fernández, D., Peña, D., Albarrán, A., López-Piñeiro, A. (2019). *Behaviour of bispyribac-sodium in aerobic and anaerobic rice-growing conditions with and without olive-mill waste amendment.* <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104333>

Hang, G. M. et al. (2013). *Modalidades de trabajo y tenencia de la tierra en Sistemas Hortícolas Platenses. República Argentina.* Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Departamento de Desarrollo Rural.

Hernández, V. et al. (2014). *La agroecología en Argentina y en Francia. Miradas cruzadas*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

Instituto Nacional de Estadística y Censos - I.N.D.E.C. (2020). *Censo Nacional Agropecuario 2018 : resultados preliminares : agricultura : enero de 2020*. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: INDEC, 2020. Libro digital, PDF. Archivo Digital: descarga y online: ISBN 978-950-896-571-4

INTA [Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria]. (2012). *Evolución del mercado de herbicidas en Argentina. Economía y desarrollo Agroindustrial*, 1(2):1-5.

Iwai, C. B., Oo, A.N. & Topark-ngarm, B. (2012). *Soil property and microbial activity in natural salt affected soils in an alternating wet–dry tropical climate*. *Geoderma* 189–190, 144–152.

Joshi, V., Suyal, A., Srivastava, A., Srivastava, P.C. (2019). *Role of organic amendments in reducing leaching of sulfosulfuron through wheat crop cultivated soil*. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2018.12.002>

Kay, P., Blackwell, P.A. & Boxall, A.B.A. (2005). *Transport of veterinary antibiotics in overland flow following the application of slurry to arable land*. *Chemosphere* 59, 951–959. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.055>

Kreuger, J., Graaf, S., Patring, J., Adielsson, S. (2010). *Pesticides in surface water in areas with open ground and greenhouse horticultural crops in Sweden 2008*. Technical Report. Uppsala: (NL, NJ), Dept. of Soil and Environment (S), Dept. of Soil and Environment. Sveriges Lantbruksuniversitet. Ekohydrologi, p. 117.

Li, Y. et al. (2014). *Enantioselectivity in tebuconazole and myclobutanil non-target toxicity and degradation in soils*. Institute of Plant Protection, Chinese Academy of Agricultural Sciences, China.

López, E.; Cisneros, S. y Ochoa, J. (2016). *Procesos de bioestimulación para la remediación de suelos agrícolas contaminados con tebuconazol y λ -cialotrina*.

https://www.ecorfan.org/bolivia/researchjournals/Simulacion_y_Laboratorio/vol3num8/Revista_d_e_Simulacion_y_Laboratorio_V3_N8_1.pdf

Lozano Quituzaca T.A. (2016). *Determinación del porcentaje biorremediador del bocashi en suelos contaminados por glifosato mediante la técnica de biopilas en cultivos asociados de café y cacao en el barrio san roque, cantón el pangui, provincia zamorachinchi*. Universidad Nacional de Loja, Zamora, Ecuador.

Mac Loughlin, T.M., Peluso, M.L., Etchegoyen, M.A., Alonso, L.L., de Castro, M.C., Percudani, M.C. & Marino, D.J.G. (2018). *Pesticides residues in fruits and vegetables of the argentine domestic market: Occurrence and Quality*. Food Control 93: 129-138. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.05.041>

Mac Loughlin, T.M., Peluso L. & Marino D.J.G. (2017). *Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina*. Sci. Total Environ. 598, 572–580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.116>.

Mac Loughlin T. M., Peluso M. L., Aparicio V. C., Marino D.J.G. (2020). *Contribution of soluble and particulate-matter fractions to the total glyphosate and AMPA load in water bodies associated with horticulture*. Sci, Total Environ. 703 134717. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134717>

Marín Benito, J.M. (2011). *Dinámica de fungicidas en suelos de viñedo enmendados con sustratos postcultivo de hongos*. Tesis doctoral. Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Universidad de Salamanca.

Marín-Benito J.M., Barba, V., Ordax, J.M., Andrades, M.S., Sanchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. (2018a). *Application of green compost as amendment in an agricultural soil: Effect on the behaviour of triasulfuron and prosulfocarb under field conditions*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.024>

Marín-Benito, J.M., Barba, V., Ordax, J.M., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. (2018b). *Recycling organic residues in soils as amendments: Effect on the mobility of two herbicides under different management practices*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.045>

Marín-Benito, J.M., Carpio, M.J., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. (2019). *Previous degradation study of two herbicides to simulate their fate in a sandy loam soil: Effect of the temperature and the organic amendments*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.015>

Marín-Benito, J.M., Carpio, M.J., Mamyb, L., Andrades, M.S., Sánchez-Martín & M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. (2020). *Field measurement and modelling of chlorotoluron and flufenacet persistence in unamended and amended soils*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138374>

Marino, D. & Ronco, A.E. (2005). *Cypermethrin and chlorpyrifos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina*. doi: 10.1007/s00128-005-0824-7

Mas L.I., Aparicio V.C., De Gerónimo E., Costa J.L (2020). Pesticides in water sources used for human consumption in the semiarid region of ArgentinaSN Applied Sciences 2:691 | <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2513-x>

Mojica, A. y Guerrero, J. A. (2013). *Evaluación del movimiento de plaguicidas hacia la cuenca del Lago de Tota, Colombia*.

Mosquera V., C. S., Martínez C., M. J. & Guerrero D., J. A. (2010). *¹⁴C tebuconazole degradation in colombian soils*. Ghent University.

MTE Rural. (2020). Cartilla Nacional de Agroecología y Biopreparados.

Mudhooa, A., Lakshmi Ramasamy, D., Bhatnagarc, A., Usmand, M., Sillanpaa, M. (2020). An analysis of the versatility and effectiveness of composts for sequestering heavy metal ions, dyes and xenobiotics from soils and aqueous milieus. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110587>

Muñoz-Leoz, B., Ruiz-Romera, E., Antigüedad, I. & Garbisu, C. (2011). *Tebuconazole application decreases soil microbial biomass and activity*. Soil Biol. Bioch. 43:2176-2183.

Nowak, K.M., Miltner, A., Poll, C., Kandeler, E., Streck, T., Pagel, H. (2020). Plant litter enhances degradation of the herbicide MCPA and increases formation of biogenic non-extractable residues in soil. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105867>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (1996). *Eliminación de Grandes Cantidades de Plaguicidas en Desuso en los Países en Desarrollo* - Colección FAO: Eliminación de Plaguicidas.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2018). *Los 10 elementos de la agroecología guía para la transición hacia sistemas alimentarios y agrícolas sostenibles*.

Pengue, W.A. et al. (2018). *Agroecología, ambiente y salud*.

Peña, D., Albarrán, A., Gómez, S., Fernández-Rodríguez, D., Rato-Nunesc, J.M. & López-Piñeiro, A. (2019). *Effects of olive mill wastes with different degrees of maturity on behavior of S-metolachlor in three soils*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.022>

Pérez-Lucas, G., Gambín, M. & Navarro, S. (2020). *Leaching behaviour appraisal of eight persistent herbicides on a loam soil amended with different composted organic wastes using screening indices*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111179>

Pórfido, O.D. (2013). *Los plaguicidas en la República Argentina*. Ministerio de Salud de la Nación.

Pose-Juan, E., Marín-Benito, J.M., Sánchez-Martín, M.J. & Rodríguez-Cruz, M.S. (2018). *Dissipation of herbicides after repeated application in soils amended with green compost and sewage sludge*. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.07.026.

Primost, J.E., Marino, D., 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*. Environ. Pollut. 229, 771–779. doi:10.1016/j.envpol.2017.06.006

Rattin, J. & Cuellas, M. (2015). *Utilización de enmiendas*. En Módulo suelo, agua y sustrato. INTA [Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria].

Ren, X., Zeng, G., Tang, L., Wang, J., Wan, J., Wang, J. et al. (2017). *The potential impact on the biodegradation of organic pollutants from composting technology for soil remediation.*

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.032>

Restrepo, J. (2010). *A, B, C de la agricultura orgánica y panes de piedra: Abonos orgánicos fermentados.* 1a ed. Colombia: Feriva S.A. ISBN 978-958-44-126-1.

Rodríguez-Cruz, M.S., Pose-Juan, E., Marin-Benito, J.M., Igual, J.M. & Sanchez-Martin, M.J. (2019). Pethoxamid dissipation and microbial activity and structure in an agricultural soil: Effect of herbicide rate and organic residues. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.011>

Rodríguez-Rodríguez, C. E., Castro-Gutiérrez, V. & Lizano-Fallas, V. (2018). Alternative Approaches to Determine the Efficiency of Biomixtures Used for Pesticide Degradation in Biopurification Systems. En E. D. Bidoia & R. Nallin Montagnolli (Eds.), *Toxicity and Biodegradation Testing, Methods in Pharmacology and Toxicology.* (pp. 57-73).

Ronco, A.E., Marino, D.J.G., Abelando, M., Almada, P. & Apartin, C.D. (2016). *Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments.* DOI 10.1007/s10661-016-5467-0

Sankar Ganesh, K., Sundaramoorthy, P., Nagarajan, M. & Lawrence Xavier, R. (2017). Chapter 7: Role of Organic Amendments in Sustainable Agriculture. En A. Dhanarajan (ed.), *Sustainable Agriculture towards Food Security* (pp. 111-124). https://doi.org/10.1007/978-981-10-6647-4_7

SAMLA. (2014). *Sistema de Apoyo Metodológico a Laboratorios de Análisis de suelos, aguas, vegetales y enmiendas orgánicas.*

SANTE 11813. (2017). *Guidance Document on Analytical Quality Control and Method Validation Procedures for Pesticides Residues Analysis in Food and Feed.* European Commission Directorate - General for Health and Food Safety.

Sassman, S.A. & Lee, L.S. (2007). *Sorption and degradation in soils of veterinary ionophore antibiotics: Monensin and Lasalocid.* Environ. Toxicol. Chem. 26, 1614–1621.

Scotti, R., Bonanomi, G., Scelza, R., Zoina, A. & Rao, M.A. (2015). *Organic amendments as sustainable tool to recovery fertility in intensive agricultural systems*. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 15 (2), 333-352.

Sehnm, N. T., Souza-Cruz, P., Peralba, M. D. C. R. & Záchia Ayub, M. A. (2009). *Biodegradation of tebuconazole by bacteria isolated from contaminated soils*.

Siedt, M., Schäffer, A., Smith, K.E.C., Nabel, M., Roß-Nickoll, M., van Dongen, J.T. *Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141607>

Singer, A. & Crohn, D. (2001). *Persistence and Degradation of Pesticides in Composting*. Department of Environmental Sciences, University of California, Riverside

Sosa, B., Fontans-Álvarez, E., Romero, D., da Fonseca, A. & Achkar, M. (2019). *Analysis of scientific production on glyphosate: An example of politicization of science*. Science of the Total Environment 681: 541–550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.379>

Strickland, T. C., Potter, T. L., & Joo, H. (2004). *Tebuconazole dissipation and metabolism in Tifton loamy sand during laboratory incubation*. Southeast Watershed Research Laboratory, USDA-Agricultural Research Service, USA.

Stupino, S. A.; Frangi, J. L. y Sarandón, S. J. (2012). *Caracterización de fincas hortícolas según el manejo de los cultivos, La Plata, Argentina*. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/26439>

Taylor P.J. (2005). *Matrix effects: The Achilles heel of quantitative highperformance liquid chromatographyelectrospray-tandem mass spectrometry*. Clin. Biochem. 38, 328-334.

Tejada, M. y Benítez, C. (2017). *Flazasulfuron behavior in a soil amended with different organic wastes*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.009>

Thangarajan, R., Bolan, N.S., Tian, G., Naidu, R., Kunhikrishnan, A. (2013). *Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.031>

UNEP, 1997. The Biodiversity Agenda. Decisions from the third Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. 2nd Edition, Buenos Aires, Argentina, 116 pp.

UNEP/AMAP (2011). (United Nations Environmental Program / Arctic Monitoring and Assessment Program) Climate change and POPs: predicting the impacts. Report of the UNEP/AMAP Expert Group; Secretariat of the Stockholm Convention; Geneva; Switzerland (2011); p. 62

Urrea, J., Alkorta, I. & Garbisu, C. (2019). Potential Benefits and Risks for Soil Health Derived From the Use of Organic Amendments in Agriculture. doi:10.3390/agronomy9090542

USEPA. (2000). (United States Environmental Protection Agency). Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. *Ecological Risk Assessment for Section 3 Registration of Tebuconazole on Wheat, Cucurbits, Bananas, Turnips, Treenuts, Hops, and Sunflowers*. https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/cleared_reviews/csr_PC-128997_25-Jul-00_a.pdf

Van Zwieten, L. (2018). The long-term role of organic amendments in addressing soil constraints to production. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9934-6>

Vazquez, M. (2018). *Unidad didáctica 9 (2 de 2): Abonos Orgánicos*, del Curso Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, 27 pp.

Vela, N., Fenoll J., Navarro, G., Garrido, I. & Navarro, S. (2017). *Trial of solar heating methods (solarization and biosolarization) to reduce persistence of neonicotinoid and diamide insecticides in a semiarid Mediterranean soil*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.013>

Velasco, J. A. y Volke Sepúlveda, T. L. (2003). *El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México*. <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906604.pdf>

Wang, C., Wang, F., Zhang, Q. & Liang, W. (2015). *Individual and combined effects of tebuconazole and carbendazim on soil microbial activity*. Qingdao Agricultural University, China.

Wang, Y. et al. (2012). *Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm Eisenia fetida*. Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, China

ANEXO 1: Datos de los trabajos relevados en los que se estudia la influencia de enmiendas orgánicas en el comportamiento de plaguicidas en suelos

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2017	Research	Effect of biochar on the bioavailability of difenoconazole and microbial community composition in a pesticide-contaminated soil	biocarbon	Jianzhong Cheng, Xinqing Lee, Weichang Gao, Yi Chen, Yuan Tang	Applied Soil Ecology	China	https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.009
		Study of processes influencing bioavailability of pesticides in wood-soil systems: Effect of different factors	madera	J. M. Marín-Benito, E. Herrero-Hernández, M. S. Rodríguez-Cruz, M. Arienzo, M. J. Sánchez-Martín	Ecotoxicology and Environmental Safety	España	https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.02.012
		Behavior of the enantiomers of the herbicide imazaquin in agricultural soils under different application regimes	desechos procesamiento oliva y biocarbon	Rocío López-Cabeza, Beatriz Gámiz, Juan Cornejo, Rafael Celis	Geoderma	España	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.024
		Effects of a wood-based biochar on the leaching of pesticides chlorpyrifos, diuron, glyphosate and MCPA	biocarbon	Harald Cederlund, Elisabet Börjesson, John Stenström	Journal of Environmental Management	Suecia	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.004
		Influence of biochar amendments to soil on the mobility of atrazine using sorption-desorption and soil thin-layer chromatography	biocarbon	Hui Deng, Dan Feng, Jian-xiong He, Fang-ze Li, Cheng-jun Ge	Ecological Engineering	China	https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.021
		Leaching of two fungicides in spent mushroom substrate amended soil: Influence of amendment rate, fungicide ageing and flow condition	compost de sustrato post cosecha de hongos	Alba Álvarez-Martín, María J. Sánchez-Martín, José M. Ordax, Jesús M. Marín-Benito, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.126
		Degradation of tricyclazole: Effect of moisture, soil type, elevated carbon dioxide and Blue Green Algae (BGA)	algas	Naveen Kumar, Irani Mukherjee, Bipasa Sarkar, Ranjit Kumar Paul	Journal of Hazardous Materials	India	https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.08.073
		Bioavailability assessment of thiacloprid in soil as affected by biochar	biocarbon	Yao Li, Yulong Zhu, Xingang Liu, Xiaohu Wu, Yongquan Zheng	Chemosphere	China	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.071
		Synthesis optimization of oil palm empty fruit bunch and rice husk biochars for removal of imazapic and imazapyr herbicides	biocarbon	Saba Yavari, Amirhossein Malakahmad, Nasiman B. Sapari, Sara Yavari	Journal of Environmental Management	Malasia	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.035

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2017	Research	Flazasulfuron behavior in a soil amended with different organic wastes	residuos sólidos municipales, compost de estiércol de aves y compost de estiércol de vaca	Manuel Tejada, Concepción Benítez	Applied Soil Ecology	España	https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.009
		The enhancement of atrazine sorption and microbial transformation in biochars amended black soils	biocarbon	Fan Yang, Wei Zhang, Jinmei Li, Shuyao Wang, Yue Tao, Yifan Wang, Ying Zhang	Chemosphere	China	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.022
		Effects of aging process on adsorption-desorption and bioavailability of fomesafen in an agricultural soil amended with rice hull biochar	biocarbon	Mahdi Safaei Khorram, Dunli Lin, Qian Zhang, Yuan Zheng, Hua Fang, Yunlong Yu	Journal of Environmental Sciences	China	https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.09.012
		Trial of solar heating methods (solarization and biosolarization) to reduce persistence of neonicotinoid and diamide insecticides in a semiarid Mediterranean soil	compost de estiércol de oveja, residuos cárnicos y vinaza de remolacha azucarera	Nuria Vela, José Fenoll, Ginés Navarro, Isabel Garrido, Simón Navarro	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.013
		Effects of wastewater irrigation and sewage sludge application on soil residues of chiral fungicide benalaxyl	lodos de depuradora	Xu Jing, Guojun Yao, Donghui Liu, Yiran Liang, Peng Wang	Environmental Pollution	China	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.004
	Review	Potential Benefits of Biochar in Agricultural Soils: A Review	biocarbon	Yang DING, Yunguo LIU, Shaobo LIU, Xixian HUANG, Lu ZHOU	Pedosphere	China	https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60375-8
		The potential impact on the biodegradation of organic pollutants from composting technology for soil remediation	compost	Xiaoya Ren, Guangming Zeng, Lin Tang, Jingjing Wang, Bo Peng	Waste Management	China	https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.032
2018	Research	Recycling organic residues in soils as amendments: Effect on the mobility of two herbicides under different management practices	compost verde	J. M. Marín-Benito, V. Barba, J. M. Ordax, M. J. Sánchez-Martín, M. S. Rodríguez-Cruz	Journal of Environmental Management	España	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.045

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2018	Research	Amendment of soil by biochars and activated carbons to reduce chlordecone bioavailability in piglets	biocarbon	M. Delannoy, S. Yehya, D. Techer, A. Razafitianamaharavo, C. Feidt	Chemosphere	Francia	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.181
		Dissipation of herbicides after repeated application in soils amended with green compost and sewage sludge	compost verde y lodos de depuradora	Eva Pose-Juan, Jesús M. Marín-Benito, María J. Sánchez-Martín, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Journal of Environmental Management	España	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.026
		Biochars change the sorption and degradation of thiacloprid in soil: Insights into chemical and biological mechanisms	biocarbon	Peng Zhang, Hongwen Sun, Lujuan Min, Chao Ren	Environmental Pollution	China	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.030
		Effects of biochars on the fate of acetochlor in soil and on its uptake in maize seedling	biocarbon	Yao Li, Xingang Liu, Xiaohu Wu, Fengshou Dong, Yongquan Zheng	Environmental Pollution	China	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.079
		Organic sorbents as barriers to decrease the mobility of herbicides in soils. Modelling of the leaching process	restos procesamiento de uva, residuos de pino, desechos sólidos urbanos, lodos de depuradora y sustrato post cosecha de hongos	Jesús M. Marín-Benito, María J. Sánchez-Martín, José M. Ordax, Khalid Draoui, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Geoderma	España	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.033
		Sorption mechanisms of neonicotinoids on biochars and the impact of deashing treatments on biochar structure and neonicotinoids sorption	biocarbon	Peng Zhang, Hongwen Sun, Chao Ren, Lujuan Min, Huiming Zhang	Environmental Pollution	China	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.013
		Simultaneous application of two herbicides and green compost in a field experiment: Implications on soil microbial community	compost verde	C. García-Delgado, V. Barba, J. M. Marín-Benito, J. M. Igual, M. S. Rodríguez-Cruz	Applied Soil Ecology	España	https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.03.004

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2018	Research	Application of green compost as amendment in an agricultural soil: Effect on the behaviour of triasulfuron and prosulfocarb under field conditions	compost verde	J. M. Marín-Benito, V. Barba, J. M. Ordax, M. S. Andrades, M. S. Rodríguez-Cruz	Journal of Environmental Management	España	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.024
		Animal bonechar increases sorption and decreases leaching potential of aminocyclopyrachlor and mesotrione in a tropical soil	biocarbon	Kassio Ferreira Mendes, Kathleen E. Hall, Vanessa Takeshita, Mônica Lanzoni Rossi, Valdemar Luiz Tornisielo	Geoderma	Brasil	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.017
		Evaluation of different methods for assessing bioavailability of DDT residues during soil remediation	biocarbon	Jie Wang, Allison Taylor, Chenye Xu, Daniel Schlenk, Jay Gan	Environmental Pollution	USA	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.082
		Effect of cassava waste biochar on sorption and release behavior of atrazine in soil	biocarbon	Xue Li, Jiwei Luo, Hui Deng, Peng Huang, Wen Xu	Science of The Total Environment	China	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.239
	Review	Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: A review	biocarbon	Yuxue Liu, Linson Lonappan, Satinder Kaur Brar, Shengmao Yang	Science of The Total Environment	China	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.099
		Effect of exogenous carbonaceous materials on the bioavailability of organic pollutants and their ecological risks	biocarbon	Xiaoya Ren, Guangming Zeng, Lin Tang, Jingjing Wang, Xiang Tang	Soil Biology and Biochemistry	China	https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.027
2019	Research	Previous degradation study of two herbicides to simulate their fate in a sandy loam soil: Effect of the temperature and the organic amendments	compost verde y compost de sustrato post cosecha de hongos	Jesús M. Marín-Benito, M. José Carpio, María J. Sánchez-Martín, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.015
		Developments in biochar application for pesticide remediation: Current knowledge and future research directions	biocarbon	Sunita Varjani, Gopalakrishnan Kumar, Eldon R. Rene	Journal of Environmental Management	India	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.043
		Biochars reduced the bioaccessibility and (bio)uptake of organochlorine pesticides and changed the microbial community dynamics in agricultural soils	biocarbon	Neelum Ali, Sardar Khan, Huaiying Yao, Juan Wang	Chemosphere	China	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.163

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2019	Research	Influence of biochars on the accessibility of organochlorine pesticides and microbial community in contaminated soils	biocarbon	Neelum Ali, Sardar Khan, Yaying Li, Ningguo Zheng, Huaiying Yao	Science of The Total Environment	China	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.425
		Biochar increases pesticide-detoxifying carboxylesterases along earthworm burrows	biocarbon	Juan C. Sanchez-Hernandez, Ximena Andrade Cares, Mariana Adrián Pérez, Jesús Notario del Pino	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.402
		Effects of biochar on the earthworm (<i>Eisenia foetida</i>) in soil contaminated with and/or without pesticide mesotrione	biocarbon	Qingming Zhang, Muhammad Saleem, Caixia Wang	Science of The Total Environment	China	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.364
		Behaviour of bispyribac-sodium in aerobic and anaerobic rice-growing conditions with and without olive-mill waste amendment	compost de desechos procesamiento oliva	Soraya Gómez, Damián Fernández, David Peña, Ángel Albarrán, Antonio López-Piñeiro	Soil and Tillage Research	España	https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104333
		Changes in sorption and bioavailability of herbicides in soil amended with fresh and aged biochar	biocarbon	Beatriz Gámiz, Pilar Velarde, Kurt A. Spokas, Rafael Celis, Lucía Cox	Geoderma	España	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.033
		Influence of different agricultural management practices on soil microbial community over dissipation time of two herbicides	compost verde	Carlos García-Delgado, Víctor Barba-Vicente, Jesús M. Marín-Benito, J. Mariano Igual, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.395
		Degradation of imazapic and imazapyr herbicides in the presence of optimized oil palm empty fruit bunch and rice husk biochars in soil	biocarbon	Saba Yavari, Nasiman B. Sapari, Amirhossein Malakahmad, Sara Yavari	Journal of Hazardous Materials	Malasia	https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.022
		Biochar Increases Diuron Sorption and Reduces the Potential Contamination of Subsurface Water with Diuron in a Sandy Soil	biocarbon	Fabiano A. PETTER, Tamara S. FERREIRA, Adilson P. SINHORIN, Larissa B. LIMA, Alexandre F. SILVA	Pedosphere	Brasil	https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60434-X
		Assisted phytoremediation of a co-contaminated soil with biochar amendment: Contaminant removals and bacterial community properties	biocarbon	Manyun Zhang, Jun Wang, Shahla Hosseini Bai, Yaling Zhang, Zhihong Xu	Geoderma	Australia	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.031

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2019	Research	Role of organic amendments in reducing leaching of sulfosulfuron through wheat crop cultivated soil	paja de cereales y estiércol de vaca	Varsha Joshi, Archana Suyal, Anjana Srivastava, Prakash Chandra Srivastava	Emerging Contaminants	India	https://doi.org/10.1016/j.emcon.2018.12.002
		Pethoxamid dissipation and microbial activity and structure in an agricultural soil: Effect of herbicide rate and organic residues	compost verde y lodos de depuradora	M. Sonia Rodríguez-Cruz, Eva Pose-Juan, Jesús M. Marín-Benito, J. Mariano Igual, María J. Sánchez-Martín	Applied Soil Ecology	España	https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.011
		Assessment of ¹⁴ C-prosulfocarb dissipation mechanism in soil after amendment and its impact on the microbial community	compost verde	Víctor Barba, Jesús M. Marín-Benito, Carlos García-Delgado, María J. Sánchez-Martín, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Ecotoxicology and Environmental Safety	España	https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109395
		Soil-applied biochar increases microbial diversity and wheat plant performance under herbicide fomesafen stress	biocarbon	Lulu Meng, Tong Sun, Mengyao Li, Muhammad Saleem, Caixia Wang	Ecotoxicology and Environmental Safety	China	https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.065
		Natural biochar effect on sorption-desorption and mobility of diclosulam and pendimethalin in soil	biocarbon	Kassio Ferreira Mendes, Glaucia Peregrina Olivatto, Rodrigo Nogueira de Sousa, Leonardo Vilela Junqueira, Valdemar Luiz Tornisielo	Geoderma	Brasil	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.038
		Biochars mediated degradation, leaching and bioavailability of pyrazosulfuron-ethyl in a sandy loam soil	biocarbon	Suman Manna, Neera Singh	Geoderma	India	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.032
		Effects of olive mill wastes with different degrees of maturity on behaviour of S-metolachlor in three soils	desechos procesamiento oliva compostados	David Peña, Ángel Albarrán, Soraya Gómez, Damián Fernández-Rodríguez, Antonio López-Piñeiro	Geoderma	España	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.022
		Oxidative ageing induces change in the functionality of biochar and hydrochar: Mechanistic insights from sorption of atrazine	biocarbon	Yuyan Liu, Saran P. Sohi, Fanqi Jing, Jiawei Chen	Environmental Pollution	China	https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.035

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2019	Research	Cow bone char as a sorbent to increase sorption and decrease mobility of hexazinone, metribuzin, and quinclorac in soil	biocarbon	Kassio Ferreira Mendes, Rodrigo Nogueira de Sousa, Vanessa Takeshita, Felipe Gimenes Alonso, Valdemar Luiz Tornisielo	Geoderma	Brasil	https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.009
2020	Research	Organic carbon nature determines the capacity of organic amendments to adsorb pesticides in soil	compost de sustrato post cosecha de hongos, compost verde, estiercol y lodos de depuradora	Carlos García-Delgado, Jesús M. Marín-Benito, María J. Sánchez-Martín, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Journal of Hazardous Materials	España	https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122162
		A critical review of different factors governing the fate of pesticides in soil under biochar application	biocarbon	Sana Khalid, Muhammad Shahid, Behzad Murtaza, Irshad Bibib Natasha, Muhammad Asif Naeem, Nabeel Khan Niazi	Science of The Total Environment	Pakistan	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134645
		Biochar in soil mitigates dimethoate hazard to soil pore water exposed biota	biocarbon	Catarina Malheiro, Diogo N. Cardoso, Joana Neves, Diana L.D. Lima, Valdemar Inocêncio Esteves, Amadeu M.V.M. Soares, Susana Loureiro	Journal of Hazardous Materials	Portugal	https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123304
		Mobility monitoring of two herbicides in amended soils: A field study for modeling applications	compost de sustrato post cosecha de hongos y compost verde	María J. Carpio, M. Sonia Rodríguez-Cruz, Carlos García-Delgado, María J. Sánchez-Martín, Jesús M. Marín-Benito	Journal of Environmental Management	España	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110161
		Biochar reduced Chinese chive (<i>Allium tuberosum</i>) uptake and dissipation of thiamethoxam in an agricultural soil	biocarbon	Xiangwei You, Huatao Jiang, Man Zhao, Fengyue Suo, Yiqiang Li	Journal of Hazardous Materials	China	https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121749
		Enhanced bioremediation of lindane-contaminated soils through microbial bioaugmentation assisted by biostimulation with sugarcane filter cake	desechos procesamiento caña de azúcar	Enzo E. Raimondo, Juan D. Aparicio, Ana L. Bigliardo, María S. Fuentes, Claudia S. Benimeli	Ecotoxicology and Environmental Safety	Argentina	https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110143

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2020	Research	Field measurement and modelling of chlorotoluron and flufenacet persistence in unamended and amended soils	compost de sustrato post cosecha de hongos y compost verde	Jesús M. Marín-Benito, M. José Carpio, Laure Mamy, M. Soledad Andrades, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138374
		Enhancement of the DDT reductive dehalogenation by different cosubstrates: Role of sulfidogenic and biogeochemical processes in soil	bagazo caña de azucar	Antonio Velasco, Arturo Aburto-Medina, Irmene Ortíz	Applied Geochemistry	Mejico	https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104604
		Investigation the isotherm and kinetics of adsorption mechanism of herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) on corn cob biochar	biocarbon	Quach An Binh, Hong-Hai Nguyen	Bioresource Technology Reports	Viet Nam	https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100520
		Effect of two organic amendments on atrazine degradation and microorganisms in soil	excremento de gusano de seda y biocarbón derivado	He Huang, Chaolan Zhang, Qun Rong, Chuangzhang Li, Xutong Liu	Applied Soil Ecology	China	https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103564
		Leaching behaviour appraisal of eight persistent herbicides on a loam soil amended with different composted organic wastes using screening indices	compost de estiércol, de residuos agroforestales y agroindustriales	Gabriel Pérez-Lucas, Manuel Gambín, Simón Navarro	Journal of Environmental Management	España	https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111179
		Organic waste from sugar mills as a potential soil ameliorant to minimise herbicide runoff to the Great Barrier Reef	residuos de molinos de azucar	Anil Duhan, Danielle P. Oliver, Mehran Rezaei Rashti, Jun Du, Rai S. Kookana	Science of The Total Environment	Australia	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136640
		Transport of ¹⁴ C-prosulfocarb through soil columns under different amendment, herbicide incubation and irrigation regimes	compost verde	Víctor Barba, Jesús M. Marín-Benito, María J. Sánchez-Martín, M. Sonia Rodríguez-Cruz	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134542
		An examination of the role of biochar and biochar water-extractable substances on the sorption of ionizable herbicides in rice paddy soils	biocarbon	Manuel García-Jaramillo, Kristin M. Trippe, Rick Helmus, Heike E. Knicker, Karsten Kalbitz	Science of The Total Environment	España	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135682

Año	Artículo	Título	Enmienda orgánica	Autores	Revista	País	DOI
2020	Research	Plant litter enhances degradation of the herbicide MCPA and increases formation of biogenic non-extractable residues in soil	hojarasca de maiz	Karolina M. Nowak, Anja Miltner, Christian Poll, Ellen Kandeler, Holger Pagel	Environment International	Alemania	https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105867
		In-vitro evaluation of rice straw biochars' effect on bispyribac-sodium dissipation and microbial activity in soil	biocarbon	Neha Sharma, Pervinder Kaur, Deepali Jain, Makhan Singh Bhullar	Ecotoxicology and Environmental Safety	India	https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110204
		The ratio of H/C is a useful parameter to predict adsorption of the herbicide metolachlor to biochars	biocarbon	Lan Wei, Yufen Huang, Lianxi Huang, Yanliang Li, Zhongzhen Liu	Environmental Research	China	https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109324
		Biochar amendment effectively reduces the transport of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol (a main degradation product of chlorpyrifos) in purple soil: Experimental and modeling	biocarbon	Wenjuan Lei, Xiangyu Tang, Xiangyang Zhou	Chemosphere	China	https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125651
	Review	An analysis of the versatility and effectiveness of composts for sequestering heavy metal ions, dyes and xenobiotics from soils and aqueous milieus	compost	Ackmez Mudhoo, Deepika Lakshmi Ramasamy, Amit Bhatnagar, Muhammad Usman, Mika Sillanpää	Ecotoxicology and Environmental Safety	Finlandia	https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110587
		Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides	paja, compost y biocarbon	Martin Siedt, Andreas Schäffer, Kilian E. C. Smith, Moritz Nabel, Joost T. van Dongen	Science of The Total Environment	Alemania	https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141607

Referencias:

Color Gris: trabajos en que solo se estudia el biocarbón

Color Azul: trabajos en que se estudia compost, residuos vegetales o estiércol

ANEXO 2: Información sobre los diseños de experimentos de los trabajos que utilizan compost, residuos vegetales o estiércol.

Referencias: Color verde: sí influye; Color rojo: no influye; n/e: no evaluado

Trabajo	tipo de enmienda	tipo de ensayo	tipo de plaguicida	tiempo de ensayo disipación (días)	tiempos de medición actividad/estructura microbiana	Variable evaluada - ¿influye en comportamiento?										efecto de la enmienda sobre la disipación
						combinación de plaguicidas	aplicación repetida de plaguicidas	dosis de enmienda	condiciones de riego	dosis de plaguicida	incubación previa del plaguicida	temperatura	tipo de suelo	con/sin labranza		
Marín-Benito et al. (2018a)	compost	camp	2 herbicidas	100	n/e		n/e	n/e - 120 t/ha	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - Typic Haploxerept, franco arcilloso arenoso	n/e	nulo o disminuyó	
García-Delgado et al. (2018)	compost	camp	2 herbicidas	100	0, 30 y 100 días		n/e	n/e - 120 t/ha	n/e	n/e	n/e	n/e		n/e	nulo o disminuyó	
Marín-Benito et al. (2018b)	compost	camp	2 herbicidas combinados	215	n/e			120 t/ha y 180 t/ha		n/e	n/e	n/e		n/e	disminuyó	
García-Delgado et al. (2019)	compost	camp	2 herbicidas combinados	215	0, 28, 69, 97, 124 y 215 días			120 t/ha y 180 t/ha		n/e	n/e	n/e		n/e	disminuyó	
Barba et al. (2019)	compost	lab	1 herbicida	50	0, 27 y 42 días	n/e	n/e	n/e - 180 t/ha	n/e		n/e	n/e	n/e - Typic Haploxerept, franco arcillos arenos (57.63% arena, 16.97% limo, 24.98% arcilla, 0.21% carbonato)	n/e	disminuyó	
Barba et al. (2020)	compost	lab	1 herbicida	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - 180 t/ha		n/e		n/e		n/e	n/e	
Pose-Juan et al. (2018)	compost	lab	3 herbicidas	99, 43 y 144	al aplicar el herbicida y al 50% y 100% de disipación	n/e		n/e - 50 t/ha	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - Typic Xerorthents, franco arenoso (83,4% arena, 5,9% limo, 10,7% arcilla).	n/e	disminuyó	
Rodríguez-Cruz et al. (2019)	compost	lab	1 herbicida	99		n/e	n/e	n/e - 50 t/ha	n/e		n/e	n/e		n/e	n/e	nulo o aumentó
Marín-Benito et al. (2019)	compost	lab	2 herbicidas	67 y 273	n/e	n/e	n/e	n/e - SMS 140 t/ha, GC 85 t/ha	n/e	n/e	n/e		n/e - Cambisol eútrico-crómico, franco arenoso (14,9% arcilla, 4,7% limo, 80,4% arena)	n/e	disminuyó	

Carpio et al. (2020)	compost	camp	2 herbicidas	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - SMS 140 t/ha, GC 85 t/ha	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - Cambisol eútrico-crómico, franco-arenoso (0–90 cm de profundidad) y arcillo-arenoso (90–160 cm)	n/e	n/e
Marín-Benito et al. (2020)	compost	camp	2 herbicidas	339	n/e	n/e	n/e	n/e - SMS 140 t/ha, GC 85 t/ha	n/e	n/e	n/e		n/e - Cambisol eútrico-crómico, franco arenoso (14,9% arcilla, 4,7% limo y 80,4% arena)	n/e	disminuyó
Álvarez-Martín et al. (2017)	compost	lab	2 fungicidas	n/e	n/e	n/e	n/e	5 y 50% p/p		n/e		n/e	n/e - franco arcilloso arenoso (67,0% arena, 11,9% limo, 21,1% arcilla, 51,0% carbonato)	n/e	n/e
García-Delgado et al. (2020)	compost y estiércol	lab	4 herbicidas	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - 10% p/p	n/e	n/e	n/e	n/e	franco arenosos. S1 con contenido de limo y arcilla dos veces mayor que S2	n/e	n/e
Gómez et al. (2019)	compost	lab	1 herbicida	49	n/e	n/e	n/e	n/e - 80 t/ha		n/e	n/e	n/e	n/e - franco (50,3% arena, 28,9% limo, 20,8% arcilla)		variable
Peña et al. (2019)	compost	lab	1 herbicida	103	no específica	n/e	n/e	2,5% y 5% p/p	n/e	n/e	n/e	n/e	S1 – franco (239 g/kg arcilla, 324 g/kg limo, 437 g/kg arena). S2 - franco arenoso (142 g/kg arcilla, 323 g/kg limo, 535 g/kg arena). S3 - franco arcilloso arenoso (297 g/kg arcilla, 211 g/kg limo, 492 g/kg arena)	n/e	aumentó
Pérez-Lucas et al. (2020)	compost	lab	8 herbicidas	120	n/e	n/e	n/e	n/e - no específica	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e – franco	n/e	nulo o aumentó
Vela et al. (2017)	compost	camp	5 insecticidas	91	n/e	n/e	n/e	n/e - no normalizada	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - Calcisol Haplico, franco arcilloso	n/e	nulo
Nowak et al. (2020)	residuo vegetal	lab	1 herbicida	77	cada 2 o 3 días	n/e	n/e	n/e - no específica	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - Luvisol arcilloso	n/e	aumentó
Joshi et al. (2019)	residuo vegetal y estiércol	camp	1 herbicida	120	n/e	n/e	n/e	n/e - 5 t/ha paja, 0.5 t/h lechada de estiércol	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - franco arenoso (65% arena, 20% limo, 15% arcilla)	n/e	aumentó
Tejada y Benítez (2017)	compost	lab	1 herbicida	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - 7,8 t/ha y 6 t/ha	n/e	n/e	n/e	n/e	n/e - Calciortido Xerólico, semiárido	n/e	n/e

