

Estudio de la aplicación del herbicida glifosato en suelos agrícolas de Entre Ríos: Impacto sobre la biota del suelo

Sterren Maria Alejandra, Benintende Silvia

Autores: Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta provincial N°11, Km 10,5, (CP 3100) Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

Contacto: maria.sterren@uner.edu.ar

ARK: <http://id.caicyt.gov.ar/ark:/s22504559/mihqazo8y>

RESUMEN

El objetivo fue evaluar el efecto de la residualidad del glifosato y el ácido aminometilfosfónico (AMPA) sobre la dinámica temporal de variables biológicas en suelos Vertisol (V) y Molisol (M) de Entre Ríos. Para cada tipo de suelo se trabajó con dos secuencias de cultivos: soja continua (pobre práctica de manejo: P) y Trigo/Soja-Maíz (buena práctica de manejo: B). Los tratamientos estuvieron definidos por el tipo de suelo, práctica de manejo y aplicación de glifosato (Gli). Las variables evaluadas fueron: residualidad de Gli. y AMPA, C de biomasa microbiana (CBM), actividad respiratoria (AR), cociente metabólico (qCO_2), hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA), capacidad de aporte de N del suelo (PMN-IA) y proporción de hongos y bacterias. En B, las mejores condiciones físico químicas favorecieron una más rápida degradación del herbicida. A los 2 días se degradó cerca del 60% con una mayor proporción de bacterias presentes en el suelo. En suelos P, los contenidos residuales de Gli. estuvieron entre el 40 y 50% del Gli. inicial. A los 28 días, quedó solamente entre el 3% y el 4% del Gli. inicial, excepto para V con P donde se encontró la mayor residualidad (12%) asociada a los menores contenidos de microorganismos que lo degradaron y a los contenidos de arcillas que adsorbieron el compuesto. A los 2 días se encontró un efecto inmediato inhibitorio sobre AR y CBM. En M, hubo mayores contenidos de fósforo disponible, lo cual propició una mayor liberación de Gli. para ser degradado por los microorganismos y generó más residualidad de AMPA. A los 28 días, el CBM no mostró efectos del herbicida.

Palabras clave: variables biológicas; residualidad de glifosato; suelos vertisoles; buenas prácticas de manejo del suelo.

1. Introducción

La aplicación de glifosato (Gli.) ha aumentado en los últimos años debido a la intensificación de las secuencias de cultivos y a la utilización de cultivos resistentes a este herbicida. En la provincia de Entre Ríos, el 90% de soja cultivada es de tipo RR (genéticamente modificada y resistente al herbicida) y algunos maíces también poseen esta característica, lo cual ha incrementado la utilización de las dosis totales por año y la frecuencia de las aplicaciones. Las rotaciones agrícolas más empleadas en la provincia bajo el sistema de siembra directa utilizan en promedio 8 o más litros de Gli. ha año⁻¹.

El Gli. es un herbicida de amplio espectro, no selectivo, post emergente, ampliamente utilizado en agricultura. Tiene una relativamente rápida degradación, con una vida media que va desde días a meses, lo cual es ventajoso teniendo en cuenta la contaminación ambiental, especialmente en la solución del suelo y cursos de agua. Para evaluar el impacto de los pesticidas en el ambiente y, en particular, su riesgo en los suelos, se han empleado mediciones físicas y químicas; pero, hoy en día, el monitoreo biológico está siendo cada vez más importante (Ramírez-Fuente y Trujillo-Tapia, 2012). El análisis químico da una medida específica del contaminante (concentración), mientras que las técnicas geofísicas proporcionan información sobre los cambios en las características físicas del suelo. Por otra parte, el enfoque biológico *in vivo* (monitoreo en las plantas superiores o en las lombrices de tierra) y modelos *in vitro* (células animales y bacterias) se han utilizado como indicadores de contaminación del suelo (Colombo *et al.*, 2013).

La degradación del Gli. en el suelo depende principalmente de la actividad microbiana y enzimas intra y extracelulares. Las dos principales vías identificadas son: el enlace C-P, que puede ser atacado por enzimas ligasas, que están relativamente extendidas entre las bacterias y liberan sarcosina y fosfatos (PO₃); y en la segunda vía de degradación, la enzima oxidasa rompe el enlace C-N y libera ácido aminometilfosfónico (AMPA), que conserva el enlace C-P y glioxilato. Todos los productos de la degradación pueden ser utilizados por bacterias como fuente C y energía (La Cecilia y Maggi, 2018), aunque la degradación de dichos compuestos puede realizarse a tasas más lentas. Wiren-Lehr *et al.* (1997) mencionan que las tasas de mineralización del Gli. están relacionadas tanto a la actividad como a la masa de microorganismos, lo cual determina su permanencia en el suelo.

Los microorganismos están vinculados a muchas funciones que tienen una importancia directa en la producción y sustentabilidad agrícola, como por ejemplo, la intervención en los ciclos biogeoquímicos de nutrientes, mineralización de restos orgánicos, inmovilización y solubilización de minerales, degradación de xenobióticos, entre otros. En relación a esto, las variables biológicas, son más sensibles y responden mejor al efecto de algunas prácticas de manejo (Biederbeck *et al.*, 2005; Benintende *et al.*, 2005). Los agroquímicos pueden afectar la dinámica de las poblaciones microbianas del suelo y, por consiguiente, las funciones que los mismos tienen. Sin embargo, dichas comunidades microbianas responden de manera diferente a la presencia de múltiples fitosanitarios; esto puede alterar la abundancia y el metabolismo de los microorganismos (Barros *et al.*, 2010). La aplicación de herbicidas puede inhibir (debido a sus toxicidades) o estimular a los microorganismos del suelo cuando éstos los pueden utilizar como fuente de nutrientes (Mahía *et al.*, 2008).

Entre las variables biológicas que podemos evaluar están: la actividad respiratoria (AR), que es uno de los principales metabolismos microbianos que ocurren en el suelo y un indicador sensible a diferentes condiciones de manejo y uso agrícola; el carbono y nitrógeno de la biomasa microbiana (CBM y NBM), cuyos métodos de medición están lo suficientemente probados como para incluirlos entre los índices de rutina en la determinación de calidad de suelos (Turco *et al.*, 1994). También están aquellas variables relacionadas a la mineralización de nutrientes, como es el potencial de mineralización de N de los suelos por incubaciones anaeróbicas (PMN-IA) a partir del método de Incubaciones Anaeróbicas (IA) propuesto por Waring y Bremner (1964), y que fueron estudiadas por Echeverría *et al.* (2000), Bollero (2000), Calviño

y Echeverría (2003) y Benintende *et al.* (2005) como indicadores de calidad biológica del suelo. En general, las variables biológicas anteriormente mencionadas están relacionadas directamente a procesos de mineralización e intensidad de flujos de energía. Anderson (2010) plantea que cualquier impacto que afecta a los miembros de la comunidad microbiana debería detectarse a nivel de comunidad a través de un cambio de una actividad particular. El cociente metabólico qCO_2 es uno de los indicadores que surge a partir de la actividad respiratoria realizada por los microorganismos en relación a la masa microbiana total por unidad de tiempo. Bittencourt Barreto *et al.* (2008) afirma que el qCO_2 puede ser utilizado para evaluar efectos ambientales y antropogénicos sobre la actividad de la biomasa microbiana.

Diversos estudios muestran que la aplicación de Gli. en las rotaciones agrícolas afecta la dinámica de las poblaciones microbianas, con consecuencias posteriores en la sustentabilidad de los sistemas agropecuarios. Los efectos pueden ser mínimos, transitorios o constantes en el tiempo de acuerdo a la historia de aplicación del herbicida. En condiciones de campo, si bien algunos estudios han descripto efectos pequeños o nulos del Gli. sobre la actividad microbiana (Ferreira *et al.*, 2006), otros han encontrado efectos considerables. Así, Wardle y Parkinson (1990) observaron que la presencia de Gli. en el suelo se relacionó con incrementos temporales de poblaciones bacterianas con su concomitante aumento de actividad. Nakatani *et al.* (2014) no encontró diferencias significativas sobre el NBM, pero el CBM aumentó hasta un 24% en los suelos con aplicación de herbicidas convencionales (sojas no resistentes a glifosato) en comparación con aquellos donde se utilizó el Gli. (soja RR).

Diversos autores mencionan que la susceptibilidad a la degradación microbiana del Gli. está muy relacionada a la textura del suelo. Lerch *et al.* (2008) mencionan que, para reducir el impacto ambiental de los agroquímicos, es esencial entender los mecanismos que afectan la adsorción y degradación de los mismos. La formación de residuos no extractables, que resultan de una captura irreversible por un establecimiento químico y/o secuestro físico del agroquímico y sus metabolitos en la matriz órgano-mineral del suelo, es el mayor impedimento para su completa degradación por los microorganismos. Así, el tiempo de residencia de este compuesto en el suelo está determinado en función de su retención en el mismo, y está afectada por la composición mineralógica del suelo (óxidos y arcillas). Los fenómenos de adsorción-desorción también son claves en estos procesos, poniendo más o menos disponibles los compuestos para ser utilizados por los microorganismos. La velocidad de degradación será menor si la adsorción es muy intensa, ya que el compuesto estará menos disponible y, por consiguiente, su vida media aumentará. El tiempo de permanencia de este herbicida en el suelo ocurre en función de su degradación microbiana, pero también de su retención en el mismo, lo cual está directamente asociado a la composición mineralógica del suelo (óxidos y arcillas), los contenidos de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, espacio poroso y distribución del tamaño de poros y el pH del suelo (Informe INTA, 2015). El primer proceso que se produce cuando el herbicida llega al suelo es la adsorción, determinada por la composición mineralógica del mismo, seguida de una distribución del compuesto químico entre la fase adsorbida y la solución del suelo hasta alcanzar un equilibrio. Si disminuye la concentración en la solución del suelo, el Gli. podría desorberse para restituir dicho equilibrio (Maitre *et al.*, 2008).

La actividad agrícola de la provincia de Entre Ríos se desarrolla principalmente sobre suelos Molisoles y Vertisoles. Estos últimos están caracterizados por un alto contenido de arcillas motmorilloníticas, las cuales tienen elevada área superficial y, por lo tanto, tendrían mayor afinidad por el Gli. o el AMPA, lo cual los dejaría menos disponibles para ser degradados por los microorganismos del suelo. En estudios realizados en suelos Vertisoles de la provincia, Primost *et al.* (2012) encontraron que el Gli. en el suelo se degradó principalmente a AMPA, y que una fracción importante puede persistir entre aplicaciones. Además, ambos compuestos mostraron afinidad con la matriz del suelo, por lo que al ingresar a los cuerpos de agua permanecen mayoritariamente asociados al material en suspensión y pasan luego a formar parte del sedimento de fondo. Sin embargo, hay pocas investigaciones que muestren resultados de la degradabilidad de este herbicida en suelos agrícolas con estas características vérticas. Gomez *et*

al. (2009) mencionan que la composición mineralógica de los principales suelos de la pampa húmeda argentina, donde hay altos contenidos de arcilla, podrían contribuir a la adsorción de glifosato en la matriz del suelo, con lo cual disminuiría su degradación.

Dos Santos Afonso (2010) encontró en suelos de Santa Cruz que la secuencia de adsorción de glifosato para las distintas arcillas fue: geotita > caolinita > illita > montmorillonita, y que dicha adsorción afectó su persistencia en el suelo, siendo el grado de complejización dependiente de la concentración y del pH de la suspensión. Por lo tanto, la residualidad de este herbicida y/o sus metabolitos afectarían algunas de las actividades microbianas de mineralización, inmovilización, respiración, etc. que se realizan en el suelo. Quinchiguano Haro (2012) menciona que las arcillas tienen una alta Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), poco dependiente del pH, y posee una gran capacidad de adsorción de Gli., más aún en presencia de iones de hierro y aluminio. También la materia orgánica, estudiada en forma aislada de las arcillas, podría adsorber igual cantidad de Gli. que las arcillas, dependiendo de su estructura química y tamaño molecular. Sin embargo, al estudiar su efecto en conjunto con las arcillas, se ha establecido que la materia orgánica tiene menor influencia que las arcillas en la inactivación del Gli.

En estudios previos sobre suelos de Entre Ríos, Sterren *et al.* (2016) encontraron mayor residualidad de Gli. en el suelo Vertisol en comparación con un suelo Molisol, y la actividad respiratoria AR y el C de la Biomasa Microbiana (CBM) aumentaron a partir de los 2 días y de los 28 días posteriores a la aplicación, posiblemente debido a que los microorganismos ya tenían el sistema enzimático para degradarlo y utilizarlo como fuente carbonada y de nutrientes. Araújo *et al.* (2003) y Panettieri *et al.* (2013) encontraron que con dosis recomendadas de Gli. se estimuló la actividad de la FDA y la beta-glucosidasa, respectivamente. Sin embargo, Dennis *et al.* (2018) no encontraron efecto sobre la diversidad y función de bacterias, archaeas y nematodos con aplicaciones únicas de glifosato, glufosinato, paraquat y paraquat-diquat en dosis recomendadas.

Los efectos del Gli. sobre la actividad microbiana pueden diferir entre los suelos (Dennis *et al.*, 2018). Es así que la degradación de los agroquímicos depende tanto de las propiedades intrínsecas de los mismos (por ejemplo, adsorción, solubilidad y persistencia) como de otros factores, tales como las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo –por ejemplo, contenido orgánico, humedad, biomasa, conectividad de poros y pH– (Holland, 2004). El manejo de los suelos impacta sobre las características físico-químicas, factores importantes a evaluar cuando se aplican agroquímicos, ya que pueden afectar la sorción del compuesto y así el transporte y el destino del mismo. En este sentido, se podría pensar que mayores contenidos de materia orgánica, mejores condiciones de estructuración, humedad, porosidad, etc. provocarían un aumento de las poblaciones microbianas, cuyas actividades degradativas darían como resultado una menor residualidad en el suelo.

En Entre Ríos, se han realizado estudios sobre el impacto de Gli. en la biota del suelo después de varios días de aplicación del herbicida; sin embargo, no se conocen estudios que muestren el efecto inmediato y durante las primeras horas de su aplicación en suelos con diferentes prácticas de manejo.

La hipótesis que se plantea en esta investigación es que las poblaciones microbianas del suelo varían temporalmente por efecto de la aplicación de Gli., lo que se refleja en variables biológicas como las que miden su masa, actividad y proporciones de los grupos microbianos que componen la biota del suelo. Además, la residualidad del agroquímico y/o su principal metabolito AMPA se ve afectada por la formación de complejos arcilla-glifosato/arcilla-AMPA, lo que es mayor en suelos Vertisoles. Esto afecta diferencialmente la actividad, la biomasa y las proporciones de los grupos microbianos involucrados en su degradabilidad.

2. Objetivos

Objetivo general

- Evaluar el efecto de la aplicación del herbicida glifosato sobre variables microbiológicas en suelos Vertisoles y Molisoles de la provincia de Entre Ríos.

Objetivos específicos

- Evaluar la variación temporal de las variables microbiológicas en suelos con aplicación de glifosato en condiciones de laboratorio.
- Analizar en el tiempo la dinámica de las variables microbiológicas del suelo en condiciones de campo en suelos agrícolas con aplicación de glifosato.
- Relacionar los contenidos de arcilla de los suelos con los tiempos de residualidad de glifosato y su metabolito ácido aminometilfosfónico (AMPA), y su efecto sobre la biota del suelo.

3. Metodología

3.1. Muestreo de suelos

Se seleccionaron áreas de suelo homogéneas correspondientes a los dos órdenes más importantes de la provincia de Entre Ríos: Molisol –Argiudol acuíco, Serie Tezanos Pintos– y Vertisol –Cromuderte árgico, Serie Febré– (Soil Survey Staff 2010). La ubicación del área de muestreo para el suelo Molisol fue 31°51'45.04" S, 60°38'45.80" O y para el suelo Vertisol fue 31°49'59.53" S - 60°32'40.08" O (Figura 1).

Figura 1. Ubicación de las áreas de muestreo: a) Ubicación geográfica de los ensayos; b) Lotes con los ensayos: serie de suelos y coordenadas.



Los contenidos de arcilla montmorillonita fueron de 27,60 % y 40,2% arcilla respectivamente (Plan Mapa de Suelos 1991).

Las rotaciones de cultivos en cada uno de los lotes se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Rotación de cultivos en las áreas de suelo Vertisol y Molisol.

Campaña / Suelo	07/08	08/09	09/10	10/11	11/12	12/13
Molisol	Trigo/soja	Girasol	Soja1ª	Soja1ª	Trigo/Soja	Girasol
Vertisol	Maíz	Soja 1ª	Trigo/Soja	Maíz	Soja 1ª	Trigo/Soja

Ambos ensayos presentan historia con aplicación de Gli. durante el barbecho y durante el desarrollo del ciclo del cultivo para aquellos resistentes a este herbicida (soja y maíz).

3.2. Sitios preseleccionados

En ambos suelos, se seleccionaron dos tipos de manejos: uno con buena práctica de manejo en la rotación de cultivos (B), que implica una secuencia trigo/soja-maíz (menos degradado y más sustentable) y uno con pobre práctica de manejo en la rotación de cultivos (P), que implica una secuencia de soja continua (suelo degradado y menos sustentable), según se observa en las Figuras 2 y 3. Estas dos condiciones fueron muestreadas en cada tipo de suelo con la finalidad de evaluar el efecto de la aplicación del herbicida en dos prácticas de manejo donde el suelo presenta características físico-químicas diferentes que también podrían influir en la degradación del herbicida por parte de los microorganismos.

Figura 2. Lotes con secuencia trigo/soja-maíz (buena práctica de manejo: B)



Figura 3. Lotes con soja continua (pobre práctica de manejo: P).



La caracterización de los lotes es la que se muestra a continuación en la Tabla 2:

Tabla 2. Caracterización inicial de los sitios evaluados a 2,5 cm. de profundidad.

Tratamientos	Corg (%)	Ntot. (%)	P (mg kgss ⁻¹)	Humedad (%)
MB	7,04	0,331	64,4	11,8
MP	6,23	0,337	84,0	11,3
VB	5,65	0,294	43,5	10,5
VP	3,63	0,211	37,1	12,7

MB: suelo Molisol con buena práctica de manejo; MP: suelo Molisol con pobre práctica de manejo; VB: suelo Vertisol con buena práctica de manejo; VP: suelo Vertisol con pobre práctica de manejo.

3.3. Muestreo de suelos

El muestreo de suelos consistió en tomar muestras entre las líneas de cultivos, a una profundidad de 2,5 cm. (Figura 4). Cada muestra estuvo compuesta por 20 submuestras. La manipulación y el almacenamiento de las muestras siguió la guía general para tratamiento de muestras de suelo para evaluaciones biológicas de calidad de suelos (ISO 1993).

Figura 4. Metodología y equipamiento utilizado para el muestreo de suelos a una profundidad de 0-2,5 cm.



3.4. Tratamientos e incubación de las muestras de suelos

Los tratamientos realizados fueron: suelo con y sin aplicación de glifosato: Vertisol Control (VC), Vertisol con Gli. (VG), Molisol Control (MC) y Molisol con Gli. (MG).

Los tratamientos con aplicación de Gli. se realizaron a partir de una formulación comercial de isopropilamonio al 48% PV de la sal isopropilamina de N-fosfometil glicina (35.6% PV de equivalente ácido). La dosis de principio activo al inicio de la incubación de las muestras fue de 2,14 L/ha. Para ello se tuvo en cuenta la densidad aparente de cada tipo de suelo (Molisol 1.25 Tn/m³, Vertisol 1.1 Tn/m³) y una profundidad de penetración en la capa arable de 5 cm, a fin de calcular el volumen a aplicar en cada caso. La aplicación de Gli. se hizo por pulverización y se diluyó en agua destilada para mejorar la distribución del herbicida en el suelo. La misma cantidad de agua fue asperjada para todos los tratamientos.

Para los ensayos de laboratorio se colocaron 250 g de suelo homogenizado manualmente en recipientes plásticos tapados herméticamente, con pequeñas perforaciones que permitieron el intercambio gaseoso. En el interior se introdujo un vaso con agua destilada para mantener la humedad atmosférica. Las muestras se incubaron en estufa a 25 °C por triplicado para cada tratamiento y período de muestreo, totalizando 36 muestras que fueron evaluadas por separado. Los muestreos se realizaron al inicio, a los 2 días y a los 28 días posteriores a la aplicación del herbicida.

3.5. Determinaciones de laboratorio

Actividad Respiratoria (AR)

Se determina por la medición de las condiciones hipobáricas ocasionadas en la atmósfera de un recipiente cerrado por el consumo de O₂ por respiración de organismos del suelo. El CO₂ producido se absorbe en un álcali de manera de evitar la interferencia que puede hacer este gas en la medición de presión. Para esta medición se emplea equipo Oxitop OC110, que brinda resultados de miligramos de O₂ consumido. Por medio de cálculos, se transforma esta medición a contenido de C-CO₂ (DIN 19737).

Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM)

El CBM se determina por la técnica de fumigación-extracción (Vance *et al.*, 1987; ISO 1997). La determinación incluye una fumigación de las muestras con cloroformo y una posterior extracción con sulfato de potasio con la posterior determinación del C mediante oxidación por combustión catalítica en analizador de C orgánico total (con analizador TOC-L Shimadzu).

Cociente metabólico (qCO_2)

Es la cantidad de CO_2 respirado por unidad de masa microbiana en un determinado tiempo. Se calcula haciendo la relación entre la respiración y el CBM, y se expresa en $\mu gC-CO_2 \mu g$ de CBM/h (Anderson 2004).

Capacidad de aporte de N del suelo (PMN-IA)

La determinación del N mineralizado en incubaciones anaeróbicas (Waring y Bremner, 1964) (PMN-IA) consiste en una incubación en condiciones anaeróbicas durante 7 días y posterior determinación del N mineralizado por destilación con óxido de Mg.

Las variables AR, CBM, qCO_2 y PMN-IA se determinaron al inicio, a los 2 y a los 28 días posteriores a la aplicación del herbicida.

Residualidad de glifosato y ácido aminometilfosfórico (AMPA) en suelos

Se determinó por cromatografía líquida y espectrometría de masas (realizado en el Laboratorio de Análisis de Pesticidas, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, Estación Experimental Agropecuaria Balcarce). Los momentos de evaluación de residualidad de glifosato y AMPA fueron a los 2, 10 y 28 días posteriores a la aplicación del herbicida.

Análisis estadístico

Para los trabajos realizados se hicieron diferentes análisis estadísticos. Con anterioridad, se analizó la normalidad de las variables por el test de Shapiro Wilks. A aquellas que no presentaron normalidad se las transformó hasta obtener la normalidad. En algunos trabajos se compararon los tratamientos mediante una prueba de T para muestras independientes, para comparar los tratamientos control y Gli. para cada uno de los suelos ($p \leq 0.005$). La variable qCO_2 no presentó una distribución normal, por lo que para su estudio se la transformó aplicando $\text{Log}_{10} qCO_2$. Se realizó un análisis factorial para estudiar los efectos producidos por los factores: tipo de suelo, práctica de manejo y aplicación de Gli. y sus interacciones para las variables AR, CBM, qCO_2 y FDA. Para aquellos casos donde se obtuvo interacción positiva de los factores se aplicó, por separado según suelo y manejo, una prueba T de Student para comparar las medias. Se aplicó el paquete estadístico infostat (Di Renzo, 2013).

4. Resultados y discusión

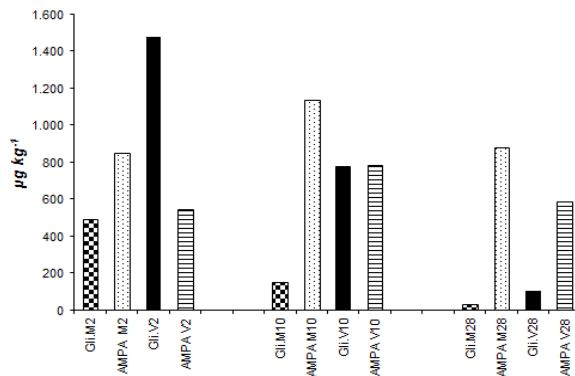
A continuación, se presentan los ensayos de laboratorio que se planificaron para responder a la hipótesis y objetivos planteados.

4.1. Residualidad de glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) en suelos de Entre Ríos y su efecto sobre variables biológicas

La residualidad de Gli. y AMPA hasta los 28 días posteriores a la aplicación en el suelo Argiudol acuíco y Peluderte argico se muestran en el Gráfico 1. La aparición de AMPA en los suelos dependió de la velocidad de mineralización del Gli. Se observó una mayor residualidad de Gli. en el tiempo en el suelo Vertisol, lo cual pudo haberse debido al mayor porcentaje de arcillas en comparación con el suelo Molisol. Asimismo, se encontró que la residualidad de ambos compuestos disminuyó a partir del día de aplicación. Los informes realizados por la Universidad Nacional del Litoral (2010) y Aparicio et al. (2013) mencionan que uno de los factores que más afecta el tiempo de permanencia de las concentraciones de Gli. y AMPA en el suelo son las características físico-químicas de los mismos y la adsorción sobre partículas minerales, más que los días desde la aplicación. Tejada (2009) encontró que la cantidad de Gli. en la solución del suelo fue mayor en suelos de textura arenosa que en suelos de textura arcillosa, debido a la baja formación de complejos arcilla-glifosato. Kloosterman et al. (2010), cuando trabajaron con pa-

rámetros de adsorción de Gli., encontraron en suelos argiudoles típicos del sudeste bonaerense (36% de arcilla) una intensa adsorción del Gli. a las partículas minerales de arcilla del suelo.

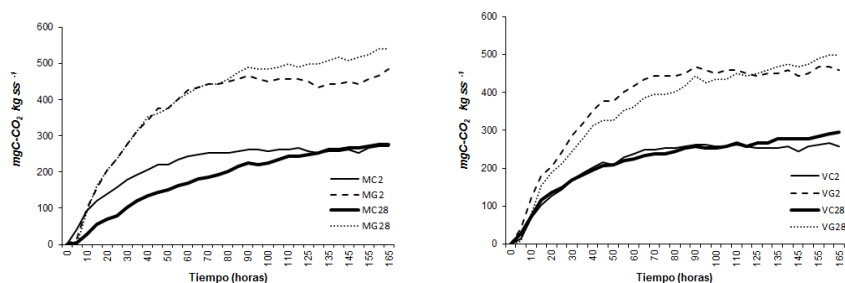
Gráfico 1. Residualidad de glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) en suelo Molisol y Vertisol.



Contenido de glifosato (Gli.) y AMPA en suelo molisol a los dos días de la aplicación (Gli. M2 y AMPA M2); a los 10 días de la aplicación (Gli.M10 y AMPA M10) y a los 28 días de la aplicación (Gli.M28 y AMPA M28). Contenido de Glifosato y AMPA en suelo vertisol a los dos días de la aplicación (Gli.V2 y AMPA V2); a los 10 días de la aplicación (Gli.V10 y AMPA V10) y a los 28 días de aplicación (Gli.V28 y AMPA V28).

La AR se utilizó como una medida de la población global de los microorganismos del suelo. Se observó que a los 2 y 28 días de incubadas las muestras (Gráfico 2), la AR fue mayor en el suelo con aplicación de Gli. que en el suelo control para ambos tipos de suelos. En relación a esto, el Gli. podría ser utilizado como una fuente de sustrato carbonado fácilmente disponible por parte de los microorganismos, lo cual estimularía el metabolismo respiratorio. Abdul Jabbar *et al.* (2010) monitorearon la mineralización del Gli. y AMPA en distintos tipos de suelos y encontraron una inmediata y rápida tasa de degradación después de la aplicación, y la ausencia de una fase de latencia, lo cual indicaría que la microflora del suelo tendría el sistema enzimático necesario para poder degradar estos compuestos. Bórtoli *et al.* (2012) y Hongsheng Liu (2013) citado por Araujo *et al.* (2003), cuando estudiaron las tasas de respiración del suelo con aplicación de Gli., encontraron que en los suelos tratados hubo un aumento de la AR hasta el día 30 de incubación, y que los menores valores fueron observados a partir del día 55, lo cual pudo estar asociado a las cantidades de sustratos lábiles.

Gráfico 2. Actividad respiratoria acumulada en 7 días en suelo Molisol y Vertisol con y sin aplicación de glifosato.

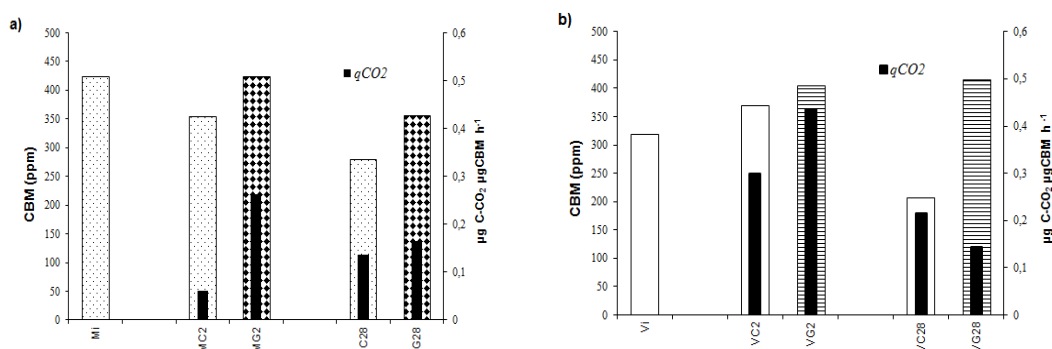


Suelo Molisol y Vertisol sin aplicación de glifosato a los dos días (MC2 y VC2) y a los 28 días (MC28 y VC28) posteriores a la aplicación. Suelo Molisol y Vertisol con aplicación de glifosato a los dos días (MG2 y VG2) y a los 28 días (MG28 y VG28) posteriores a la aplicación.

Con respecto a las diferencias en los contenidos de CBM entre suelos, las mismas no fueron significativas ($p \leq 0.005$) a los 2 días ($p = 0.2693$) ni a los 28 días ($p = 0.7441$). Los contenidos de CBM fueron mayores en los suelos con aplicación de Gli. en comparación con los controles, con diferencias significativas entre tratamientos, a los 2 días de aplicado el herbicida ($p = 0.0259$ para Molisol y $p = 0.0328$ para Vertisol) y a los 28 días solo en el suelo Vertisol ($p = 0.0042$) (Gráfico 3). Esto muestra que para la dosis utilizada no hubo efecto germistático del Gli. sobre la masa de microorganismos, y que el herbicida se pudo haber utilizado como fuente de energía y de carbono para el protoplasma microbiano. Panettieri *et al.* (2013) observaron que a los 18 días posteriores a la aplicación del Gli. se incrementaron los contenidos de CBM con diferencias significativas en suelos con labranzas conservacionistas con y sin aplicación de Gli. y sin diferencias entre tratamientos a partir del día 57.

La variable qCO_2 nos permite mostrar mejor el destino de la energía con respecto a la masa de microorganismos. Se observa que a los 2 días los valores fueron mayores en los tratamientos con aplicación del herbicida, lo cual evidenció cambios en la fisiología de los microorganismos, posiblemente debido a que las poblaciones microbianas fueron alteradas en su metabolismo (mayor AR) por la incorporación del agroquímico (Gráfico 3). Esto muestra su rápida degradación y menor residualidad de compuestos en los días posteriores (Gráfico 1). En el suelo Vertisol, el qCO_2 fue mayor con respecto al Molisol; esto quizás se deba a un efecto asociado a una mayor residualidad. Estos incrementos de la variable también fueron encontrados por Gomez *et al.* (2009) cuando trabajaron con dosis altas de Gli. ($3,84 \text{ L ha}^{-1}$ de principio activo) y encontraron diferencias significativas con respecto al control, a los 4 días de aplicado el herbicida, y sin diferencias a los 45 días de incubación.

Gráfico 3. Dinámica del Carbono de la Biomasa Microbiana y cociente metabólico en suelo Molisol y Vertisol con y sin aplicación de glifosato.



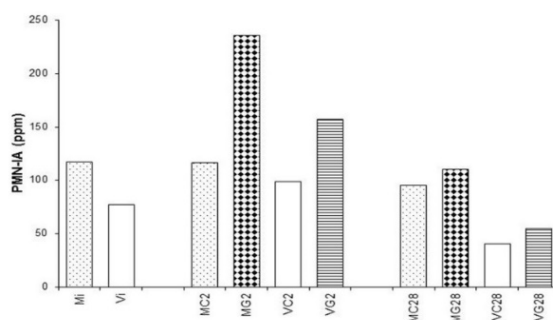
Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM); cociente metabólico (qCO_2). Suelo Molisol y Vertisol al inicio (Mi y Vi), sin aplicación de glifosato a los dos días (MC2 y VC2) y a los 28 días (MC28 y VC28). Suelo Molisol y Vertisol con aplicación de glifosato a los dos días (MG2 y VG2) y a los 28 días (MG28 y VG28) posteriores a la aplicación.

A los 28 días, los valores de qCO_2 disminuyeron para los tratamientos con Gli. con respecto al período anterior, lo cual presupone una estabilización de las tasas de respiración, explicable en relación al tiempo de incubación transcurrido desde la aplicación del herbicida. En este período, el qCO_2 fue similar en ambos suelos, pero en el suelo Vertisol estuvo asociado a mayores contenidos de CBM, lo cual puede tener relación con el tipo de microorganismo presente en el suelo. Bórtoli *et al.* (2006) encontraron aumentos significativos de la biomasa microbiana entre los días 15 y 30 de incubación, y también mencionaron que algunos grupos taxonómicos fueron estimulados en desmedro de otros. Esta característica presupone cambios en las comunidades microbianas, y que quizás los hongos (con mayor masa microbiana y menor AR) comenzaron a predominar en respuesta a cambios que afectan algunas de sus funciones.

El Potencial de Mineralización de Nitrógeno por Incubaciones Anaeróbicas (PMN-IA) también está asociado a los procesos metabólicos de los microorganismos en el suelo y en especial a la mineraliza-

ción del N de compuestos orgánicos. En este trabajo, las diferencias entre tratamientos no fueron significativas entre los suelos a los 2 ($p=0.1373$) ni a los 28 días (0.9852) (Gráfico 4). Sin embargo, fue mayor en los suelos con aplicación de Gli.; esto quizás estuvo asociado a las mayores actividades degradativas (AR) encontradas en estos tratamientos. A los 2 días de aplicado el herbicida, el PMN-IA mostró diferencias significativas entre el MC2 y MG2 ($p=0.0057$) pero no hubo efecto entre VC2 y VG2 ($p=0.1512$). A los 28 días, la situación se revirtió y el PMN-IA mostró diferencias solo entre VC28 y VG28 ($p=0.0221$). Probablemente se podrían analizar los contenidos de nitrógeno de la biomasa (NBM) para observar el destino del N en los pools del suelo.

Gráfico 4. Dinámica del Potencial de Mineralización de Nitrógeno por Incubaciones Anaeróbicas (PMN-IA) en suelo Molisol y Vertisol con y sin aplicación de glifosato.



Potencial de Mineralización de Nitrógeno por Incubaciones Anaeróbicas (PMN-IA). Suelo Molisol y Vertisol al inicio (Mi y Vi), sin aplicación de glifosato a los 2 días (MC2 y VC2) y a los 28 días (MC28 y VC28). Suelo Molisol y Vertisol con aplicación de glifosato a los 2 días (MG2 y VG2) y a los 28 días (MG28 y VG28) posteriores a la aplicación.

4.1.1. Consideraciones finales del trabajo

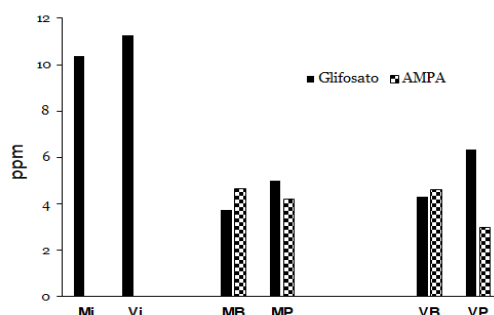
La residualidad de Gli. hasta los 28 días posteriores a la aplicación fue mayor en el suelo Vertisol. En general, podemos decir que no se encontraron diferencias significativas en la respuesta de los suelos Vertisol y Molisol con aplicación de Gli. para las variables evaluadas. La AR, CBM y PMN-IA se incrementaron en aquellos suelos con aplicación del herbicida, lo cual muestra que los microorganismos presentan un sistema enzimático capaz de degradar el herbicida y que se vieron estimulados en los primeros días luego de la aplicación por una fuente de C lábil susceptible de ser degradado. El qCO_2 asociado al CBM reflejó de mejor manera los cambios en la actividad metabólica de los microorganismos heterotróficos, lo cual se asoció al destino y flujos de la energía que obtuvieron a partir de la degradación del glifosato.

4.2. Efecto inmediato de la aplicación de glifosato sobre los microorganismos del suelo en distintas prácticas de manejo

4.2.1. Residualidad de Glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA)

Dos días posteriores a la aplicación, la concentración residual de Gli. disminuyó un 64% para el MB y un 62% para el VB con respecto a la dosis inicial aplicada. En los dos tipos de suelos con pobres prácticas de manejo, la concentración residual de Gli. fue mayor: disminuyó un 52% en el MP y un 44% en el VP. Los contenidos de Gli. fueron de $3,76 \mu\text{g kgss}^{-1}$ para MB, $5,01 \mu\text{g kgss}^{-1}$ para MP, $4,31 \mu\text{g kgss}^{-1}$ VB y $6,34 \mu\text{g kgss}^{-1}$ para VP. La mayor cantidad de AMPA residual encontrada estuvo asociada a la menor cantidad residual de Gli. (Gráfico 5).

Gráfico 5. Cantidad residual de Glifosato (Gli.) y ácido aminometilfosfónico (AMPA) a los 2 días de la aplicación en: a) suelo Molisol con buena práctica de manejo, b) suelo Molisol con pobre práctica de manejo, c) suelo Vertisol con buena práctica de manejo (VB) y d) suelo Vertisol con pobre práctica de manejo



La aplicación de Gli. fue analizada en función del efecto de cada tipo de suelo y práctica de manejo, sobre las variables AR, CBM, qCO_2 y FDA. Para indagar sobre la independencia de los factores implicados, se trabajó con los resultados del análisis factorial. Los p-valores del ANOVA se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Resultados del ANOVA (p-valor) del análisis factorial para las variables C de la Biomasa Microbiana (CBM), Actividad Respiratoria (AR), Cociente Metabólico (qCO_2) e Hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA).

Fuente de Variación	p-valor			
	AR	CBM	qCO_2	FDA
Modelo	0,0111	<0,0001	0,0001	0,0161
Suelo	0,3595	<0,0001	0,0082	0,7653
Manejo	0,1771	<0,0001	0,0306	0,0148
Aplicación	0,1431	0,9788	0,8825	0,003
Suelo*Manejo	0,7784	0,0008	0,0787	0,5814
Suelo*Aplicación	0,0694	0,0013	0,6326	0,8538
Manejo*Aplicación	0,108	0,0039	0,4477	0,1199
Suelo*Manejo*Aplicación	0,0018	<0,0001	<0,0001	0,2513

4.2.2. Actividad respiratoria (AR)

Del análisis realizado se observó que hubo interacción significativa de los tres factores evaluados (aplicación de Gli., tipo de suelo y práctica de manejo) sobre la variable AR (Tabla 3). La AR acumulada a los 2 días de aplicado el herbicida mostró diferencias significativas entre el MB y MB-G ($p=0,0031$) y entre el VP y VP-G ($p=0,0009$) con una disminución del 53% para MB-G y del 43% en el VP-G con respecto al control. Los valores encontrados de AR, luego de 2 h de aplicado el Gli. y durante las 48 h posteriores, estuvieron siempre distanciados entre el suelo control y aquel con aplicación para el Molisol con Buenas Prácticas de Manejo y el Vertisol con pobres prácticas de manejo (Gráficos 6a y 7b). Las barras de error (desvío estándar con respecto a la media) graficadas en las curvas muestran la significación estadística. Contrariamente, en el Molisol con pobres prácticas de manejo y en el Vertisol con buenas prácticas de manejo la variabilidad de los datos fue mayor y estuvieron más cercanos entre los tratamientos (Gráficos 6b y 7a).

Figura 6. Actividad Respiratoria (AR) en suelo Molisol (M) con y sin aplicación de glifosato: a) en una buena práctica de manejo (B) y b) en una pobre práctica de manejo (P). Líneas verticales en la curva son barras de error con respecto a la media.

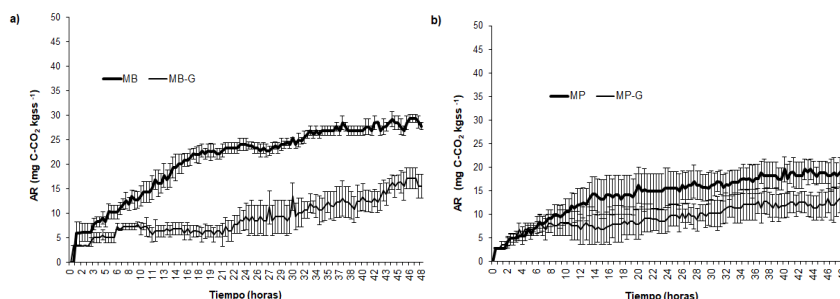
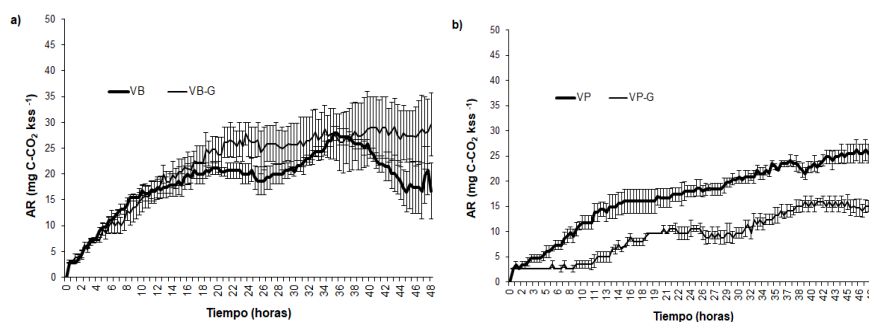


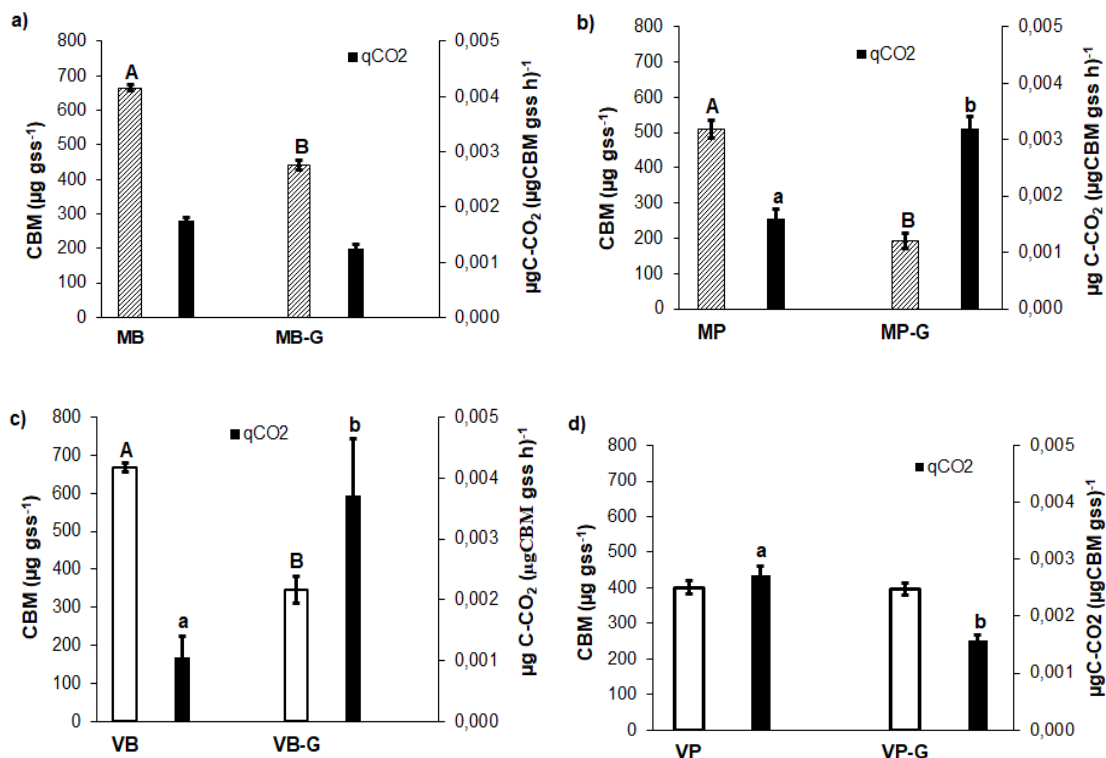
Figura 7. Actividad Respiratoria (AR) en Suelo Vertisol (V) con y sin aplicación de glifosato: a) en una buena práctica de manejo (B) y b) en una pobre práctica de manejo (P). Las líneas verticales en la curva son barras de error con respecto a la media.



4.2.3. C de la Biomasa Microbiana (CBM)

Esta variable mostró interacción significativa entre el tipo de suelo, práctica de manejo y aplicación de Gli. (Tabla 3). Los contenidos de CBM en las buenas prácticas de manejo fueron mayores para ambos tipos de suelos: $665 \mu\text{gCBM gss}^{-1}$ para MB y $667 \mu\text{gCBM gss}^{-1}$ para VB en relación a las pobres prácticas de manejo: $509 \mu\text{gCBM gss}^{-1}$ para MP y $401 \mu\text{gCBM gss}^{-1}$ para VP. Luego de la aplicación de Gli., los valores de CBM disminuyeron significativamente un 34% en MB-G ($p < 0,0001$), 62% en MP-G ($p = 0,0001$) y 48% en VB-G ($p = 0,0001$) con respecto al suelo control y sin diferencias entre VP y VP-G ($p = 0,85$) (Gráfico 8).

Gráfico 8. Carbono de la Biomasa Microbiana (CBM) y Cociente metabólico (qCO_2) en: a) suelo Molisol con buena práctica de manejo sin aplicación de glifosato (MB) y con aplicación de glifosato (MB-G); b) suelo Molisol con pobre práctica de manejo sin aplicación de glifosato (MP) y con aplicación de glifosato (MP-G), c) suelo Vertisol con buena práctica de manejo sin aplicación de glifosato (VB) y con aplicación de glifosato (VB-G) y d) suelo Vertisol con pobre práctica de manejo sin aplicación de glifosato (VP) y con aplicación de glifosato (VP-G). Letras mayúsculas distintas indican diferencia significativa ($\alpha \leq 0,05$) entre tratamientos para CBM y letras minúsculas indican diferencia significativa ($\alpha \leq 0,05$) entre tratamientos para qCO_2 .



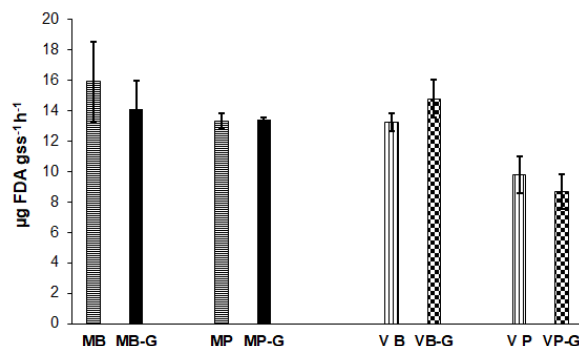
4.2.4. Cociente metabólico (qCO_2)

El qCO_2 mostró interacción con los tres factores estudiados (Tabla 3). Los comportamientos fueron diferentes en cada tipo de suelo y práctica de manejo, y las diferencias entre tratamientos se observaron en el suelo Molisol con pobres prácticas de manejo ($p=0,0044$) y en ambas prácticas de manejo para el suelo Vertisol ($p=0,0023$ en buena práctica de manejo y $p=0,0004$ en pobre práctica de manejo). Los mayores valores encontrados de qCO_2 fueron de $0,0032 \mu gC-CO_2 / (\mu g CBM. gss h)^{-1}$ para MP-G (Gráfico 8b) y de $0,0037 \mu gC-CO_2 / (\mu g de CBM. gss h)^{-1}$ para VB-G (Gráfico 8c).

4.2.5. Hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA)

La actividad enzimática no mostró interacción significativa entre los factores evaluados, aunque si evidenció efectos significativos debidos al manejo y a la aplicación de Gli. individualmente (Tabla 3). Se observó una disminución promedio de 11,4% en MB-G y un aumento de 1,02% en MP-G, un aumento del 11,8 % VB-G con respecto al VB y de 11 % menos en el VP-G con respecto al VP (Gráfico 9).

Gráfico 9. Hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) en Molisol con buena práctica de manejo sin aplicación de glifosato (MB) y con aplicación de glifosato (MB-G), en Molisol con pobre práctica de manejo sin aplicación de glifosato (MP) y con aplicación de glifosato (MP-G), en Vertisol con buena práctica de manejo sin aplicación de glifosato (VB) y con aplicación de glifosato (VB-G) y en Vertisol con pobre práctica de manejo sin aplicación de glifosato (VP) y con aplicación de glifosato (VP-G).



4.2.6. Discusión

La residualidad de Gli. en las buenas prácticas de manejo fue menor en comparación con las pobres prácticas de manejo (Gráfico 5). Con respecto a esto, podemos decir que aquellos suelos con buenas prácticas de manejo mostraron mayores contenidos de masa microbiana (CBM), posiblemente debido a que los suelos presentaron condiciones físico-químicas (contenidos de materia orgánica, humedad, macroagregados, entre otros) favorables para el desarrollo microbiano, principal responsable de la degradación del herbicida. Esto coincide con Boopathy (2000), quien mencionó que la velocidad de degradación de Gli. se incrementó a mayor presencia de microorganismos, la cual a su vez depende de la cantidad de materia orgánica del suelo, además de otros factores tales como la temperatura, humedad, pH y contenido en oxígeno.

El impacto inmediato de la aplicación del herbicida mostró, en general, efectos inhibitorios sobre la AR inmediatamente después de la aplicación, (Gráficos 6a, 6b y 7b), excepto para el Vertisol con buenas prácticas de manejo (Gráfico 7a), donde los tratamientos se comportaron de manera diferente. En este último caso, los contenidos de materia orgánica sumados a la cantidad y tipo de arcillas quizás fueron factores importantes que podrían influir de manera inmediata en la adsorción del Gli. y en la respuesta de la AR. La estructura molecular de las sustancias húmicas, al igual que las superficies de las arcillas, intervienen activamente en los fenómenos de adsorción, lo cual pudo afectar y generar mayor residualidad de Gli. en estos suelos en comparación con lo que ocurre en el suelo Molisol (Gráfico 5). Lerch *et al.* (2008) mencionan que la formación de residuos no extractables, que resultan de una captura irreversible por un establecimiento químico y/o secuestro físico del agroquímico y sus metabolitos en la matriz órgano-mineral del suelo, es el mayor impedimento para su completa degradación por los microorganismos. Nguyen *et al.* (2018) encontraron que los suelos con altos contenidos de óxido de hierro y arcilla tuvieron mayor adsorción de Gli., lo cual disminuyó la disponibilidad del herbicida para la acción de los microorganismos, y que los suelos con menores contenidos de materia orgánica, reflejados a través de la baja actividad microbiana, pueden aumentar y exacerbar el impacto de los efectos de la aplicación de glifosato.

La masa de microorganismos (CBM) también disminuyó significativamente en todos los tratamientos excepto en VP, lo que demuestra que la aplicación del herbicida provocó la muerte de microorganismos de manera inmediata.

Anderson y Domsch (2010) plantean que cualquier impacto que afecte a los miembros de la comunidad microbiana debería detectarse a nivel de comunidad a través del cambio de una actividad particular. En este sentido, cuando analizamos el cociente metabólico qCO_2 los mayores valores se encontraron en MP-G y VB-G y se asociaron a menores contenidos de CBM (Gráfico 8b y 8c, respectivamente), lo que mues-

tra que la respuesta fisiológica a la aplicación de Gli. fue diferente dependiendo del tipo y manejo de suelo. En el Molisol con pobre práctica de manejo, el efecto germistático del herbicida sobre AR y CBM se sumó a condiciones físicas y químicas desfavorables para las actividades microbianas: menores contenidos de humedad, materia orgánica y N total (Tabla 2). En estos mismos ensayos y tratamientos, Novelli *et al.* (2011) encontraron un menor contenido de agregados mayores a 250 μm , o macroagregados (60%) en comparación con el Molisol con buena práctica de manejo (68%), lo cual estaría asociado a una menor circulación de oxígeno y menor estructuración disponibles para el crecimiento de los microorganismos.

En el VB-G, los mayores valores de $q\text{CO}_2$ podrían deberse a la reducción significativa de CBM por efecto del herbicida y a la mayor AR. Aparicio *et al.* (2013) mencionan que el Gli. se transporta preferentemente adsorbido al material particulado y no disuelto en agua, y rescata la importancia de muchas de las propiedades del suelo analizadas en su trabajo (materia orgánica, arcilla, pH, cationes, capacidad de intercambio). Sin embargo, los procesos de degradación son complejos y multifactoriales e intervienen, además, condiciones agronómicas, agrometeorológicas y de mineralogía locales.

La FDA es una medida de la actividad enzimática total y es utilizada ampliamente en estudios para evaluar cambios en la actividad microbiana del suelo provocados por el efecto de pesticidas y otros contaminantes (Adam y Duncan, 2001). Está relacionada a la presencia de diferentes enzimas que se activarían frente a ciertos procesos de incorporación de pesticidas al suelo. En este trabajo no encontramos efectos notorios y claros sobre el nivel de FDA cuando se aplicó el Gli. en los distintos suelos y manejos. Coincidentemente, Dennis *et al.* (2018), cuando estudiaron los efectos de aplicaciones únicas de glifosato, glufosinato, paraquat y paraquat-diquat a las dosis recomendadas, sobre la diversidad y función de comunidades de bacterias, archaeas y nematode, encontraron que ninguno de los herbicidas influyó sobre la actividad total de la enzima microbiana FDA o actividad beta-glucosidasa. Cherni *et al.* (2015), al estudiar la respuesta de varios tipos de actividades enzimáticas con aplicación de glifosato (Roundup, 360g L^{-1}) en el suelo a dos concentraciones diferentes equivalentes a 1L ha^{-1} (dosis recomendada) y 10L ha^{-1} , tampoco detectaron diferencias significativas en la actividad de la fosfatasa, catalasa, proteasas y FDA, excepto por un ligero aumento de la catalasa y fosfatasa con la dosis de 10L ha^{-1} de glifosato.

4.2.7. Consideraciones finales del trabajo

Los contenidos residuales de Gli. y AMPA fueron diferentes para cada tipo de suelo y práctica de manejo, y mostraron, en general, un impacto inmediato inhibitorio en las primeras horas sobre las variables microbiológicas evaluadas. En el Vertisol hubo una mayor residualidad en comparación con el Molisol, asociada a los mayores contenidos de arcillas y materia orgánica que adsorbieron el Gli. Los resultados también mostraron que el impacto inmediato del Gli. es diferente cuando el suelo tiene buenas prácticas de manejo. Las mismas están relacionadas a mejores condiciones físico-químicas del suelo que sustentan mayores contenidos de microorganismos (mayor CBM) y que, a pesar de verse inhibidas en un primer momento en las AR, generan una mayor degradación del herbicida y menor residualidad de Gli. en el suelo.

4.3. Dinámica temporal de algunas variables biológicas hasta los 28 días posteriores a la aplicación de glifosato en suelo Molisol y Vertisol con distintas prácticas de manejo de suelo

4.3.1. Residualidad de Glifosato y AMPA en condiciones controladas de laboratorio

En general, la concentración residual de Gli. en todas las situaciones y tratamientos de suelos tendió a disminuir desde el momento de la aplicación y hasta los 28 días posteriores (Gráficos 10 y 11). A los 28 días, los contenidos residuales de Gli. fueron de 0,39 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ para MB, 0,37 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ para MP, 0,32 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ para VB y 1,32 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ para VP. La mayor cantidad residual de Gli. fue en VP con el 12% del Gli. inicial. En los ensayos preliminares de larga duración, Sterren *et al.* (2016) también encontraron que después de 28 días de aplicado el herbicida hubo mayor residualidad de Gli. en V (0,11 $\mu\text{g kgss}^{-1}$) que en M (0,03 $\mu\text{g kgss}^{-1}$), aunque en ambas situaciones la degradación del Gli. fue cercana al 99%. Los contenidos

residuales de AMPA a los 28 días fueron distintos en ambos tipos de suelos: en M hubo mayor residualidad (MB: 5,72 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ y MP: 3,64 $\mu\text{g kgss}^{-1}$) que en V (VB: 2,73 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ y VP: 2,82 $\mu\text{g kgss}^{-1}$).

Gráfico 10. Cantidad de glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) residual hasta los 28 días posteriores a la aplicación en suelo Molisol con: a) buena práctica de manejo y b) pobre práctica de manejo

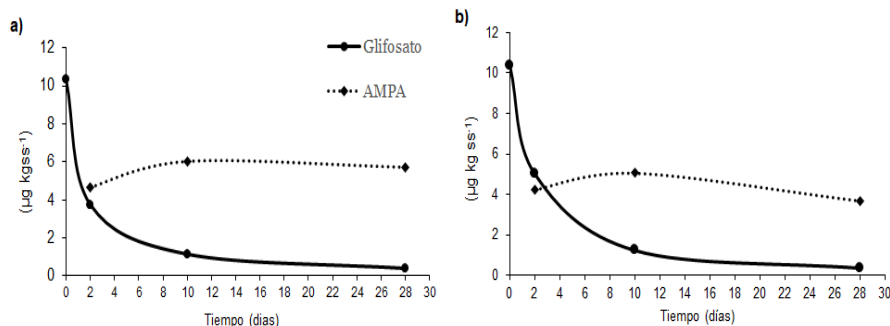
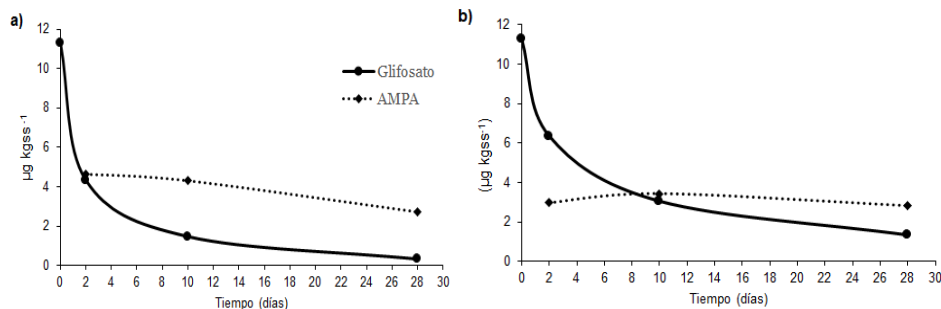


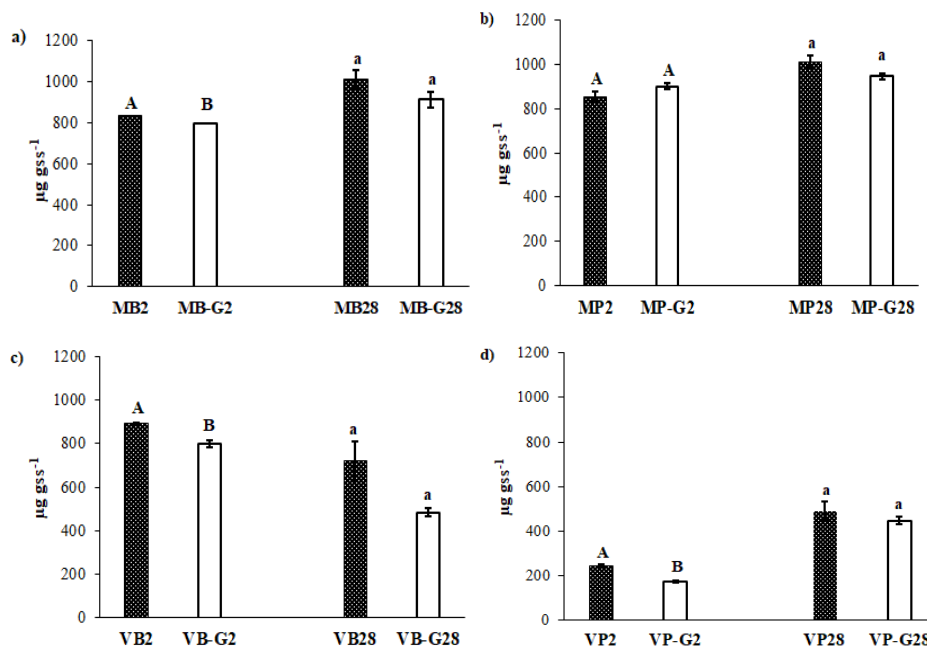
Gráfico 11. Cantidad de glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) residual hasta los 28 días posteriores a la aplicación en suelo Vertisol con: a) buena práctica de manejo y b) pobre práctica de manejo



4.3.3. Evolución temporal hasta 28 días del CBM en suelo Molisol y Vertisol con distintas prácticas de manejo en condiciones controladas de laboratorio.

El CBM no mostró interacción significativa entre la aplicación de Gli. y las situaciones evaluadas ($p=0,285$). En el Gráfico 12 se muestra que a los 2 días de aplicado el Gli., se observaron diferencias significativas entre tratamientos y una disminución de CBM en: MB-G (4,2%, $p=0,0002$), VB-G (10%, $p=0,0093$) y en VP-G (33%, $p=0,001$); mientras que en MP-G aumentó un 5,2% ($p=0,19$). A los 28 días, los contenidos de CBM no mostraron diferencias entre los tratamientos ($p=0,227$).

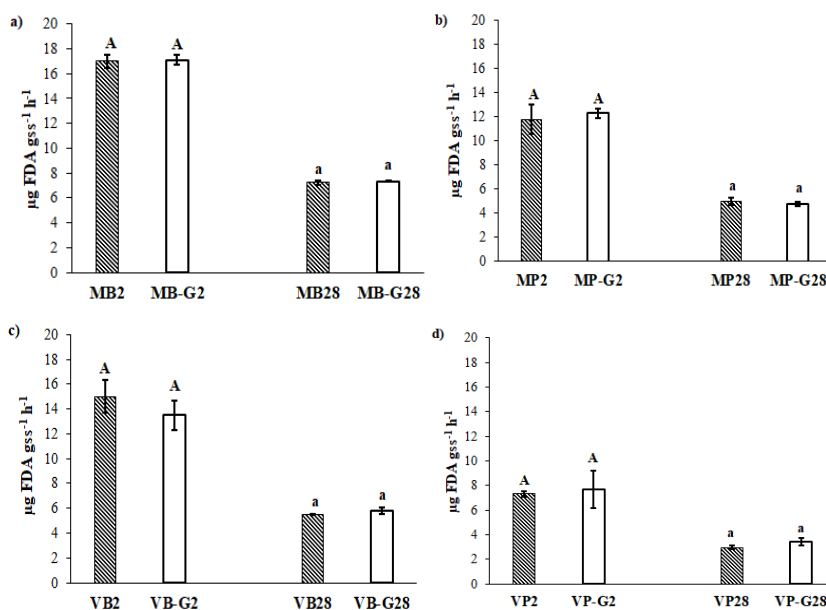
Gráfico 12. Evolución temporal del C de la biomasa microbiana (CBM) en suelo Molisol y Vertisol con y sin aplicación de glifosato (Gli.): a) suelo Molisol con buena práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (MB-G2) y sin aplicación de Gli. (MB2) y a los 28 días (MB-G28 y MB28), b) suelo Molisol con pobre práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (MP-G2) y sin aplicación de Gli. (MP2) y a los 28 días (MP-G28 y Mp28), c) suelo Vertisol con buena práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (VB-G2) y sin aplicación de Gli. (VB2) y a los 28 días (VB-G28 y VB28), d) suelo Vertisol con pobre práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (VP-G2) y sin aplicación de Gli. (VP2) y a los 28 días (VP-G28 y VP28). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencia significativa entre tratamientos para CBM según el test LSD ($\alpha\leq 0,05$).



4.3.4. Evolución temporal hasta 28 días de la actividad enzimática total en suelo Molisol y Vertisol con distintas prácticas de manejo en condiciones controladas de laboratorio

La FDA no mostró efecto de tratamiento para las situaciones evaluadas en ninguno de los dos momentos (Gráfico 13).

Gráfico 13. Evolución temporal de la hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) a los 2 y 28 días posteriores a la aplicación de glifosato (Gli) en: a) suelo Molisol con buena práctica de manejo sin aplicación de Gli. (MB) y con aplicación de Gli. (MB-G), b) suelo Molisol con pobre práctica de manejo sin aplicación de Gli. (MP) y con aplicación de Gli. (MP-G), c) suelo Vertisol con buena práctica de manejo sin aplicación de Gli. (VB) y con aplicación de Gli. (VB-G) y d) suelo Vertisol con pobre práctica de manejo sin aplicación de Gli. (VP) y con aplicación de Gli. (VP-G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencia significativa entre tratamientos para FDA, según el test LSD ($\alpha \leq 0,05$).



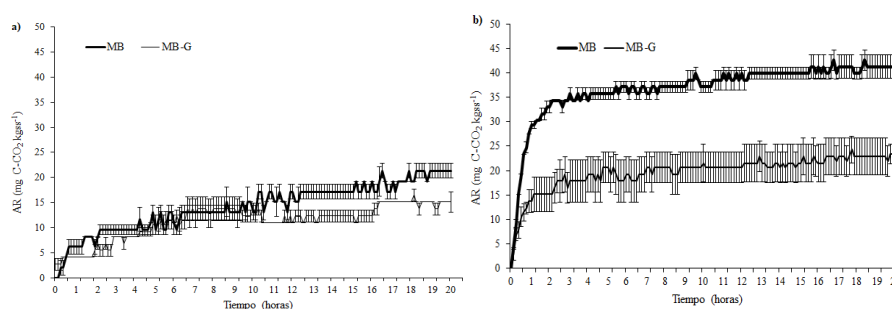
A partir de los estudios realizados, se observó que el comportamiento de Gli. y AMPA fue distinto en las dos prácticas de manejo de suelos. En los suelos con buenas prácticas agrícolas, la degradación de Gli. en el tiempo fue más rápida, posiblemente debido a que los mayores contenidos de CBM sustentaron una mayor diversidad microbiana asociada a mejores condiciones físico-químicas de suelo y a las diferentes especies vegetales que integran las rotaciones de cultivos. La diversidad de especies de plantas de un suelo tiene efectos sobre la comunidad microbiana (actividad, abundancia y composición) por los aportes de restos vegetales y exudados radiculares (Eom et al., 2000; Habekost et al., 2008).

A partir de estos resultados, se propuso continuar con estudios relacionados a los suelos con buenas prácticas agrícolas para evaluar la proporción de los grupos microbianos que estarían presentes en los distintos momentos luego de la aplicación del herbicida y en las actividades metabólicas (AR) para cada momento.

4.3.5. Actividad respiratoria (AR) y cociente metabólico (qCO_2) en suelo Molisol y Vertisol con buenas prácticas de manejo en dos momentos

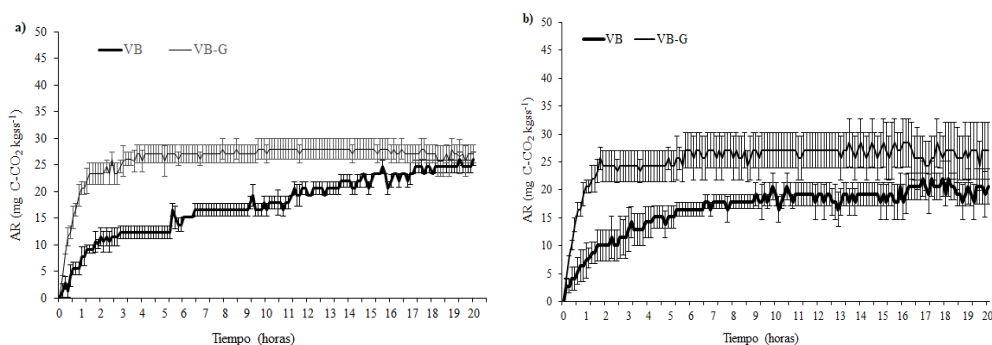
En M, la AR acumulada mostró diferencias entre tratamientos a los 2 y 28 días y se inhibió en ambos momentos desde la aplicación (Gráfico 14). Resultados similares se encontraron en los ensayos de corto plazo (Gráfico 6) en suelos Molisoles y en Vertisol con pobre práctica de manejo (Gráfico 7b).

Gráfico 14. Actividad Respiratoria (AR) en suelo Molisol con buena práctica de manejo (MB) a los 2 días (a) y a los 28 días (b) posteriores a la aplicación, con y sin aplicación de glifosato (MB-G y MB). Líneas verticales en la curva son barras de error graficadas como el desvío estándar con respecto a la media.



En V, la AR tampoco mostró diferencias entre tratamientos y no se observó un efecto inhibitorio de Gli. sobre el metabolismo microbiano, sino que se encontraron mayores valores de AR en los suelos con Gli. En los otros ensayos (Gráfico 2) tampoco se encontró un efecto inhibitorio y en el ensayo de corta duración (Gráfico 7a) se encontró un comportamiento similar de AR con un valor acumulado a las 48 h de 29,6 mgC-CO₂ kgss⁻¹ y, en este caso, la AR acumulada a las 20 h fue de 27 mgC-CO₂ kgss⁻¹. Tampoco se observaron diferencias entre tratamientos en el qCO_2 en ninguno de los dos momentos, aunque los valores fueron mayores en los tratamientos con Gli. ($qCO_2=0,0017$ para 2 días y $qCO_2=0,0034$ para 28 días).

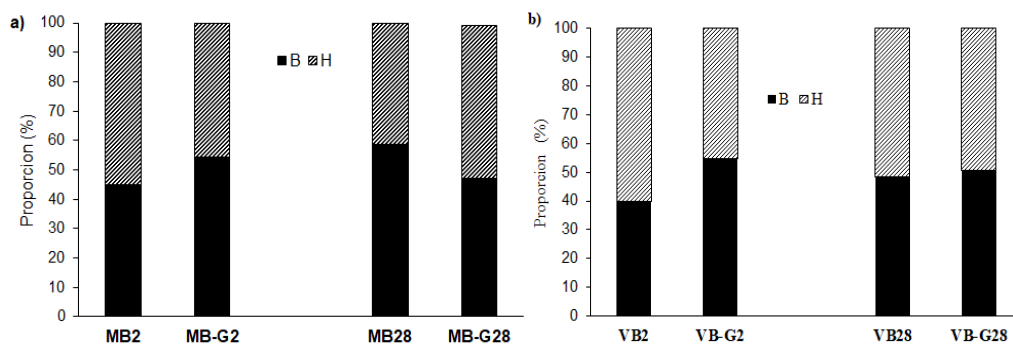
Gráfico 15. Actividad Respiratoria (AR) en suelo Vertisol con buena práctica de manejo (VB) a los 2 días (a) y a los 28 días (b) posteriores a la aplicación, con y sin aplicación de glifosato (MB-G y MB). Líneas verticales en la curva son barras de error graficadas como el desvío estándar con respecto a la media.



En los ensayos anteriores de laboratorio, la variable qCO_2 dio indicios de que podrían estar actuando diferentes grupos microbianos en algunos momentos después de la aplicación de Gli.: a los 28 días en el suelo Vertisol (Gráfico 3b, Grafico 8b y 8c) y en algunos casos el qCO_2 aumentó y estuvo asociados a menores contenidos de CBM lo cual presupuso la presencia de organismos que tienen una menor eficiencia en el C respirado por unidad de biomasa microbiana como es el caso de los hongos.

Se realizó un ensayo de laboratorio complementario para evaluar la proporción de dos de los grupos microbianos mayoritariamente presentes en los suelos: bacterias y hongos para saber si dichos grupos microbianos cambiaban en relación a la aplicación de Gli. y el tiempo transcurrido desde su incorporación al suelo. La proporción de ambos grupos en dos momentos diferentes y para las buenas prácticas de manejo se muestran en el Gráfico 16.

Gráfico 16. Proporción de hongos (H) y bacterias (B) en a) suelo Molisol sin y con aplicación de glifosato (Gli.) a los 2 días (MB2 y MB-G2) y a los 28 días (MB28 y MB-G28) después de la aplicación de Gli. y en: b) suelo Vertisol sin y con aplicación de Gli. a los 2 días (VB2 y VB-G2) y a los 28 días (VB28 y VB-G28) después de la aplicación.



4.3.6. Proporción de grupos microbianos a los 2 y 28 días posteriores a la aplicación de glifosato

En ambos tipos de suelos después de 2 días de aplicado el Gli. la proporción de bacterias aumentó con respecto al control para ambos tipos de suelos (Gráfico 16). A los 28 días, en el Vertisol la proporción de hongos y bacterias fue similar entre tratamientos, pero en el Molisol la proporción de hongos aumentó (Gráfico 16b).

4.3.7. Discusión

En este ensayo, la concentración de AMPA aumentó hasta los 10 días después de la aplicación y se asoció a menores contenidos de Gli. (Gráfico 10 y 11). Resultados similares se encontraron en los ensayos

preliminares de hasta 28 días después de la aplicación de Gli. sobre suelos Molisoles y Vertisoles de Entre Ríos (Sterren *et al.*, 2016) y por Al-Rajab y Schiavon (2010), quienes señalan apariciones rápidas de AMPA en el día 12 que se incrementaron con el transcurso del tiempo y que se asociaron a la rapidez con que se mineralizó el herbicida en cada tipo de suelo. Los contenidos residuales de Gli. a los 28 días fueron similares a los rangos encontrados por Aparicio *et al.* (2013) trabajando en 16 suelos agrícolas de la provincia de Buenos Aires con valores de Gli. entre 0,035 y 1,5 $\mu\text{g kgss}^{-1}$. Sterren *et al.* (2016) también habían encontrado mayores contenidos residuales de AMPA en M en comparación con V en ensayos anteriores en suelos de la provincia de Entre Ríos, con valores de 0,9 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ para M y de 0,59 $\mu\text{g kgss}^{-1}$ para V.

La pendiente de descenso de los contenidos de Gli. fue más rápida cuando el suelo tuvo una buena práctica de manejo, lo cual demuestra que la flora microbiana fue más específica y más activa en la degradación. En el Gráfico 16 se muestra que a los 2 días hubo una mayor proporción de bacterias en MB y VB, que estuvieron asociadas a microorganismos más activos en degradación del Gli. Esta mayor proporción de bacterias pudo participar más activamente en la degradación de Gli. en el corto plazo. Posiblemente, este grupo de microorganismos es quien tiene más adaptado el sistema enzimático para su rápida degradación y para actuar cometabólicamente en suelos con historia agrícola y con aplicación de Gli. Wardle y Parkinson (1990) observaron que la presencia de Gli. en el suelo se relacionó temporalmente a un incremento en el número de bacterias y, en general, a la actividad microbiana, y que el número de hongos y actinomicetes no fue afectado.

Las AR en M y V tuvieron un comportamiento diferente entre tratamientos, aunque esto no afectó en el corto plazo las mayores tasas de degradación de Gli. para ambos suelos con buenas prácticas agrícolas (degradación del 64% en MB y 62% en VB del Gli. inicial). La AR en M fue inhibida y en V fue estimulada a los 2 y 28 días en los suelos con Gli. Resultados similares en V se encontraron en los ensayos preliminares de largo plazo (Sterren *et al.*, 2016). Las diferentes respuestas entre suelos pueden deberse a que el tipo de suelo es el primer factor que determina la diversidad y actividad de los microorganismos del suelo (Bossio *et al.*, 1998; Buyer *et al.*, 1999; Gelsomino *et al.*, 1999; Girvan *et al.*, 2003; Rasche *et al.*, 2006 citados por Wakelin *et al.*, 2008). En los suelos con pobres prácticas, la disminución de Gli. fue menor (52% para MP y 44% para VP), encontrándose en VP la mayor residualidad de Gli. (Gráfico 11b).

Krzysko-Lupicka *et al.* (1997) sostienen que la abundancia y diversidad de los microorganismos son importantes en los procesos metabólicos del suelo. Señalan que el Gli. es utilizado como única fuente de C o P y que inhibe la población de los hongos del suelo y cambia la composición de cepas, actuando, por lo tanto, como un agente ambiental de selección. Zabaloy *et al.* (2010) evaluaron el impacto de 2,4-D sobre las comunidades microbianas y bacterias nativas del suelo y encontraron un número relativamente alto de degradadores al inicio de la incubación, tolerantes al herbicida como resultado de los años de exposición.

A partir de los 10 días, los contenidos residuales de AMPA también comenzaron a disminuir, aunque hubo diferencias entre M y V a los 28 días (Gráficos 10 y 11). La relevancia biológica de este metabolito es tan importante de discutir como la del Gli. Si bien el AMPA puede ser degradado y utilizado, posee una mayor persistencia y es también un compuesto que puede resultar perjudicial en el sistema suelo, ya que puede tener otros destinos que pueden afectar la sustentabilidad del sistema, en la medida que no se degrade. Al-Rajab y Hakami (2010) encontraron que la aparición de AMPA estuvo asociada a la rápida mineralización de Gli. en los primeros días, y que después de 80 días de incubación se liberó el 85,1% de AMPA, en tanto las cantidades de residuos no extractables que quedaron estuvieron asociadas a características y propiedades físicas del suelo. De acuerdo a estos autores, los contenidos de AMPA en el tiempo serán menores en la medida en que dichos metabolitos retornen a la solución del suelo por difusión y gradiente de concentración para ser degradado por los microorganismos. El P del suelo es una característica importante a considerar en el comportamiento de Gli. y del AMPA. Prata *et al.* (2005) mostraron que el Gli. compite con el P por sitios específicos de adsorción, especialmente en suelos con

niveles elevados de P. El Gli. y los fosfatos poseen una estructura molecular semejantes, y así el Gli. se une a partículas de suelo a través del grupo fosfórico y de este modo compite con el P por dichos sitios. Sasal *et al.* (2015) encontraron una interacción significativa entre el P y el Gli. en los sitios de adsorción en un suelo Argiudol acuico de Entre Ríos, y la aplicación de fertilizante fosfatado aumentó la pérdida de Gli. con la escorrentía causada por la lluvia un día después de su aplicación. Con respecto al metabolito AMPA, su degradación se produce mayoritariamente por la acción de C-P liasas, cuya regulación es también dependiente del P disponible; por lo tanto, su actividad se ve inhibida en presencia de P, retardando su degradación. En M, hubo mayores contenidos de P disponible (Tabla 2), lo cual propició una mayor liberación de Gli. para ser degradado por los microorganismos del suelo y generó más residualidad de AMPA, contrariamente a lo que ocurrió en V, donde los contenidos de P fueron menores (Tabla 2) y estuvieron asociados a menores cantidades residuales de AMPA. Sin embargo, habría que mencionar que en VP aún quedaba más Gli. residual sin degradar, posiblemente a un efecto de adsorción por parte de las arcillas.

En general, el CBM se inhibió a los 2 días de la aplicación del herbicida para los suelos con buenas prácticas de manejo y con efectos similares a los encontrados en un trabajo anterior (Sterren *et al.*, 2019). Cabe mencionar que en los suelos con pobres prácticas agrícolas las respuestas encontradas de la variable fueron más erráticas. A los 28 días de la aplicación, los valores de CBM no mostraron diferencias significativas entre tratamientos, tendiendo a ser similares entre ellos (Gráfico 12) y presentaron, en todas las situaciones, contenidos menores al momento anterior, posiblemente debido al largo período de incubación transcurrido en condiciones de laboratorio. Nguyen *et al.* (2018) también encontraron variaciones en el CBM y mencionan que es más probable que aumente bajo condiciones de exposición a corto plazo (menores a 100 días) y alta concentración de Gli. ($> 200 \text{ mg kg}^{-1}$), mientras que la biomasa microbiana tuvo más probabilidades de disminuir a más largo plazo (mayores a 100 días), a pH neutro y a una concentración de Gli. más baja.

Si bien las condiciones controladas de laboratorio permitieron el análisis del efecto de la aplicación de Gli. en muestras de suelo homogéneas, manteniendo constante variables tales como temperatura, humedad, etc., estas situaciones no reflejan las condiciones reales en las que este herbicida interactúa con la biota del suelo. Benintende *et al.* (2017) proponen que, entre las variables biológicas que resultaron más adecuadas para caracterizar los manejos en suelos Molisoles y Vertisoles de la provincia de Entre Ríos, se encuentra el potencial de mineralización de Nitrógeno por incubaciones anaeróbicas (PMN-IA) y el C de la Biomasa Microbiana (CBM), y en nuestro trabajo fue una de las variables que mostró en el corto tiempo efecto de la aplicación del Gli.

Los resultados descriptivos de CBM mostrados en el Gráfico 17 son, en general, similares a lo encontrado en el corto plazo (2 días) en condiciones de laboratorio, y muestran que el herbicida impactó de forma inhibitoria sobre la masa de microorganismos. A los 10 días, algunos efectos persisten y otros cambian, dependiendo de las situaciones. Zabaloy *et al.* (2012), al trabajar en condiciones de campo, no encontraron respuestas dosis-dependientes para las variables biológicas respiración basal, actividad deshidrogenasa, CBM, $q\text{CO}_2$. Lo atribuye a lo mencionado por Nakatsu *et al.* (2005) y Stenrød *et al.* (2006), quienes hacen referencia a la gran variabilidad espacial en la mineralización del glifosato y utilización del C por la comunidad microbiana que puede existir entre distintos micro-ambientes en el sistema suelo, sumado a la variabilidad climática, que dificultan la detección de diferencias debidas a los tratamientos.

4.3.8. Consideraciones finales

Más del 60 % del Gli. se degradó dentro de los 2 días posteriores a la aplicación en los suelos con buenas prácticas de manejo. Sin embargo, la residualidad de AMPA adquirió importancia en el tiempo y se relacionó tanto a las prácticas de manejo como a los contenidos de P disponible y a los contenidos de arcillas en los suelos. En el Molisol, hubo mayores contenidos de P disponible, lo cual propició una mayor liberación de Gli. para ser degradado por los microorganismos del suelo y generó más residualidad de

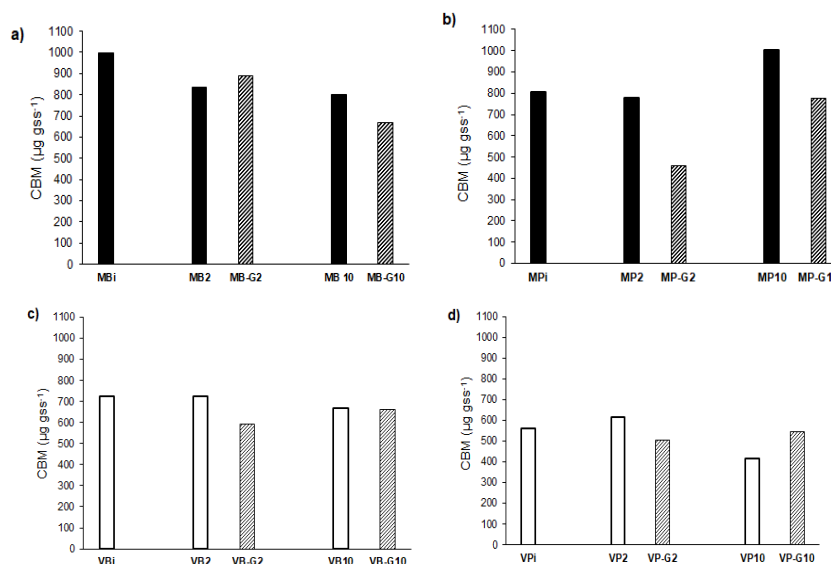
AMPA, contrariamente a lo que ocurrió en el Vertisol, donde los contenidos de P fueron menores y hubo menor residualidad del metabolito. También hay que mencionar que las pobres prácticas agrícolas en el Vertisol generaron más Gli. residual asociado a la adsorción por parte de las arcillas.

El Gli. tuvo un efecto inhibitorio sobre el CBM a los 2 días de aplicado, tal como ocurrió en ensayos anteriores; sin embargo, esto no afectó la mayor degradación del herbicida en ese momento, donde se encontraron mayores proporciones de bacterias. El CBM a los 28 días no mostró diferencias entre tratamientos para ninguno de los suelos y prácticas de manejo. En las buenas prácticas de manejo, la AR de los tratamientos fue diferente en cada tipo de suelo, asociada posiblemente a la diversidad de microorganismos presentes que fueron afectados por el herbicida o el AMPA. En los ensayos a campo, el Gli. mostró una tendencia a inhibir la masa de microorganismos a los 2 días, aunque las condiciones edáficas y climáticas impiden observar un efecto notorio de tratamiento.

4.4. Ensayos preliminares a campo

A partir de los resultados obtenidos en los ensayos de laboratorio, se realizó un ensayo preliminar de respuesta de variables biológicas a la aplicación de Gli. Para ello, en los ensayos de larga duración del INTA se planificó un muestreo de suelos luego de la aplicación de Gli. Los muestreos se hicieron a los 2 y 10 días posteriores a la aplicación.

Gráfico 17. Evolución temporal del C de la biomasa microbiana (CBM) en suelo Molisol y Vertisol con y sin aplicación de glifosato (Gli.): a) suelo Molisol con buena práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (MB-G2) y sin aplicación de Gli. (MB2) y a los 10 días (MB-G10 y MB10), b) con pobre práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (MP-G2) y sin aplicación de Gli. (MP2) y a los 10 días (MP-G10 y MP10), c) suelo Vertisol con buena práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (VB-G2) y sin aplicación de Gli. (VB2) y a los 10 días (VB-G10 y VB10) y d) con pobre práctica de manejo a los 2 días posteriores a la aplicación de Gli. (VP-G2) y sin aplicación de Gli. (VP2) y a los 10 días (VP-G10 y VP10).



En el Gráfico 17 se puede observar que, a los 2 días de aplicación, la respuesta del CBM fue similar a lo encontrado en condiciones de laboratorio. El CBM disminuyó en todas las prácticas de manejo y suelos excepto para MB. A los 10 días, el CBM se comportó distinto de acuerdo al suelo y práctica de manejo, pero tendió a aumentar o permanecer en igual cantidad que el período anterior.

Las condiciones ecológicas que afectaron el comportamiento tienen más influencia a partir de los 10 días, por cuanto es variable el CBM encontrado en cada tratamiento.

5. Conclusiones finales del proyecto

Los contenidos residuales de Gli. y AMPA fueron diferentes para cada tipo de suelo y práctica de manejo. En el suelo Vertisol hubo una mayor residualidad en comparación con el Molisol, asociada a los mayores contenidos de arcillas y materia orgánica que adsorbieron el Gli. Hasta los 28 días posteriores a la aplicación, la concentración de Gli. fue disminuyendo. Los contenidos de AMPA tendieron a aumentar hasta los 10 días para luego comenzar a disminuir, lo cual indica que este compuesto comenzó a degradarse o bien a tener otros procesos físicos y/o químicos ligados a condiciones edafoclimáticas, además del tipo de suelo y práctica de manejo. A los 2 días posteriores a la aplicación del herbicida, se observó, en general, un impacto inmediato inhibitorio sobre las variables microbiológicas evaluadas. Los resultados también mostraron que el impacto inmediato del Gli. es diferente cuando el suelo tiene buenas prácticas de manejo, las cuales están relacionadas a mejores condiciones físico-químicas del suelo que sustentan mayores contenidos de microorganismos (mayor CBM) que, a pesar de verse inhibidas en un primer momento, generan una mayor degradación del herbicida y menor residualidad de Gli. en el suelo. A partir de los 10 días, los tratamientos con aplicación de Gli. aumentaron los contenidos de CBM con respecto al período anterior (2 días) y tendieron a ser similares a los tratamientos controles e incluso a superarlos, pero en ninguno de los casos hubo diferencias significativas entre los tratamientos para cada práctica de manejo y tipo de suelo evaluado. En ambos tipos de suelos, después de 2 días de aplicado el Gli. la proporción de bacterias aumentó con respecto al control. A los 28 días, la proporción de hongos y bacterias para ambos tratamientos fueron similares en el Vertisol, y en el Molisol, la proporción de hongos en el tratamiento con Gli. aumentó. Con respecto al ensayo preliminar en condiciones de campo, se observó que, a los 2 días de aplicación, la respuesta del CBM fue similar a lo encontrado en condiciones de laboratorio: el CBM disminuyó en todas las prácticas de manejo y suelos excepto para MB. A los 10 días, el CBM tuvo una dinámica distinta de acuerdo al suelo y práctica de manejo, pero tendió a aumentar o permanecer en igual cantidad que el período anterior, con lo cual se podría pensar que el efecto del herbicida dejó de tener un efecto inhibitorio sobre los microorganismos. Las condiciones ecológicas que afectaron el comportamiento posiblemente tuvieron más influencia a partir de los 10 días que el efecto del herbicida.

Referencias bibliográficas

- Adam, G. y Duncan, H. (2001). Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7), 943-951.
- Alef K. y Nannipieri P. (Eds.) (1995). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press.
- Al-Rajab A.J. y Schiavon, M. (2010). Degradation of C-Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in three agricultural soils. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1374-1380.
- Al-Rajab A.J.; Hakami, O.M. (2014). Behavior of the non-selective herbicide glyphosate in agricultural soil. *American Journal of environmental Science*, 10(2), 94-101.
- Anderson, T.H. (2004). Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. *Agriculture. Ecosystems & Environment*, 98, 285-293.
- Anderson, T.H. y Domsch, K.H. (2010). Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biology & Biochemistry*, 42(12), 2039-2043.
- Aparicio, V.C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P. y Costa, J.L. (2013). Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere*, 93(9), 1866-1873.

- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Guijarro Hernandez, H., Perez, D., Portocarrero, R. y Vidal, C. (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. Ediciones INTA.
- Araujo, A.S.F., Monteiro R.T.R. y Abarkeli, R.B. (2003). Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. *Chemosphere*, 52(5), 799-804.
- ARGENBIO. Consejo Argentino para la Información y el Desarrollo de la Biotecnología. (2019). *Los cultivos transgénicos en Argentina*. <http://www.argenbio.org/index.php?action=cultivos&opt=5>
- Barriuso, E., Benoit, P. y Houot, S. (2000). Application of soil organic matter fractionation methods to the study of pesticide stabilization and bound residues formation in soils. En J. Cornejo y P. Jamet (Eds.), *Pesticide/Soil Interactions* (pp. 117-130). INRA.
- Barros, Y.J., Melo, V.F., Dionísio, J.A., De Oliveira, E.B., Caron, L., Kummer, L., De Azevedo, J.C.R. y Souza, L.C.P. (2010). Indicadores de qualidade de solos em área de mineração e metalurgia de chumbo. I Microrganismos. *R. Bras. Ci. Solo*, 34(4), 1397-141.
- Benbrook, C.M. (enero de 2005). Rust, resistance, roundup soils, and rising costs – Problems facing soybean producers in Argentina. *AgBioTechInfoNet*, Artículo Técnico N.º 8.
- Benintende, M., Muller, C., Benintende, S. y Sterren, M. (2003). Índice del potencial de mineralización de nitrógeno en los suelos. *Revista Científica Agropecuaria*, 7(1), 51-55.
- Benintende, S., Benintende, M., Sterren, M. y De Battista, J. (2007) Soil microbiological indicators of soil quality in four rice rotations systems. *Ecological indicators*, 8(5), 704-708.
- Benintende, S.M., Benintende, M.C., Sterren, M.A., Saluzzio, M.F. y Barbagelta, P.A. (2017). Indicadores biológicos: selección, determinación de niveles de referencia y utilización en la construcción de índices. *Ciencia Suelo*, 35(1), 35-46.
- Berg, G. y Smalla, K. (2009). Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. *FEMS Microbiology Ecology*, 68(1), 1-13.
- BIEDERBECK, V.O.; ZENTNER, R.P.; CAMPBELL, C.A. (2005). Soil microbial populations and activities as influenced by legume green fallow in a semiarid climate, en: *Soil Biology and Biochemistry*, 37(10): 1775-1784.
- Bittencuort Barreto, P., Forestieri, E., Gama-Rodriguez, A., De Barros, N. y Fonseca, S. (2008). Atividade microbiana, carbono e nitrógeno da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em seqüência de idades. *R. Bras. Ci. Solo*, 32(2), 611-619.
- Bollero, G. (2000). Soil Quality Assessment. *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Mar del Plata.
- Boopathy, R. (2000). Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*, 74(1), 63-67.
- Bórtoli, P.V., Verdenelli, R.A., Conforto, C., Vargas Gil, S. y Meriles, J.M. (2012). Efectos del herbicida glifosato sobre la estructura y el funcionamiento de comunidades microbianas de dos suelos de plantaciones de olivo. *Ecología Austral*, 22(1), 33-42.
- Brajesh, K., Singh, I. y Walker, A. (2006). Microbial degradation of organophosphorus compounds. *FEMS Microbiol Rev.*, 30(3), 428-471
- Bray, R.H. y Kurtz, L.T. (1945). Determination of total, organic and available form of phosphorus in soil. *Soil Sci*, (59), 360-361.
- Calviño, P.A. y Echeverría, H.E. (2003). Incubación anaeróbica del suelo como diagnóstico de la respuesta a nitrógeno del maíz bajo siembra directa. *Ciencia del suelo*, 21(1), 24-29.
- Cámara de Sanidad Agropecuaria y de Fertilizantes. (mayo de 2014). *Informe Fitosanitarios 2014*. <https://www.casafe.org/publicaciones/datos-del-mercado-argentino-de-fitosanitarios/>
- Cheng, H.H. (Ed.) (1990). *Pesticides in the soil environment: Processes, impacts and modeling*. Soil Science Society of America, Inc.

- Cherni, A.E., Travelsi, D., Chevil S., Barhoumi, F., Rodríguez-Llorente, I.D. y Zibi, K. (2015). Effect of Glyphosate on Enzymatic Activities, Rhizobiaceae and Total Bacterial Communities in an Agricultural Tunisian Soil. *Water Air Soil Pollut*, 226, 145. doi:10.1007/s11270-014-2263-8
- Colombo, A., Amodei, G., Cantù, S., Teoldi, F., Cambria, F., Rotella, G., Natolino, F., Lodi, M., Benfenati, E. y Baderna, D. (2013). Chemical-based risk assessment and in vitro models of human health effects induced by organic pollutants in soils from the Olona Valley. *Science of the Total Environment*, 463-464: 790-801.
- Cuevas, E. y Medina, E. (1998). The role of nutrient cycling in the conservation of soil fertility in tropical forested ecosystems. En B. Gopal, P.S. Patahak, K.G. Saxena (Eds.), *An anthology of contemporary ecological research. Ecol. Today* (pp. 263-278). International Scientific Publications.
- Dennis, P.G., Kukulies, T., Forstner, C., Orton, T.G., Pattison, A.B. (2018). The effects of glyphosate, glufosinate, paraquat and paraquat-diquat on soil microbial activity and bacterial, archaeal and nematode diversity. *Scientific REPOrts*, (8), 2119. doi:10.1038/s41598-018-20589-6
- Di Rienzo J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. (2013). InfoStat versión 2013. Argentina: FCA, Universidad Nacional de Córdoba. <http://www.infostat.com.ar>
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., Gonzales, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. (2018). InfoStat versión 2018, Grupo InfoStat. FCA. Universidad Nacional de Córdoba. <http://www.infostat.com.ar>
- Dilly, O. (2005). Microbial energetics in soils. En F. Buscot y A. Varma. (Eds.), *Soil Biology, Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions* (pp. 123–138). Vol. 3 Springer–Verlag.
- DIN 19737 (2001). *La calidad del suelo. Los métodos de laboratorio para la determinación de la respiración microbiana del suelo de Berlín*. Beuth Verlag GmbH.
- Dos Santos, A.M. (2010). Comportamiento del glifosato en la interfase agua:sólido. Una aproximación al estudio en suelos. En M. Camino y V. Aparicio (Eds.), *Aspectos ambientales del uso de glifosato* (pp. 17-23). INTA.
- Echeverría, H.E., San Martín, N.F. y Bergonzi, R. (2000). Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. *Ciencia del Suelo*, 18(1), 9-16.
- Eom, H.D., Hartnett, C. y Wilson, W.T. Host plant species effects on arbuscular mycorrhizal fungal communities in tallgrass prairie. *Oecologia*, 122(3), 435-444.
- Feng, J.C. y Thompson, D.G. (1990). Fate of glyphosate in a Canadian forest watershed. *J. Agric. Food Chem.*, 38(4), 1110-1118.
- Fernández, L.A., Valverde, C. y Gómez, M.A. (2013). Isolation and characterization of atrazine-degrading *Arthrobacter* sp. strains from Argentine agricultural soils. *Annals of Microbiology*, 63, 207-214.
- Ferreira, E.A., Santos, J.B., Silva, A.A., Vargas, L. y Reis, M.R. (2006). Glyphosate application for Italian ryegrass biotype control and impact on soil microbiota. *Planta Daninha*, 24(3), 573-578.
- García, F.O. (2003). Agricultura sustentable y material orgánica del suelo; siembra directa, rotaciones y fertilidad. INPOFOS Cono sur. *III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo*, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia [CD-ROM].
- Gerritse, R., Beltran, J. y Hernandez, F. (1996). Adsorption of atrazine, simazine, and glyphosate in soils of the Gngangara Mound, Western Australia. *Australian Journal Soil Research*, 34(4), 599-607.
- Giller, K. (1997). Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem glyphosate and environmental variables on the soil microbial biomass. *Plant and Soil*, 31(6), 3-16.
- Glass, R.L. (1987). Adsorption of glyphosate by soils and clay minerals. *J. Agric. Food Chem.*, 35(4), 497-500.
- Gomez, E., Ferreras, L., Lovotti, L. y Fernandez, E. (2009). Impact of glyphosate application on microbial biomass and metabolic activity in a Vertic Argiudoll from Argentina. *European Journal of Soil Biology*, 45(2), 163-167.
- Gustafson, D.I. (1989). Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental toxicology and chemistry*, 8(4), 339-357.

- Habekost M., Eisenhauer N., Scheu S., Steinbeiss S., Weigelt A. y Gleixner, G. (2008). Seasonal changes in the soil microbial community in a grassland plant diversity gradient four years after establishment. *Soil Biology & Biochemistry*, 40(10), 2588–2595.
- Haney, R.L., Senseman, S.A., Hons, F.M. y Zuberer, D.A. (2000). Effect of glyphosate on soil microbial activity and biomass. *Weed Science*, 48(1), 89–93.
- Hang, S., Mercuri, P., Díaz-Zorita, M., Havrylenko, S. y Barriuso, E. (2011). Satellite images as a tool to identify accelerated atrazine mineralization in soils. *Crop Protection*, 30(6), 663-670.
- Hart, M.R. y Brookers, P.C. (1996). Soil microbial biomass and mineralization of soil organic matter after 19 years of cumulative field applications of pesticides. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(12), 1641–1649.
- Helander, M., Saloniemi, I. y Saikkonen, K. (2012). Glyphosate in northern ecosystems. *Trends in Plant Science*, 17(10): 569-574.
- Henríquez, C., Uribe, L., Valenciano, A. y Nogales, R. (2014). Actividad enzimática del suelo -Deshidrogenasa, - β Glucosidasa, Fosfatasa y Ureasa - bajo diferentes cultivos. *Agronomía Costarricense*, 38(1), 43-54. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43631007003>
- Hensley, D.L., Beuerman, D.S.N. y Carpenter, P.L. (1978). The inactivation of glyphosate by various soils and metal salts. *Weed Research*, 18(5), 287-291.
- Holland, J.M. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 103(1), 1–25.
- INTA. (2012). *Evolución del mercado de herbicidas en Argentina. Economía y Desarrollo agroindustrial*. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_economia_y_desarrollo_agroind-_boletin1-2.pdf
- ISO 10381-6 (1993). *Soil quality. Sampling. Part 6: Guidance on the collection, handling and storage of soil for the assessment of aerobic microbial processes in the laboratory*.
- ISO 14240-1 (1997). *Soil quality - Determination of soil microbial biomass - Part 1: Substrate-induced respiration method*.
- ISO 14240-2 (1997). *Soil quality. Determination of soil microbial biomass Part 2: Fumigation-extraction method*.
- Jackson, M. (1976). *Análisis químico de suelos*. Ediciones Omega.
- Jangid, K., Williams, M.A., Franzluebbers, A.J., Sanderlin, J.S., Reeves, J.H., Jenkins, M.B., Endale, D.M., Coleman, D.C. y Whitman, W.B. (2008). Relative impacts of land-use, management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 40(11), 2843–2853.
- Kloosterman, M.E., Costa, J.L., Zelaya, M. y Bedmar, F. (2010). *XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Rosario, Argentina. Actas en CD ROM.
- Kremer, R.J. y Means, N.E. (2009). Glyphosate and glyphosate-resistant crop interactions with rhizosphere microorganisms. *European Journal of Agronomy*, 31(3), 153-166.
- Krzysko-Lupicka, H. (1997). The use of glyphosate as the sole source of phosphorus or carbon for the selection of soil-borne fungal strains capable to degrade this herbicide. *Chemosphere*, 34(12), 2601-2605.
- La Cecilia, D. y Maggi, F.O. (2018). Analysis of glyphosate degradation in a soil microcosm. *Environmental Pollution*, 233, 201-207.
- Lancaster, S.H., Hollister, E.B., Senseman, S.A. y Gentry, T.J. (2010). Effects of repeated glyphosate applications on soil microbial community composition and the mineralization of glyphosate. *Pest Management Science*, 66(1), 59–64.
- Lauber, C.L., Srtrickland, M.S., Bradford, M.A. y Fierer, N. (2008). The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. *Soil Biology & Biochemistry*, 40(9), 2407–2415.

- Leita, L., De Nobile, M., Mondini C., Muhlbachora, G., Marchiol, L., Bragato, G. y Contin, M. (1999). Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biol. Fertil. Soils*, 28, 371-376.
- Lerch, T.Z., Dignac, M.F., Nunan, N., Bardoux, G., Barriuso, E. y Mariotti, A. (2008). Dynamics of soil microbial populations involved in 2,4-D biodegradation revealed by FAME-based table Isotope Probing. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 77-85.
- Lupwayi, N.Z., Harker, K.N., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T. y Blackshaw, R.E. (2008). Soil microbial response to herbicides applied to glyphosate-resistant canola. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129(1-3), 171-176. doi:10.1016/j.agee.2008.08.007.
- Mahía, J., Cabaneiro, A., Carballas, T. y Díaz-Raviña, M. (2008). Microbial biomass and C mineralization in agricultural soils as affect by atrazine addition. *Biology and Fertility of Soils*, 45(1), 99-105.
- Maitre, M.I., Lorenzatti, E., Lernardón, A. y Enrique, S. (2008). Adsorción-desorción de glifosato en dos suelos argentinos. *Natura Neotropicalis*, 1(39), 19-31.
- Martínez-Nieto, P., Bernal-Castillo, J., Agudelo-Fonseca, E. y Bernier-López, S. (2012). Tolerancia y degradación de glifosato por bacterias aisladas de suelos con aplicaciones frecuentes de Roundup. *Revista Pilquen Sección Agronomía*, XIV(12).
- Meriles, J.M., Vargas Gil, S., Conforto, C., Figoni, G., Lovera, E., March G.J. y Guzman, C.A. (2009). Soil microbial communities under different soybean cropping systems: Characterization of microbial population dynamics, soil microbial activity, microbial biomass, and fatty acid profiles. *Soil & Tillage Research*, 103(2), 271-281.
- Merini, L.J., Cuadrado, V., Flocco, C.G. y Giulietti, A.M. (2007). Dissipation of 2,4-D in soils of the Humid Pampa region, Argentina: A microcosm study. *Chemosphere*, 68(2), 259-265
- Moorman, T.B., Cowan, J.K., Arthur, E.L., Coats, J.R. (2001). Organic amendments to enhance herbicide biodegradation in contaminated soils. *Biol Fertil Soils*, 33, 541-545
- Nakamoto, T. y Wakahara, S. (2004). Development of Sustrate Induced Respiration (SIR) Method combined with selective inhibition for estimating fungal and bacterial biomass in humic Andosols. *Plant Prod. Sci.*, 7(1), 70-76.
- Nakatani A.S., Ferreiras Fernandes M., Aparecida de Souza R., Pereira da Silva A., Bueno dos Reis-Junior F., Carvalho Mendes I. y Hungría M. (2014). Effects of the glyphosate-resistance gene and of herbicides applied to the soybean crop on soil microbial biomass and enzymes. *Field Crops Research*, 162, 20-29.
- Nakatsu, C.H., Carmosini, N., Baldwin, B., Beasley, F., Kourtev, P., Konopka, A. (2005). Soil microbial community responses to additions of organic carbon substrates and heavy metals (Pb and Cr). *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(12), 7679-7689.
- Newton, M., Horner, L.M., Cowell, J.E., White, D.E. y Cole, E.C. (1994). Dissipation of glyphosate and aminomethyl phosphonic acid in North American forest. *J. Agric. Food Chem.*, 42(8), 1795-1802.
- Nguyen, N.K., Dörfler U., Welzl G., Munch J.C., Schroll R. y Suhadolc M. (2018). Large variation in glyphosate mineralization in 21 different agricultural soils explained by soil properties. *Science of the Total Environment*, 627, 544-552.
- Novelli, L.E., Caviglia O.P. y Melchiori R.J.M. (2011). Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma*, 167-168, 254-260.
- Okada E., Costa, J.L. y Bedmar, F. (2016). Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. *Geoderma*, 263, 78-85.
- Panettieri, M., Lazaro, L., Lopez Garrido, R., Murillo, J.M. y Madejón, E. (2013). Glyphosate effect on soil biochemical properties under conservation tillage. *Soil & Tillage Research*, 133, 16-24.
- Passagno, R., Torres Sanchez, R.M. y Afonso, M. (2008). Glyphosate behavior and mineral-water interfaces. *Environmental Pollution*, 153(1), 61-66.

- Piccolo, A., Celano, G. y Conte, P. (1996). Adsorption of glyphosate by humic substances. *J. Agric. Food Chem.*, 44(8), 2442-2446.
- Plan Mapa de Suelo (1991). *Cartas de Suelo República Argentina. Provincia de Entre Ríos. Acuerdo complementario Convenio INTA-Gob. Entre Ríos, EEA Paraná, Subsecretaría de Asuntos Agrarios. Serie de Relevamiento de Recursos Naturales N° 9.*
- Plan Mapa de Suelos (1998). *Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento de Paraná, Provincia de Entre Ríos. Acuerdo complementario Convenio INTA - Gob. Entre Ríos, EEA Paraná. Serie de Relevamiento de Recursos Naturales N° 17.*
- Post, W.M. y Mann, L.K. (1990). Changes in soil organic carbon and nitrogen as a result of cultivation. En A.F. Bowman (Ed.), *Soil and the Greenhouse Effect* (pp. 401-407). Wiley.
- Prata, F., Lavorenti A, Borges Regitano, J., Vereecken, H., Tornisielo, V.L. y Pelissari, A. (2005). Glyphosate behavior in a Rhodic Oxisol under no-till and conventional agricultural systems. *R. Bras. Ci. Solo*, 29(1), 61-69.
- Primost, J. (2013). *Estudio de niveles ambientales de glifosato y AMPA en una zona modelo de intensa actividad agrícola en los alrededores de Urdinarrain, Entre Ríos.* V Congreso Latinoamericano de Agroecología, 6 al 9 de octubre, La Plata, Argentina.
- Quinchiguango Haro, A.B. (2012). *Impacto del glifosato sobre flora, fauna, propiedades químicas, físicas, mineralógicas y biológicas del suelo y su residualidad en bosque secundario en Sucumbíos* [Tesis de Ingeniería, Universidad Técnica del Norte, Facultad de Ingeniería en Ciencias Agropecuarias y Ambientales].
- Rainero, H.P. (2008). *Problemática del manejo de malezas en sistemas productivos actuales.* Estación Experimental Agropecuaria Manfredi. Boletín de Divulgación Técnica N° 3.
- Ramírez-Fuentes, E. y Trujillo-Tapia, M.N. (2012). La hidrólisis de diacetato de fluoresceína [3',6'-diacetilfluoresceína]: un método rápido y eficaz para determinar la actividad microbiana en muestras de suelo contaminado por pesticidas. *Ciencia y Mar.*, (47), 34-36.
- Rampoldi, E.A., Hang, S. y Barriuso, E. (2014). 14C-Glyphosate behavior in relationship to pedoclimatic conditions and crop sequence. *Journal of Environmental Quality*, 43(2), 558-567.
- Ratcliff, A.W., Busse, M.D. y Shestak, C.J. (2006). Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils. *Applied Soil Ecology*, 34(2-3), 114-124.
- Rueppel, M.L., Brightwell, B.B., Schaefer, J. y Marvel, T.T. (1977). Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. *J. Agric. Food Chem.*, 25(3), 517-528.
- Sasal, M.C., Demonte, L., Cislighi, A., Gabioud, E.A., Oszust, J.D., Wilson, M.G., Michlig, N., Beldoménico, H.R. y Repetti, M.R. (2015). Glyphosate Loss by Runoff and Its Relationship with Phosphorus Fertilization. *Journal of Agricultural and food chemistry*, 63(18), 4444-4448.
- Schnurer J. y Rosswall, T. (1982). Fluorescein Diacetate Hydrolysis as a Measure of Total Microbial Activity in Soil and Litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 43(6), 1256-1261.
- Shoval, S. y Yariv, S. (1979). The interaction between Roundap (glyphosate) and montmorillonite. Infrared study of the sorption of glyphosate by montmorillonite. *Clays and clay minerals*, 27, 19-28.
- Silva, M.B., Klieman, H.J., Da Silveira, P.M. y Lanna, A.C. (2007). Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do sistema de manejo. *Pesq. Agropec. Bras. Brasília*, 42(12), 1755-1761.
- Singh, B. K. y Walker, A. (2006). Microbial degradation of organophosphorus compounds. *FEMS Microbiol Rev.*, 30(3), 428-471.
- Soil Survey Staff (2010). *Keys to Soil Taxonomy* (11va ed.). USDA, Washington, EUA: Natural Resources Conservation Service.
- Stenrød, M., Charnay, M.P., Benoit, P. y Eklo, O.M. (2006). Spatial variability of glyphosate mineralization and soil microbial characteristics in two Norwegian sandy loam soils as affected by surface topographical features. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(5), 962-971.

- Sterren, M., Uhrich, W., Ormaechea, V. y Benintende, S. (2014). *Residualidad de Glifosato y AMPA en suelos de Entre Ríos y su efecto sobre variables biológicas*. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas", 5 al 9 de mayo de 2014, Bahía Blanca, Argentina.
- Sterren, M.A., W. Uhrich, V. Ormaechea y S. Benintende. (2016). Residualidad de glifosato en suelos de Entre Ríos y su efecto sobre los microorganismos del suelo. *Ecología Austral*, 26(3), 246-255.
- Sterren, M.A., Benintende, S.M., Uhrich, W. y Barbagelata, P. (2019). Efecto de la aplicación de glifosato sobre los microorganismos del suelo en distintas prácticas de manejo. *Cienc. Suelo*, 37(1): 67-77.
- Tamilselvi, S.M., Chinnadurai, C., Ilamurugu, K., Arulmozhiselvan, K. y Balachandar, D. (2015). Effect of long-term nutrient managements on biological and biochemical properties of semi-arid tropical Afisol during maize crop development stages. *Ecological indicators*, 48, 76-87.
- Tejada, M. (2009). Evolution of microbial properties after addition of glyphosate, diflufenican and glyphosate + diflufenican herbicides. *Chemosphere*, 76(3), 365-373.
- Turco, R.F., Kennedy, A.C. y Jawson, M.D. (1994). Microbial indicators of soil quality. En J.W. Doran, D. Coleman, D. Bezdicsek y B. Stewart (Eds.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publication 35 (pp. 73-90). Madison, Wisconsin, USA.
- Ulloa, G.A. (2014). *Hidrólisis de fluoresceína diacetato y actividad de las enzimas proteasa, celulasa, nitrato reductasa y ureasa del suelo en Bosque Prístino, sur de Chile*. [Tesis de grado, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile].
- Universidad Nacional del Litoral (2010). Efectos en ambiente, suelo, agua y aire. En *Informe acerca del grado de toxicidad del glifosato* (p. 48-88).
- Vance, E.D., Brookes, P.C. y Jenkinson, D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Bio. Biochem.*, 19(6), 703-707.
- Vereecken, H. (2005). Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manag. Sci.*, 61(12), 1139-1151.
- Wakelin, S.A., Macdonald, L.M., Rogers, S.L., Gregg, A.L., Bolger, T.P. y Baldock J.A. (2008). Habitat selective factors influencing the structural composition and functional capacity of microbial communities in agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 40(3), 803-813.
- Wang, E.D. y Anderson D.W. (1998). Direct measurement of organic carbon content in soil by the Leco CR-12 carbon analyzer. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*, 29(1-2), 15-21.
- Wardle, D. y Parkinson, D. (1991). Relative importance of the effects of 2,4-D, glyphosate, and environmental variables on the soil microbial. *Plant and Soil*, 134, 209-219.
- Wardle, D.A. y Parkinson, D. (1990). Effects of three herbicides on soil microbial activity and biomass. *Plant and Soil*, 122, 21-28.
- Waring, S.A. y Bremner, J.M. (1964). Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature*, 201, 951-952.
- Wiren-Lehr, S., Komoba, D. y Glabgen, W.E. (1997). Mineralization of [14C] glyphosate and its plant-associated residues in arable soils originating from different farming systems. *Pesticide Sci.*, 51(4), 436-442.
- Zabala, M. y Gomez, Y. (2010). Biomasa fúngica y bacteriana como indicadores del secuestro de C en suelos de sabanas sustituidos por pinares en Uverito, Venezuela. *Biol. Trop.*, 58(3), 977-989.
- Zabaloy, M.C., Garland, J.L. y Gomez, M.A. (2010). Assessment of the impact of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) on indigenous herbicide-degrading bacteria and microbial community function in an agricultural soil. *Applied Soil Ecology*, 46, 240-246.
- Zabaloy, M.C., Carné, I., Viassolo, R., Vázquez, B., Bianchinotti, V., Gomez, E. y Gómez, M.A. (2012). *Impacto de glifosato sobre variables microbiológicas de suelo en condiciones de campo*. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina.

Indicadores de producción

Presentaciones en reuniones científicas

- Novelli, L.; Barbagelata, P.; Benintende, S.; Fontana, M.; Uhrich, W.; Sterren, M. Stock de carbono orgánico del suelo en secuencias basadas en el cultivo de soja. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio de 2016.
- Fontana, M.b.; Novelli, L.e.; Sterren, M.a.; Uhrich, W.g.; Benintende, S.m. Y Barbagelata, P.A. Impacto de la fertilización y cultivos de cobertura sobre propiedades biológicas del suelo. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia de Suelo. San Miguel de Tucumán. 15 al 18 de mayo 2018.
- Fontana, Marianela; Novelli, Leonardo; Sterren, María; Uhrich, Walter; Barbagelata, Pedro Y Benintende, Silvia. Soil quality indicators in crop sequences with a high proportion of soybean: effects of cover crops inclusion and fertilization. 21st. World Congress of Soil Science. Río de Janeiro del 12 a 17 de agosto de 2018.

Publicaciones con referato

- Benintende, S. M.; Benintende, M. C.; Sterren, M. A.; Saluzzio, M. F. Y Barbagelata, P. 2017. Indicadores biológicos: selección, determinación de niveles de referencia y utilización en la construcción de índices. CIENC SUELO (ARGENTINA) 35(1): 35-46, 2017
- Vargas Gil, S.; Benintende, S. Y Toressani, S. 2017. Microbiología general. En: Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo protocolos básicos comunes. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. INTA. Eds. Santos, D.; Wilson, M. y M. Ostinelli. <https://inta.gob.ar/documentos/metodologia-de-muestreo-de-suelo-y-ensayos-a-campo-protocolos-basicos-comunes-2%C2%AA-edicion>
- De Battista Juan J., Benintende María C., Benintende Silvia M., Marcelo Wilson Marcelo, Arias Norma, Rodríguez Hector, Cerana Jorge & H Muller. 2017. Rotaciones con arroz y parámetros de calidad de suelo en el Centro de Entre Ríos. En: Ensayos de Larga Duración en Argentina: Un aporte al logro de Sistemas Agrícolas Sustentables. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. INTA. Eds. Salvagiotti Fernando, Krüger Hugo y Guillermo Studdert. <https://inta.gob.ar/documentos/ensayos-de-larga-duracion-en-argentina-un-aporte-al-logro-de-sistemas-agricolas-sustentables>

Artículos publicados en revistas de difusión científica

- Residualidad de glifosato en suelos de Entre Ríos y su efecto sobre los microorganismos del suelo. María A. Sterren; Walter Uhrich; Silvia Benintende. Revista Ecología Austral, 26(3), 246-255. Vol. 26, 2016.

PID 2177

Denominación del Proyecto

Estudio de la aplicación del herbicida Glifosato en suelos agrícolas de Entre Ríos: Impacto sobre la biota del suelo

Directora

Sterren, Maria Alejandra

Co-directora

Benintende, Silvia

Unidad de Ejecución

Universidad Nacional de Entre Ríos

Dependencia

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Cátedra

Cátedra de Microbiología Agrícola

Área o disciplina científica

Ciencias Agropecuarias. Disciplina Científica: Ciencias de la Tierra y Relacionadas al Medio Ambiente

Campo de Aplicación

Agropecuario (Conservación)

Contacto

maria.sterren@uner.edu.ar

Integrantes del proyecto

Docente: Uhrich, Walter Gustavo. Becario: Marcos Degenhardt

Fechas de iniciación y de finalización efectivas

1 de febrero de 2016 y 1 de febrero de 2019

Aprobación del Informe Final por Resolución C.S. N° 295/21