

EFFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS FOLIARES DE MAÍZ EN LA LOCALIDAD DE PERGAMINO, BUENOS AIRES

Trabajo Final de Grado

del alumno

JOAQUÍN SIMÓN

Este trabajo ha sido presentado como requisito
para la obtención del título de

Ingeniero Agrónomo

Carrera

UNNOBA

Ingeniería Agronómica

*Reforma Universitaria
15 Junio 1918*

NOROESTE BUENOS AIRES

Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales.

Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires.

Junín, 13/10/20

EFFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS FOLIARES DE MAÍZ EN LA LOCALIDAD DE PERGAMINO, BUENOS AIRES

Trabajo Final de Grado

del alumno

JOAQUÍN SIMÓN

Aprobada por el Tribunal Evaluador

Ing. Agr. (MSc.)
Guadalupe Tellería
Evaluador

Ing. Agr. (MSc.)
Omar Scheneiter
Evaluador

Ing. Agr.
Luis Milesi Delaye
Evaluador

Lic. En Biología (Dra.)
Patricia Inés Araujo
Director

Ing. Agr. (MSc.)
Alicia Irizar
Co-Director

Escuela de Ciencias Agrarias, Naturales y Ambientales, Universidad Nacional del Noroeste de la Provincia de Buenos Aires

Junín, 13/10/20

EFFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS FOLIARES DE MAÍZ EN LA LOCALIDAD DE PERGAMINO, BUENOS AIRES

RESUMEN:

La descomposición de los residuos vegetales es el primer paso en la formación de la materia orgánica del suelo y la liberación de los nutrientes. Los controles de la descomposición son el clima, los organismos descomponedores, la calidad de los residuos y las propiedades físicas y químicas del suelo. La radiación solar también tiene un rol importante en la descomposición de los residuos vegetales en superficie en sistemas semiáridos con baja cobertura vegetal, pero sus efectos en los agroecosistemas son aún desconocidos. En la región pampeana, la siembra y cosecha de cultivos generan cambios continuos en la cobertura vegetal y la inclusión de los cultivos de cobertura (CC) durante el barbecho invernal ha logrado disminuir los periodos sin cultivo vivo, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La hipótesis que guió este trabajo sugiere que el tipo de cobertura vegetal (CC / barbecho) y la posición en el terreno (enterrado / superficie) determinan la magnitud del efecto de la radiación solar y de la actividad de los organismos del suelo sobre la descomposición de los residuos vegetales. Se evaluó la descomposición de residuos foliares de maíz con la técnica de bolsas de descomposición en un ensayo de larga duración de CC en la localidad de Pergamino, provincia de Buenos Aires. A través de un diseño factorial, se evaluó la descomposición de los residuos en tres tipos de cobertura (avena, avena-vicia y barbecho) y 2 posiciones (superficie y enterradas). Además, se realizaron cortes de vegetación en los dos CC sobre un subconjunto de bolsas, para evaluar por separado los efectos de la radiación solar de aquellos provocados por los organismos del suelo. Se midió la pérdida de materia orgánica (MO) de los residuos vegetales en meses consecutivos durante 5 meses y se determinó la constante de descomposición (k). Las bolsas expuestas a la radiación solar y bajo sombreado natural no presentaron diferencias en la MO remanente, por lo que no encontramos evidencias de que exponer los residuos a la radiación solar acelere la descomposición. La descomposición fue muy rápida en las tres coberturas, coincidiendo con un período de intensas y concentradas precipitaciones en el sitio de estudio. Y si bien, la MO remanente fue similar entre el barbecho y los dos CC en cada fecha de muestreo, al

considerar todo el periodo de incubación, la descomposición fue más rápida en la avena (un 17 % mayor) que en el barbecho. Finalmente, la descomposición de los residuos levemente enterrados fue mucho más rápida (un 106% mayor) que en superficie independientemente de la presencia de CC. Abundantes precipitaciones y suelos ricos en materia orgánica parecen ser controles más importantes que la radiación solar y la presencia de CC sobre la descomposición de los residuos. Sin embargo, las diferencias encontradas en la avena, aunque pequeñas, sugieren continuar con estas prácticas agrícolas y evaluar sus efectos sobre el ciclado de carbono en años climáticos normales.

PALABRAS CLAVE:

Degradación biótica, Fotodegradación; Rastrojo; Cultivos de cobertura; Región Pampeana.

INTRODUCCIÓN:

El intercambio de materiales y el flujo de energía determinan el funcionamiento de los ecosistemas (Chapin et al., 2002). Los nutrientes minerales que las plantas necesitan para su crecimiento y desarrollo se encuentran, principalmente, en forma de moléculas inorgánicas disueltas en la solución edáfica. Estos nutrientes son incorporados a la biomasa vegetal a través de la absorción radical, los que luego pasarán a formar parte de moléculas orgánicas complejas. Una vez que las plantas mueren, es a través del proceso de descomposición que estos nutrientes vuelven a estar disponibles. Debido a que la disponibilidad de nutrientes es limitada, si no ocurriera dicho proceso, el suministro de los mismos terminaría agotándose, limitando la producción de nueva biomasa vegetal (Soriano et al., 2001).

La descomposición de los residuos vegetales (comúnmente llamado broza) es el primer paso en la formación de la materia orgánica del suelo (MOS) y ciclado de los nutrientes (Schlesinger y Bernhardt 2013). Comprender los principales controles de dicho proceso en los agroecosistemas es clave para promover prácticas agrícolas sustentables que favorezcan la conservación de los suelos y la producción de alimentos (Bustamante et al., 2014, Vitousek et al., 2009). El clima, los organismos del suelo y la calidad de los residuos vegetales son los principales controles de la descomposición en los ecosistemas terrestres (Swift et al., 1979; Aerts, 1997). El clima es considerado el principal control a escala global cuando se compara entre ecosistemas (Aerts, 1997; Gholz et al., 2000). La temperatura promueve directamente la actividad microbiana alterando la calidad y cantidad de MO que ingresa en el perfil edáfico. Las precipitaciones controlan la descomposición a través de la fragmentación y lixiviación de compuestos solubles de la broza y estimulando también la actividad de los organismos descomponedores (Chapin et al., 2002). En diversos ecosistemas naturales a escala global, por ejemplo, se ha demostrado una relación positiva entre la descomposición de la broza y la precipitación media anual del sitio (Mentemeyer 1978; Austin y Vitousek 2000; Epstein et al., 2002). Entre los organismos del suelo, las bacterias y los hongos son los principales descomponedores de los ecosistemas terrestres y en conjunto representan al 85% de los organismos descomponedores. La micro- meso- y macrofauna fragmentan y transforman los residuos, dejando a estos más susceptibles para la transformación química llevada a cabo por

hongos y bacterias (Chapin et al., 2002). La calidad de los residuos vegetales está determinada por sus propiedades químicas como la relación carbono:nitrógeno (C:N), el contenido de lignina y la concentración de otros nutrientes, como también por sus propiedades físicas como el área foliar específica y la dureza (Aerts 1997, Vivanco y Austin 2006). Por ejemplo, al comparar entre dos tipos de residuos, la descomposición suele ser más rápida en aquellos que poseen una relación C:N menor, un menor contenido de lignina, o un área foliar específica menor.

Además de los controles mencionados, factores edáficos como el contenido de MOS, de nitratos (NO_3^-), de amonio (NH_4^+), la temperatura y la humedad del suelo, pueden jugar un papel importante en la descomposición de los residuos a escala local, dentro de un ecosistema (Vivanco y Austin 2006; D'Acunto et al., 2014, Fanin et al., 2019). Estos factores varían en función de la heterogeneidad espacial de la vegetación, por ejemplo, entre parches de suelo desnudo y parches de vegetación (González-Polo y Austin 2009). También varían en el perfil del suelo (Jobbágy y Jackson 2000, Álvarez et al., 2013) generando diferentes condiciones microambientales para la descomposición de los residuos en función de su posición en el terreno (en superficie o enterrados) (Vivanco y Austin 2006; Fanin et al., 2019). Por ejemplo, las tasas de descomposición suelen incrementarse en profundidad cuando la humedad del suelo aumenta, debido a una mayor difusión de los sustratos hacia los microorganismos (Chapin et al., 2002). Finalmente, evidencias recientes en sistemas áridos y semiáridos han mostrado que la radiación solar puede acelerar la descomposición de los residuos vegetales en superficie a través de dos mecanismos: la fotodegradación, que es la producción de compuestos volátiles producidos por la degradación fotoquímica de la broza (Austin y Vivanco 2006; Brandt et al., 2009; Rutledge et al., 2010; Lin y King 2014) y la fotofacilitación, donde los cambios químicos de la broza fotodegradada estimulan la actividad de los organismos descomponedores (Austin et al., 2016; Méndez et al., 2019). La radiación solar podría ser un control importante de la descomposición de los residuos vegetales de los ecosistemas terrestres en general, y en particular, de los agroecosistemas cuando los residuos de cosecha quedan sobre la superficie del suelo. Sin embargo, los efectos de la radiación en los agroecosistemas permanecen desconocidos.

Los cambios en el uso del suelo modifican la importancia relativa de los controles bióticos, mediados por la actividad de los organismos del suelo, y los de la radiación solar sobre la descomposición de la broza (Austin, 2011). Por ejemplo, a lo largo de un gradiente amplio de precipitaciones la descomposición de los residuos foliares disminuye cuando se reemplaza la vegetación natural por plantaciones de pino (Araujo y Austin, 2015). El canopeo de las plantaciones reduce los efectos de la fotodegradación al generar un mayor sombreado sobre la superficie del suelo, que impacta directamente sobre la descomposición de las hojas senescentes. En línea con lo expuesto, el manejo de los cultivos (rotaciones y grado de intensificación de las mismas, entre otras) podría modificar la importancia relativa de los organismos descomponedores, de la radiación solar y de las propiedades edáficas sobre la descomposición de los residuos de cosecha en los agroecosistemas. En la Región Pampeana las prácticas habituales consisten en el predominio de un único cultivo estival en siembra directa y un período de barbecho químico otoño-invernal. El cultivo de soja (*Glicine max (L.) Merr.*) es el que ocupa la mayor superficie destinada a cultivos con un 80,5%, mientras que en segundo lugar se encuentra el maíz (*Zea mays L.*), que ocupa un 8,9% de la superficie total (Secretaría de Producción del partido de Pergamino, 2018). El barbecho químico es un período sin cobertura vegetal, y genera baja estabilidad estructural y tendencia a la compactación de los suelos, disminución de la actividad biológica y baja eficiencia de uso de los recursos naturales, entre otros (Sasal et al., 2006; Irizar et al., 2013; Pinto et al., 2017). Dicho impacto puede revertirse a través de la utilización de CC, los cuales protegen al suelo durante el período otoño-invernal a través de su cobertura viva, al mismo tiempo que permiten un mejor aprovechamiento de los recursos naturales (agua, radiación solar y nutrientes) (Caviglia y Andrade, 2010; Pinto et al., 2017). Las características diferenciales entre un CC, el cual mantiene el suelo cubierto durante el período otoño-invierno, y un barbecho químico invernal, el cual mantiene al suelo desprovisto de vegetación por acción de productos herbicidas químicos, podrían determinar que los controles dominantes de la descomposición de los residuos vegetales sean distintos en cada condición. Los organismos del suelo necesitan de nutrientes para su crecimiento y desarrollo. El ciclado de nutrientes en el suelo generado por la inclusión de CC durante el período otoño-invierno y la presencia continua de raíces vivas, liberando exudados y enriqueciendo la rizósfera, genera un aumento en la presencia,

abundancia y diversidad de organismos edáficos (Vargas Gil, 2017). Además, el aporte continuo de residuos vegetales al suelo durante todo el año (ya sean residuos de los cultivos de cosecha o bien de los CC) también juegan un rol importante al promover la actividad de los organismos presentes en el suelo (Gregorutti y Esposito, 2018) (Figura 1).

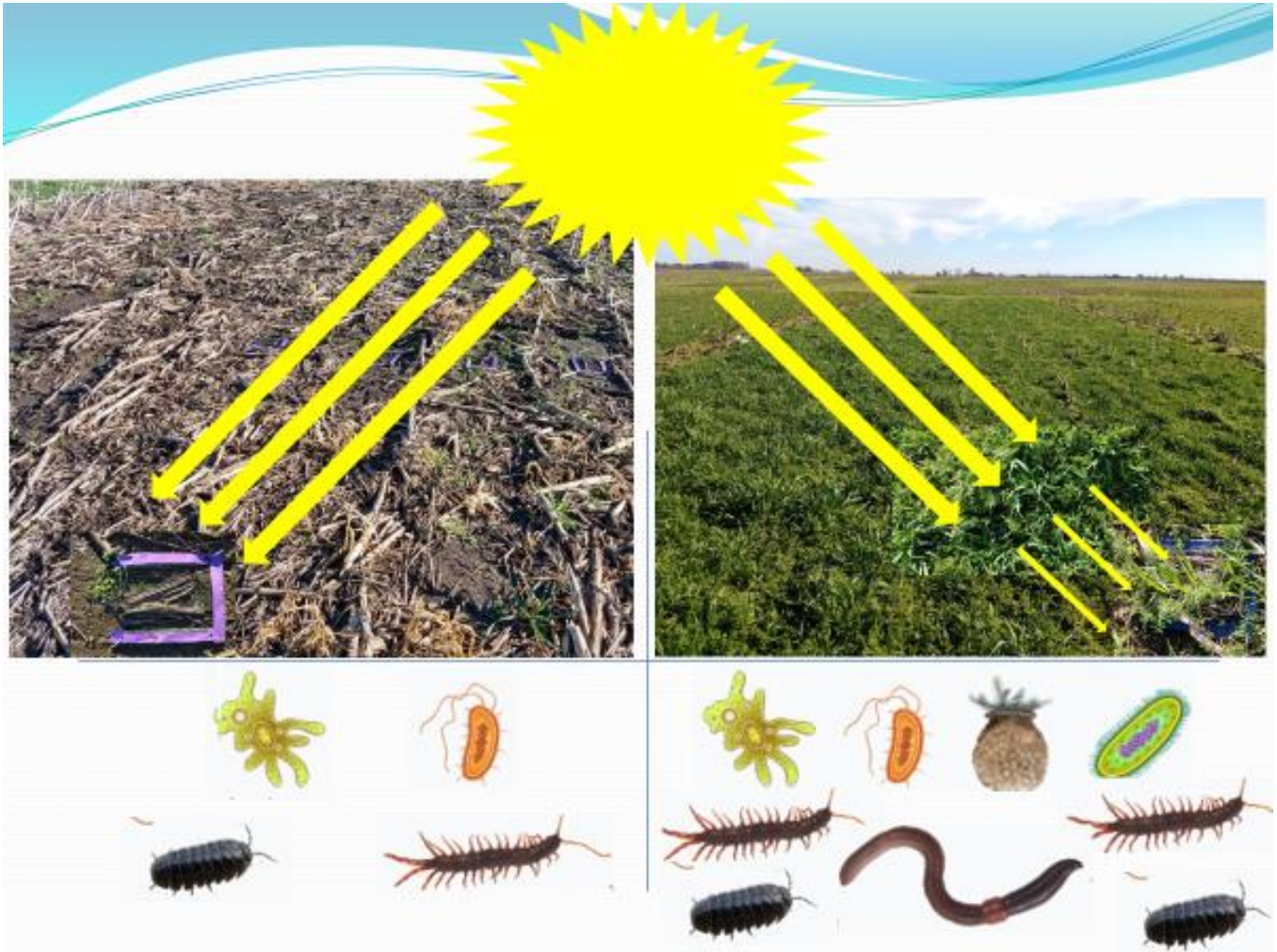


Figura 1: Importancia relativa de la radiación solar y los organismos del suelo sobre la descomposición de los residuos vegetales en superficie. Las líneas amarillas gruesas representan la radiación solar plena que llega a la superficie del suelo en un barbecho o al cultivo (CC). Las líneas amarillas delgadas representan la radiación solar que llega a nivel del suelo en los CC luego de atravesar el canopeo de los mismos. La abundancia y diversidad de

los organismos del suelo es menor en aquellos suelos desnudos (barbecho) que en suelos con CC.

HIPÓTESIS:

El tipo de cobertura vegetal (CC / barbecho) y la posición en el terreno (superficie / enterrado) determinan la magnitud del efecto de la radiación solar y de la actividad de los organismos del suelo sobre la descomposición de los residuos vegetales.

Los CC generan un aumento en la actividad, abundancia y diversidad de los organismos del suelo y reducen la radiación solar que llega a la superficie. Por el contrario, en un barbecho químico la actividad de los organismos es menor debido a la ausencia de vegetación, pero la radiación solar que llega a la superficie es mayor. Bajo la superficie, las condiciones son más propicias para el desarrollo y actividad de los organismos descomponedores en aquellos suelos con CC respecto de un suelo sin CC, sin embargo, la radiación solar es similar y prácticamente nula en todos los casos.

OBJETIVO GENERAL:

Evaluar el proceso de descomposición de residuos foliares de maíz en suelos con CC y en barbecho químico, en superficie y levemente enterrados, en la localidad de Pergamino, provincia de Buenos Aires.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Caracterizar la dinámica de la MO remanente y la constante de descomposición de residuos foliares de maíz en superficie y levemente enterrados en CC (avena y avena-vicia) y en barbecho.

2. Evaluar la importancia de los organismos descomponedores (2a) y de la radiación solar (2b) sobre la descomposición de residuos foliares de maíz, en suelos con CC y en barbecho.

MATERIALES Y MÉTODOS:

Los experimentos se llevaron a cabo en la Estación Experimental Agropecuaria de INTA Pergamino (33°51'S, 60°40' O). El clima es templado húmedo, con temperatura media anual de 16,5 °C y precipitación media anual de 973 mm para los períodos 1967-2010 y 1910-2019, respectivamente (Base de datos de la EEA Pergamino de INTA). El suelo es un Argiudol típico (USDA Soil Taxonomy) de la serie Pergamino sin fase por erosión (pendiente < 0,3%) y la textura del horizonte A es franco limosa. Los experimentos de descomposición se instalaron en un ensayo de larga duración de CC iniciado en el 2005. Los CC se incluyen en una rotación soja-maíz bajo siembra directa y se siembran especies puras y mezclas de ciclo otoño-invernal (Restovich et al., 2012; 2019). Las especies que se siembran todos los años son: cebada forrajera (*Hordeum vulgare* L.), raigrás anual (*Lolium multiflorum* L.), avena (*Avena sativa* L.), cebadilla (*Bromus unioloides* L.), vicia (*Vicia sativa* L.), colza (*Brassica napus* L.), nabo forrajero (*Raphanus sativus* L.) y una consociación de avena-vicia. Además, se deja un control sin CC (barbecho) en el que se aplican herbicidas para el control de las malezas. En el presente trabajo, de los 9 tratamientos (8 CC y un control), se eligieron 3 tratamientos para evaluar los efectos de los CC sobre la descomposición de los residuos foliares de maíz. Un cultivo de avena pura, con una densidad de siembra de 80 kg ha⁻¹, una consociación avena-vicia con una densidad de 20 y 40 kg ha⁻¹, respectivamente, y un control, sin cobertura vegetal (barbecho químico).

La descomposición de los residuos foliares de maíz se evaluó durante el período otoño-invernal del año 2018, desde el mes de abril (luego de la cosecha del maíz y la siembra de los CC) hasta septiembre, momento previo al secado de los CC. La descomposición se evaluó determinando la MO remanente a lo largo del tiempo, utilizando el método de las bolsas de descomposición. El método consiste en colocar un peso conocido de material foliar senescente

en bolsas de fibra de vidrio o material similar, las cuales se colocan en el campo y luego, periódicamente se recolecta un subconjunto y se evalúa el remanente de MO que se haya evidenciado en ese período (Araujo, 2012). Para ello, se recolectaron hojas senescentes de maíz de un campo cercano, y en el laboratorio se clasificaron a modo de obtener muestras homogéneas, de similar tamaño y grado de senescencia. El tamaño de las bolsas fue de 14 x 20 cm, con una apertura de malla de 0,4 x 0,8 cm y cada bolsa contuvo 1,5 g de hojas senescentes (secadas al aire, peso fresco). Al peso fresco inicial de la broza se le hizo una corrección por humedad. El contenido de humedad inicial se estimó como la diferencia entre el peso fresco y peso seco de 10 submuestras de broza secadas en estufa a 60°C por 48hs.

Las bolsas se colocaron en superficie para evaluar los efectos de la radiación solar y de los organismos descomponedores en conjunto, y levemente enterradas (5 cm) para evaluar los efectos de los organismos descomponedores exclusivamente. Por otro lado, con el objetivo de desacoplar los efectos de la radiación solar de aquellos mediados por los organismos del suelo sobre la descomposición de los residuos en superficie, en los tratamientos con CC se colocaron bolsas a radiación plena, evitando el sombreado natural que produce el canopeo de los CC. Periódicamente se realizaron cortes de vegetación de los CC, permitiendo que las bolsas estuviesen expuestas a la radiación solar plena durante todo el período de permanencia en el campo, sin modificar otras condiciones bióticas y abióticas entre las bolsas expuestas y no expuestas a la radiación en los CC.

El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados (DBCA). Se prepararon en total 240 bolsas de descomposición (Figura 2 y 3): el conjunto de 3 tipos de coberturas (avena, avena-vicia y barbecho), 2 posiciones (superficie y enterradas), 5 fechas de muestreo, 2 subréplicas por tratamiento y 3 bloques por tratamiento, sumaron 180 bolsas y responden a los objetivos 1 y 2a. El conjunto 2 coberturas (avena y avena-vicia), 5 fechas de muestreo, 2 subréplicas por tratamiento y 3 bloques por tratamiento, sumaron 60 bolsitas y responden al objetivo 2b. Al momento del análisis, las subréplicas fueron promediadas para obtener un solo valor medio por tratamiento y bloque.

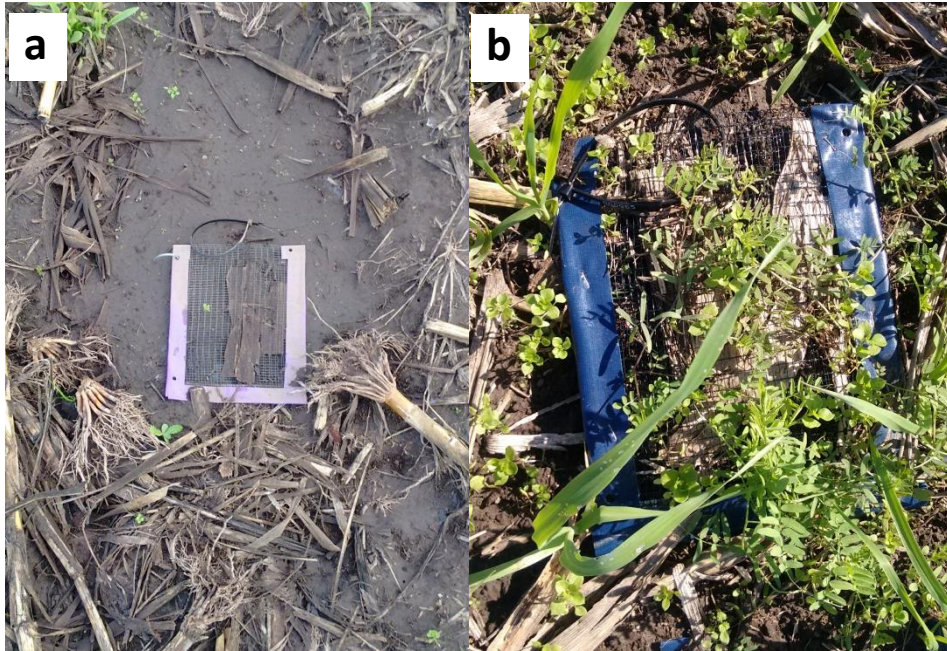


Figura 2: Bolsa de descomposición en superficie en el barbecho a) y en avena-vicia b) en el mes de mayo.



Figura 3: Bolsas de descomposición sobre la superficie en el cultivo de avena en mayo.

Las bolsas se colocaron en el sitio de estudio en abril de 2018 y mensualmente, de mayo a septiembre, se recolectó un subconjunto de bolsas. Los residuos de maíz de cada bolsa recolectada se secaron en estufa a 60°C durante 48hs, luego se removió el suelo y otras partículas adheridas a cada muestra y se volvió a secar en estufa para la determinación del peso seco (60 °C, 48hs). La masa remanente registrada se corrigió por el contenido de cenizas de los residuos. Para ello, las muestras se molieron hasta ser convertidas en polvo y una submuestra (200 mg) se quemó en la mufla a 405°C durante 4hs (Harmon et al., 1999). Las cenizas resultantes representan el contenido inorgánico del material vegetal, mientras que la diferencia entre el peso inicial previo a la calcinación y las cenizas representa el contenido orgánico del material vegetal.

La descomposición se determinó como la pérdida de masa libre de cenizas de los residuos a lo largo del tiempo. Durante la descomposición la masa remanente de los residuos vegetales disminuye exponencialmente con el tiempo, es decir que una proporción constante se descompone cada año, siguiendo el modelo

$M_t / M_0 = e^{-kt}$ (Swift et al., 1979). M_0 es el contenido de materia orgánica inicial y M_t es el contenido de materia orgánica remanente en un tiempo t y k es el exponente que caracteriza la dinámica de descomposición y se expresa en año⁻¹. La constante de descomposición (k) se obtiene a partir de la expresión lineal de Olson (1963):

$$\ln (M_t/M_0) = -kt$$

Valores altos de k indican una rápida descomposición y valores bajos, lo opuesto. El k es una variable sencilla y muy utilizada en la bibliografía. Su utilización facilita la comparación entre conjuntos de datos, ya sea entre distintos residuos como entre distintos ambientes, siempre que el tiempo de incubación sea el mismo (Hobbie, 1996).

Al inicio del experimento (abril) y en cada fecha de muestreo se tomaron muestras compuestas de suelo (tres submuestras por tipo de cobertura y bloque) en el espesor 0-10 cm utilizando un barreno de 2 cm de diámetro. Al inicio se determinó MOS y la biomasa microbiana del suelo. Al inicio, en mayo, julio y septiembre se determinó el contenido gravimétrico de agua (w%), el contenido de NO₃⁻, y el contenido de NH₄⁺. En el laboratorio las muestras de suelo fueron tamizadas con tamiz de 2 mm. Luego 0,4 g de suelo molido se secó en un horno mufla a 405°C por 4hs para determinar el contenido de MOS a través de una combustión completa

(Harmon, 1999). El contenido de carbono (C) de la biomasa microbiana se determinó con el método fumigación-extracción con cloroformo (Vance et al., 1987), utilizando un factor de corrección (Kc) de 0.45 (Paul et al., 1999). El w% se determinó por diferencia entre peso húmedo y seco luego de 48hs de secado a estufa a 105°C, el contenido de NO_3^- a través del método clorimétrico-Mulvaney (1996) y por último el contenido de NH_4^+ , según el método de Bremner (1982). También en cada fecha de muestreo, se determinó la temperatura del suelo (0-10 cm) con un termómetro manual y la radiación fotosintéticamente activa (RFA) incidente sobre la superficie del suelo (PAR, 400-700 nm). La RFA ($\mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$) se midió con un ceptómetro de 1m de largo (Cavadevices) dispuesto sobre la superficie del suelo, en días soleados libres de nubosidad y al mediodía. Finalmente, se registraron las precipitaciones recibidas durante el experimento (Base de datos de la EEA Pergamino de INTA).

La MO remanente en cada fecha de muestreo (considerando muestras independientes entre fechas) y la constante de descomposición se analizaron mediante un ANOVA de 2 factores: cobertura (3 niveles: avena, avena-vicia y barbecho) y posición (2 niveles: superficie y enterrada). El efecto de la exposición a la radiación solar en los CC sobre la descomposición y el remanente de MO de cada fecha de muestreo se evaluó a través de un ANOVA de 1 factor (2 niveles: corte de vegetación y sombreado natural). Las variables del suelo (contenido de NO_3^- y NH_4^+ , w%, temperatura) y la RFA incidente sobre la superficie se analizaron con ANOVA de 1 factor. Se utilizó el programa INFOSTAT Profesional (InfoStat versión 2011) y se probaron los supuestos de homogeneidad de varianzas y de normalidad (prueba de Shapiro-Wilks). Las comparaciones se realizaron mediante la prueba de Tukey y se utilizó un nivel de significancia del 5%. Finalmente, para explorar el posible ordenamiento / agrupamiento de las coberturas estudiadas en función de las variables del suelo, RFA y la tasa de descomposición, se realizó un Análisis de Componentes Principales. Se utilizó el promedio cuando las variables fueron determinadas en distintos momentos del año (NO_3^- , NH_4^+ , w%, RFA, temperatura del suelo). Se estandarizaron las variables y se realizó una matriz de correlación. Este análisis se realizó con el paquete *Vegan* del programa R (versión 3.5.2).

RESULTADOS:

Precipitaciones

Durante los dos primeros meses del experimento (abril y mayo), las precipitaciones fueron abundantes y superaron a las medias históricas mensuales de la localidad de Pergamino. En ese período las precipitaciones acumuladas fueron de 387,6 mm resultando en un 242% superior a la media acumulada histórica de 160 mm. Durante los meses restantes (desde junio hasta septiembre) las precipitaciones acumuladas no superaron la media histórica de cada mes (Tabla 1).

Tabla 1. Precipitaciones mensuales acumuladas (mm) durante el transcurso del experimento y la media histórica de cada mes para el período 1910-2019.

Fecha de muestreo	Precipitaciones acumuladas (mm) [#]	Media histórica (mm) ^{&}
Abril	193,4	99
Mayo	194,2	61
Junio	10,6	37
Julio	33,5	35
Agosto	28,6	42
Septiembre	32,1	55

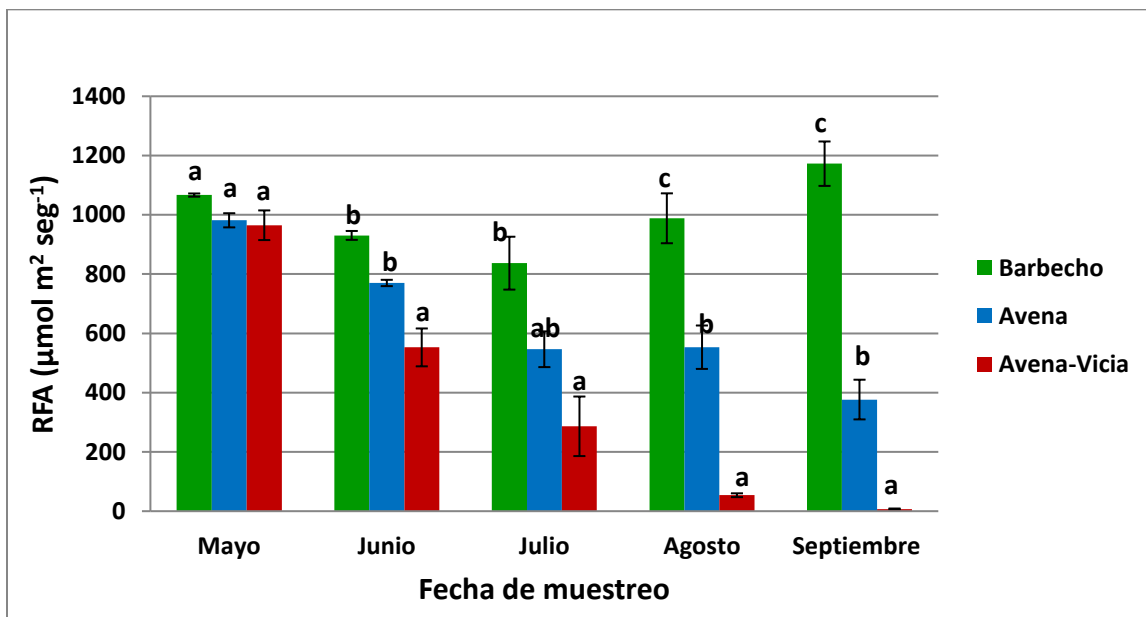
[#]Registros obtenidos por la estación climatológica de INTA Pergamino (grupo Clima)

[&]Fuente: Base de datos de la red Agroclimatológica de INTA

Radiación fotosintéticamente activa incidente

La RFA incidente a nivel del suelo varió en los CC a medida que transcurrió el tiempo, mientras que en el barbecho siguió la variación mensual esperada. El valor máximo alcanzado en el barbecho fue de 1172,5 $\mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$ en septiembre y el valor mínimo de 836,8 $\mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$ en julio. Dicho patrón fue similar al patrón que sigue la RFA incidente a lo largo del año en un suelo desnudo y, además, presentó diferencias significativas con los CC en todas las fechas de muestreo excepto en mayo. Los CC tenían un escaso desarrollo vegetativo al comienzo del experimento y la radiación incidente no tuvo diferencias en comparación al barbecho (Figura 4). A medida que los CC se desarrollaron, la radiación interceptada por los

CC aumentó y por ende la RFA incidente sobre el suelo disminuyó. La avena-vicia fue la cobertura que interceptó una mayor proporción de RFA incidente, generando un sombreado casi total sobre los residuos foliares de maíz (bolsas de descomposición) hacia el final del experimento. En la avena-vicia el pico máximo de energía recibida fue de $964,8 \mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$ en mayo y el mínimo en septiembre, donde la energía solar recibida fue de $7,3 \mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$ a nivel del suelo. En la avena, el pico de RFA fue de $981,52 \mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$ en mayo y el mínimo de $376,7 \mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$ en septiembre. En junio, agosto, y septiembre, hubo diferencias significativas entre la avena y la avena-vicia para esta variable (Figura 4).



Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para una determinada fecha ($p < 0,05$). Las barras representan la media y el error estándar ($n=3$).

Figura 4: Radiación fotosintéticamente activa (RFA, $\mu\text{mol m}^2 \text{seg}^{-1}$) incidente sobre la superficie del suelo en las diferentes fechas de muestreo en barbecho, en avena y en avena-vicia.

Contenido de materia orgánica del suelo y biomasa microbiana

El contenido de MOS, medida al inicio del experimento, fue alto en todos los tipos de cobertura y varió entre 5,4% y 6,1%. El contenido de MOS fue significativamente mayor en la avena-vicia respecto del barbecho, mientras que no hubo diferencias entre la cobertura avena y el barbecho (Tabla 2). El contenido de C de la biomasa microbiana varió entre 58,9 $\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo seco y 145,1 $\mu\text{g C g}^{-1}$ suelo seco. Mostró una tendencia de aumento en los CC respecto del barbecho, pero las diferencias entre coberturas no fueron estadísticamente significativas (Tabla 2).

Tabla 2. Contenido de MOS y C de la biomasa microbiana del espesor 0-10 cm al inicio del experimento.

	Barbecho	EE	Avena	EE	Avena-Vicia	EE	P-valor
MOS (%)	5,43 b	0,21	5,76 ab	0,09	6,08 a	0,16	0,005
Biomasa microbiana ($\mu\text{g C g}^{-1}$suelo seco)	58,94	23,66	145,14	14,2	114,98	26,4	0,068

Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). Se indica el valor medio \pm un error estándar ($n=3$).

Contenido de agua del suelo (w%)

El contenido de agua en los primeros 10 cm del perfil edáfico no presentó diferencias significativas entre el barbecho y los dos CC en ninguna de las fechas de muestreo. El w% siguió la dinámica descrita por las precipitaciones, los valores fueron mayores en mayo, en promedio de 29,3% (luego de las precipitaciones de abril y mayo) y disminuyeron progresivamente hasta el mes de septiembre, siendo el valor promedio 17,97% (Tabla 3).

Tabla 3. Contenido de agua (w%) del espesor 0-10 cm del suelo durante el transcurso del experimento en el barbecho, la avena y la avena-vicia.

Contenido de agua (w %)						
Fecha de muestreo	Barbecho	EE	Avena	EE	Avena-Vicia	EE
Abril	22,43	0,43	23,3	0,14	24,0	0,8
Mayo	27,57	0,48	30,0	0,8	30,47	0,48
Julio	20,49	0,84	20,25	0,42	21,53	0,47
Septiembre	18,9	0,15	17,2	0,46	17,83	0,81

Se indica el valor medio \pm un error estándar (n=3).

Temperatura del suelo

La temperatura del suelo (0-10 cm de profundidad) en el barbecho y los dos CC siguió el patrón determinado por las estaciones del año. La temperatura del suelo fue descendiendo a medida que transcurría el otoño y el invierno y luego aumentó en la primavera (septiembre). En dos fechas de muestreo se registraron diferencias significativas. En junio, la temperatura del suelo fue menor en el barbecho respecto a los dos CC (6°C en el barbecho y 6,8 °C en ambos CC). En septiembre, la temperatura fue significativamente menor en la avena-vicia, intermedia en la avena y mayor en el barbecho (13,8°C; 14,4°C y 14,8°C; respectivamente) (Tabla 4).

Tabla 4. Temperatura del suelo del espesor 0-10 cm en el barbecho, la avena y la avena-vicia.

Temperatura del suelo °C							
Fecha de muestreo	Barbecho	EE	Avena	EE	Avena-Vicia	EE	P-valor
Mayo	16,23	0,24	16,47	0,23	16,4	0,12	n.s.
Junio	5,93 b	0,29	6,83 a	0,26	6,83 a	0,19	0,02
Julio	8,67	0,27	8,8	0,21	8,73	0,19	n.s.
Agosto	9,07	0,23	9,67	0,03	9,63	0,09	n.s.
Septiembre	14,8 c	0,1	14,4 b	0,06	13,87 a	0,07	0,001

Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para una determinada fecha ($p < 0,05$). Se indica el valor medio \pm un error estándar (n=3). n.s: no significativo

Contenido de nitratos y amonio del suelo

El contenido NO_3^- mostró una pronunciada disminución en todos los tratamientos (barbecho, avena y avena-vicia) en mayo con respecto a abril. En las parcelas con CC, esta disminución de NO_3^- continuó a lo largo de todo el experimento, aunque a un ritmo menor. En el barbecho, luego de la caída pronunciada durante el mes de mayo, el contenido de NO_3^- tuvo un leve aumento en el mes de julio, el cual se mantuvo hasta que finalizó el experimento en septiembre. Se observaron diferencias significativas entre los CC y el barbecho en los meses de julio y septiembre, en donde el NO_3^- promedio en los CC fue de $2,7 \text{ mg kg}^{-1}$, mientras que en el barbecho $6,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 5). El contenido de NH_4^+ se mantuvo relativamente constante durante los primeros meses, con un valor medio entre abril y julio de $19,1 \text{ mg kg}^{-1}$. En septiembre, el contenido de NH_4^+ en la avena fue de $26,2 \text{ mg kg}^{-1}$, significativamente menor que en la avena-vicia y el barbecho, que presentaron un valor promedio de $36,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 6).

Tabla 5. Contenido de nitratos (N-NO_3^-) del suelo en el espesor 0-10 cm en el barbecho; la avena; y la avena-vicia en las diferentes fechas de muestreo.

Nitratos ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$)							
Fecha de muestreo	Barbecho	EE	Avena	EE	Avena-Vicia	EE	P-valor
Abril	15,25	2,07	17,83	0,7	20,17	2,29	n.s.
Mayo	3,47	0,32	2,67	0,26	3,4	0,32	n.s.
Julio	6,09 b	0,94	2,52 a	0,2	2,56 a	0,19	0,008
Septiembre	6,3 b	0,38	1,63 a	0,23	1,77 a	0,27	0,001

Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para una determinada fecha ($p < 0,05$).

Se indica el valor medio \pm un error estándar ($n=3$). n.s.: no significativo

Tabla 6. Contenido de amonio (N-NH_4^+) del suelo del espesor 0-10cm en el barbecho; la avena; y la avena-vicia en las diferentes fechas de muestreo.

Amonio ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$)							
Fecha de muestreo	Barbecho	EE	Avena	EE	Avena-Vicia	EE	P-valor
Abril	22,28	2,36	14,75	1,19	18,98	2,36	n.s.
Mayo	21,5	6,68	13,7	3,27	16,77	4,84	n.s.
Julio	16,96	3,14	30,36	7,22	16,66	3,94	n.s.
Septiembre	36,53 b	1,47	26,17 a	0,8	36,37 b	2,94	0,005

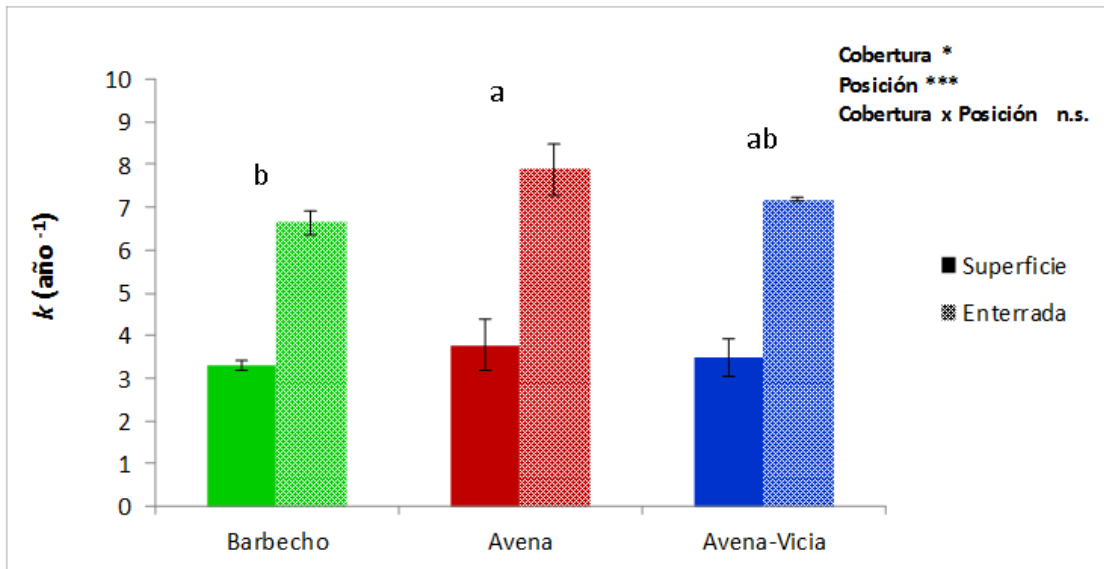
Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para una determinada fecha ($p < 0,05$).

Se indica el valor medio \pm un error estándar ($n=3$). n.s.: no significativo

Descomposición y dinámica de la materia orgánica remanente de los residuos foliares de maíz

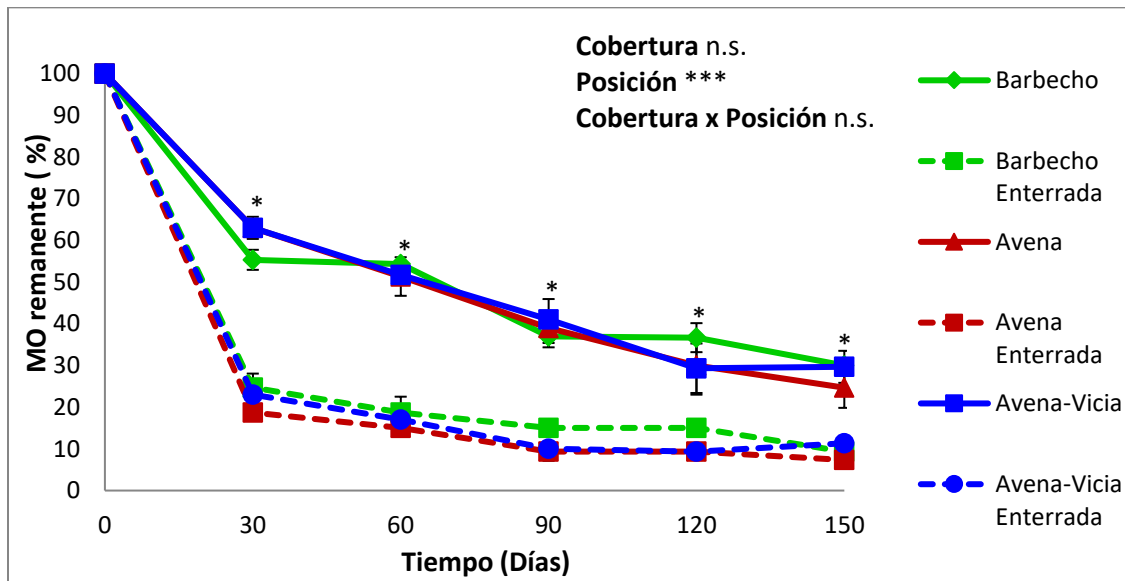
La descomposición de los residuos foliares de maíz varió significativamente en función del tipo de cobertura y en función de la posición (ANOVA 2 factores, siendo la interacción cobertura x posición no significativa). La descomposición de los residuos en la avena fue significativamente más rápida que en el barbecho ($p=0,04$; Figura 5) y no se diferenció de la avena-vicia. La constante de descomposición (k) de cada cobertura (promedio de ambas posiciones) fue $4,9 \text{ año}^{-1}$; $5,8 \text{ año}^{-1}$; y $5,3 \text{ año}^{-1}$ en el barbecho, la avena y la avena-vicia, respectivamente. Al considerar cada fecha de muestreo, la MO remanente de los residuos no difirió entre los tipos de cobertura para una misma posición (Figura 6).

La descomposición de los residuos levemente enterrados fue significativamente más rápida que la de los dispuestos en superficie ($p<0,0001$; Figura 5). Este patrón fue consistente en el barbecho y los dos CC, siendo el valor k de los residuos enterrados de $6,6 \text{ año}^{-1}$; $7,9 \text{ año}^{-1}$; y $7,2 \text{ año}^{-1}$ y la de los residuos en superficie de $3,3 \text{ año}^{-1}$; $3,8 \text{ año}^{-1}$ y $3,5 \text{ año}^{-1}$ en el barbecho, la avena y la avena-vicia, respectivamente. En línea con esto, el remanente de MO de los residuos enterrados fue consistentemente menor en todas las fechas de muestreo respecto de los residuos en superficie (Figura 6). Se observó una pronunciada disminución en el remanente de MO al principio del experimento. La MO remanente de los residuos enterrados, luego de 30 días, fue de 22,1% en promedio en el barbecho y los dos CC, mientras la MO remanente al final del experimento fue de 9,3%. La MO remanente de los residuos en superficie, luego de 30 días, fue en promedio de 60%, y al final del experimento fue de 28,1%.



Letras distintas indican diferencias significativas entre coberturas. Las barras representan la media y el error estándar (n=3). (*p<0,05; **p<0,01; *** p<0,001).

Figura 5. Constante de descomposición k (año⁻¹) de los residuos foliares de maíz según el tipo de cobertura y posición.

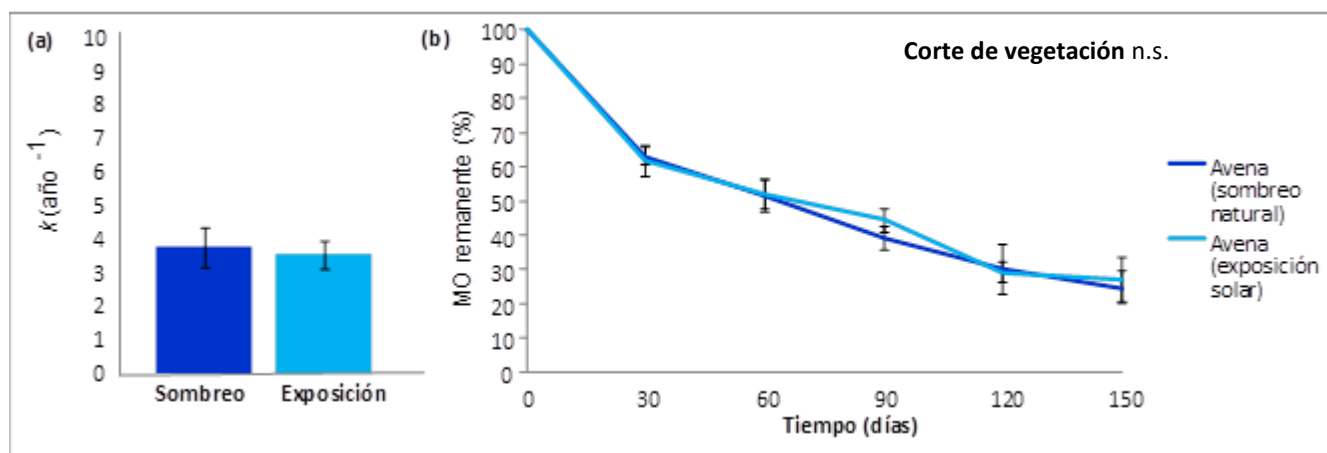


Los símbolos representan la media y el error estándar (n=3). Los asteriscos indican diferencias significativas entre posiciones en una determinada fecha de muestreo (**p<0,01; *** p<0,001).

Figura 6. Dinámica de la materia orgánica (MO) remanente (%) de los residuos foliares de maíz según la posición y cobertura.

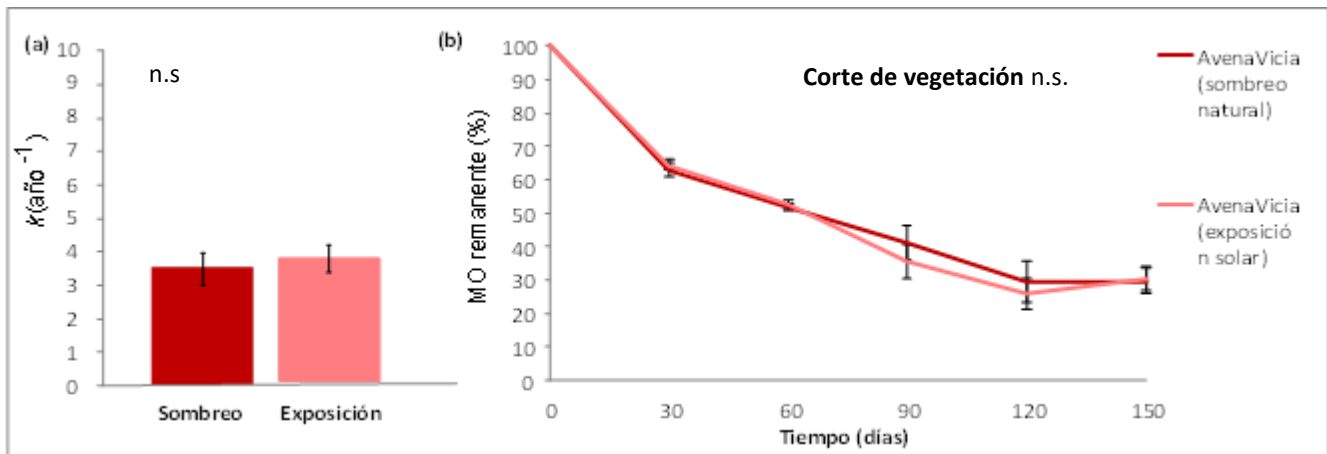
Descomposición y dinámica de la materia orgánica remanente de los residuos foliares de maíz en distintas condiciones de radiación solar

La constante de descomposición de los residuos con sombreado natural y de aquellos expuestos a la radiación solar en la avena fue de $3,7 \text{ año}^{-1}$ y $3,6 \text{ año}^{-1}$, respectivamente, y en la avena-vicia de $3,5 \text{ año}^{-1}$ y $3,6 \text{ año}^{-1}$. No hubo diferencias significativas entre los tratamientos en ninguno de los dos CC. Es decir que la exposición a la radiación solar (corte de vegetación) no modificó la descomposición de los residuos con respecto a la condición de sombreado natural generado por la avena (Figura 7) o avena-vicia (Figura 8). En concordancia, la MO remanente en cada fecha de muestreo fue similar entre los tratamientos a lo largo de todo el experimento y en ambos CC.



a) Las barras representan la media y el error estándar ($n=3$). b) Se indica el valor medio de cada fecha de muestreo y el error estándar ($n=3$).

Figura 7. Constante de descomposición k (año^{-1}) a) y dinámica de la materia orgánica (MO) remanente (%) b) de los residuos foliares de maíz bajo diferentes condiciones de radiación solar en el cultivo de avena.



a) Las barras representan la media y el error estándar (n=3). b) Se indica el valor medio de cada fecha de muestreo y el error estándar (n=3).

Figura 8. Constante de descomposición k (año⁻¹) a) y dinámica de la materia orgánica (MO) remanente (%) b) de los residuos foliares de maíz bajo diferentes condiciones de radiación solar incidente en el cultivo de avena-vicia.

Análisis de componentes principales

El análisis de ordenamiento de los tipos de cobertura mostró que las mismas tienden a separarse principalmente a lo largo del eje 1 (CP explica un 75%). Los cultivos de avena y avena-vicia se diferenciaron del barbecho por su menor contenido de NO_3^- , NH_4^+ y RFA, y su mayor contenido de MOS (vectores con ángulos cercanos a 0° indican una correlación positiva entre variables, mientras vectores cercanos a 180° una negativa). A la vez, el cultivo de avena se diferencia de la avena-vicia y el barbecho por su mayor biomasa microbiana y su mayor k , en línea a los resultados del ANOVA expresados anteriormente. Los CC se diferencian del barbecho en ciertas características, pero también existen diferencias entre ellos (Figura 9).

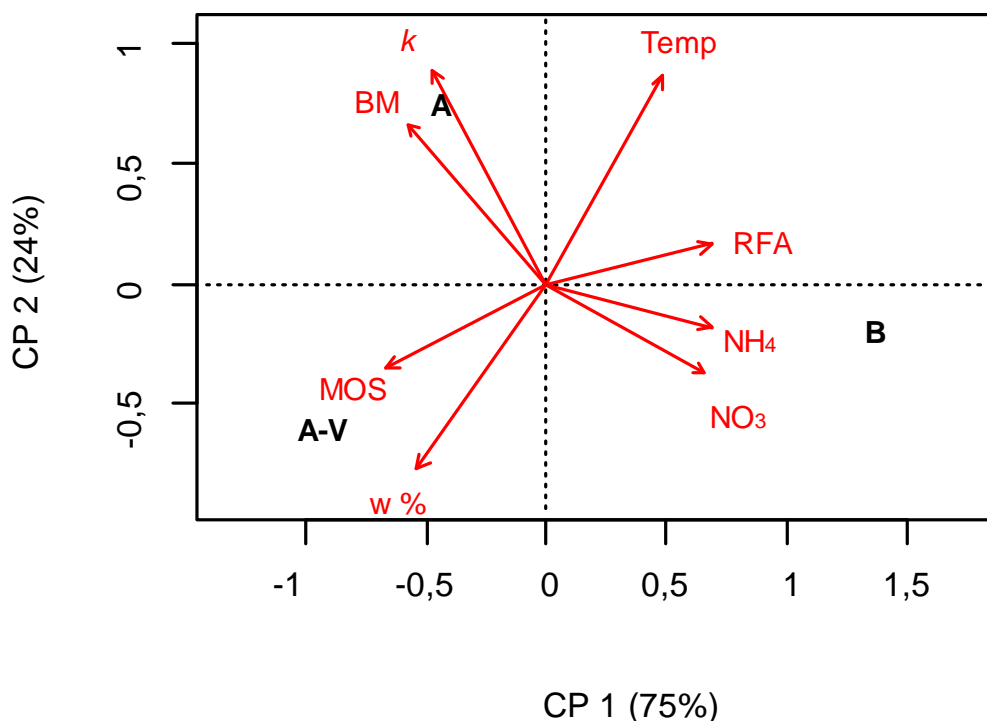


Figura 9. Ordenamiento espacial de los distintos tipos de cobertura en función de variables del suelo, RFA y tasa de descomposición (*k*). A: avena; A-V: avena-vicia; B: barbecho.

DISCUSIÓN:

En este estudio determinamos la constante de descomposición y caracterizamos la dinámica de la MO remanente de los residuos foliares de maíz en un agroecosistema de la región pampeana ondulada alta de Argentina. Evaluamos la descomposición bajo distintos sistemas de manejo durante el período otoño-invernal: barbecho químico (sin cobertura vegetal), CC de avena y CC de avena-vicia. Manipulamos el canopeo vegetal de los CC y la posición de los residuos (en superficie y levemente enterrados) para evaluar por separado los distintos controles de la descomposición. A continuación, se discuten los patrones encontrados y los potenciales mecanismos que controlarían la descomposición de los residuos de maíz.

Importancia de la radiación solar

La RFA incidente a nivel del suelo varió entre coberturas a medida que transcurrió el tiempo. En el barbecho la RFA incidente a lo largo del experimento fue relativamente

constante, mientras que en los CC la RFA incidente a nivel del suelo disminuyó a medida que aumentaba la biomasa aérea de estos. Restovich et al., (2019) reporta valores de biomasa aérea al momento del secado cercanos a los 12 Mg ha⁻¹ para la avena-vicia, y de 5 Mg ha⁻¹ para la avena. En línea con estas diferencias de biomasa que produce cada tipo de CC, encontramos que la RFA incidente en la avena- vicia en fechas cercanas y al momento de secado fue significativamente menor que en la avena. A pesar de las diferencias en la RFA incidente a nivel del suelo mencionadas, la MO remanente de las bolsas en superficie fue similar entre el barbecho, la avena y la avena-vicia en cada fecha de muestreo. Sin embargo, los controles dominantes de la descomposición (i.e. radiación solar y organismos del suelo) podrían haber sido diferentes. En el barbecho la descomposición podría haber estado mediada principalmente por la radiación, mientras que en los CC por los organismos del suelo, resultando en similar descomposición, independientemente de la presencia o no de cobertura vegetal. Para desacoplar estos controles, se trabajó con diferentes situaciones de radiación solar incidente en los CC, esperando una mayor descomposición en las bolsas expuestas a la radiación. La MO remanente de los residuos expuestos y bajo sombreado natural fue similar a lo largo de todo el periodo de incubación. No tenemos evidencias entonces, de que exponer las hojas de maíz a la radiación solar acelere su descomposición, al menos dentro de las condiciones ambientales que se presentaron en este experimento. Esto coincide con los resultados de Hewings et al., (2019), quienes no encontraron un efecto en la descomposición de la MO asociado a la radiación solar, y sugieren que los organismos del suelo utilizarían preferentemente aquellos productos lábiles de origen orgánico y fácil acceso, consumiendo en última instancia, los productos que deriven de la fotodegradación. En consecuencia, se rechaza parcialmente la hipótesis que sugería que el tipo de cobertura vegetal (CC / barbecho) determina la magnitud del efecto de la radiación solar sobre la descomposición de los residuos.

Controles clásicos de la descomposición

La temperatura del suelo (en junio y septiembre), el contenido de NO₃⁻ (en julio y septiembre), y el contenido de NH₄⁺ (en septiembre) fueron diferentes entre los CC y el barbecho. Sin embargo, estas diferencias en las variables del suelo no se reflejaron en

diferencias en la MO remanente de los residuos de maíz entre el barbecho, la avena y la avenavicia en una determinada fecha. La descomposición de los residuos fue particularmente rápida durante el primer mes del experimento en ambas posiciones, coincidiendo con un periodo de precipitaciones abundantes en el sitio de estudio (abril y mayo). La descomposición de la MO se correlaciona positivamente con la humedad del suelo hasta el punto en el que la disponibilidad de O₂ se vuelve limitante (Hewings et al., 2019). Las intensas y concentradas precipitaciones y el aumento en la humedad del suelo, habrían generado una rápida y similar disminución en la MO remanente en todas las coberturas al inicio del experimento. Un mayor lavado y fraccionamiento de los residuos generado por las abundantes lluvias, y buenas condiciones de humedad del suelo para la actividad de los organismos descomponedores en el barbecho y en los dos CC parecen haber estimulado en conjunto la descomposición de los residuos. Sin embargo, al considerar todo el periodo de incubación, se detectaron diferencias significativas entre la descomposición de los residuos en la avena y aquellos que estuvieron en el barbecho. La constante de descomposición (k) promedio de ambas posiciones fue de 5,8 año⁻¹ en la avena y 4,9 año⁻¹ en el barbecho, es decir que los residuos en la avena se descompusieron un 17% más rápido. Consecuentemente el tiempo de residencia ($1/k$) de los residuos en la avena fue de 63 días mientras que en el barbecho fue de 73 días. Estos resultados apoyarían parcialmente la hipótesis, que sugería que el tipo de cobertura vegetal (CC / barbecho) y la posición en el terreno (superficie / enterrado) determinan la magnitud del efecto de la actividad de los organismos del suelo sobre la descomposición de los residuos, y por ende la descomposición en la avena fue más rápida que en el barbecho. Sin embargo, esto no se puede generalizar para otras coberturas vegetales, ya que al menos en la avenavicia no hubo diferencias significativas en la descomposición con respecto al barbecho.

La descomposición de los residuos levemente enterrados fue más rápida que la de los dispuestos en superficie en todas las coberturas evaluadas. Varios trabajos encuentran un patrón similar, como Vivanco y Austin (2006), quienes compararon la descomposición de un pasto perenne (*Poa ligularis*) en superficie y enterrado en un pastizal de la provincia de Bs As; Austin et al., (2009), quienes compararon la descomposición de pastos patagónicos en superficie y enterrados en un experimento en mesocosmos; y Fanin et al., (2019), quienes trabajaron en numerosos ecosistemas boscosos de Francia, y evaluaron las descomposición

en superficie y enterradas de dos sustratos comunes (té verde y té rooibos). Este conjunto de evidencias sugiere que las condiciones microambientales y bióticas debajo del suelo favorecen la descomposición de los residuos. En este estudio, en todas las fechas de muestreo la descomposición de los residuos enterrados fue más rápida que en superficie. Por ejemplo, en la primera fecha de muestreo, la MO remanente en aquellos residuos que estaban levemente enterrados fue de 22,1% mientras que en superficie fue del 60%. La constante de descomposición promedio para todas las coberturas fue un 106% mayor en profundidad respecto del promedio en superficie. La mayor proximidad a los organismos del suelo permitiría el fraccionamiento y consumo de los residuos vegetales en mayor medida respecto a los residuos en superficie, acelerando de esta manera la descomposición (Coleman y Crossley 1996; Vaughan y Evanylo 1998; Drinkwater et al., 2000).

La MO remanente en nuestro trabajo fue similar al encontrado por Grandy et al., (2013), quienes informaron un remanente de MO del 30% para residuos de maíz en superficie luego de 5 meses de incubación, mientras que en nuestro trabajo el promedio resultó del 33%. Grandy et al., (2013) utilizaron un material más recalcitrante, ya que las bolsas contenían hojas y tallos de maíz; sin embargo, sus resultados son comparables a los de este estudio. Por otro lado, los valores de k en este trabajo resultaron muy superiores a lo encontrado por D'Acunto et al., (2014), quienes informan en un sistema agrícola de Pergamino una constante de descomposición de $2,01 \text{ año}^{-1}$ para residuos foliares de maíz, siendo un 40% menor al promedio aquí encontrado para los residuos en superficie ($3,5 \text{ año}^{-1}$). Estas diferencias en las tasas de descomposición, mayor en nuestro estudio, estarían asociadas a las abundantes precipitaciones recibidas al inicio del mismo. Pero también la apertura de malla utilizada en las bolsas (0,4 x 0,8 cm) fue más grande que la usualmente utilizada en los experimentos de descomposición (que suele ser de 0,02 x 0,02 cm), lo que habría permitido la interacción de la meso y macrofauna con los residuos, generando una descomposición más rápida. Esto se corroboró a campo, donde se observó una gran abundancia de lombrices interactuando con las bolsas de descomposición (observación personal).

Manejo agrícola

Las buenas prácticas agrícolas, como la define la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO por sus siglas en inglés), son un conjunto de prácticas que incluyen la rotación de cultivos, el uso de CC, la fertilización estratégica, el manejo eficiente y responsable de agroquímicos y un manejo integrado de plagas en sistemas de siembra directa. Por ejemplo, en nuestro trabajo encontramos una menor disponibilidad de NO_3^- en el suelo en los dos CC respecto del barbecho en los meses de julio y septiembre. Esto se debe a que el uso de CC permite reducir la lixiviación de NO_3^- a través de la captura de los mismos y aumentar el reciclado interno de nitrógeno (Restovich et al., 2012).

Las abundantes precipitaciones de abril y mayo, sumado a suelos ricos en MOS generaron condiciones muy buenas para la descomposición ya sea en el barbecho como en los CC. Restovich et al., (2012) sugiere que los cambios introducidos por el uso de los CC en las propiedades físicas y químicas del suelo pueden quedar condicionados por períodos de precipitaciones abundantes y concentradas, lo que apoyaría las similares tendencias encontradas en este trabajo. Sin embargo, las buenas prácticas agrícolas iniciadas hace más de 10 años por Restovich et al., (2012, 2019) parecen haber dejado su impronta sobre el suelo. Las determinaciones iniciales mostraron un mayor contenido de MOS en la avena-vicia que el barbecho.

Si bien los valores de MOS aquí encontrados son mayores a los comúnmente reportados para este sitio de estudio, las tendencias encontradas coinciden con las de Restovich et al., (2019). Posiblemente el método de combustión en mufla utilizado para determinar esta variable arrojó una sobreestimación de la misma debido a reacciones no relacionados con la MOS (FAO, 2017). A su vez, la biomasa microbiana del suelo mostró una tendencia de aumento en los CC con respecto al barbecho. En línea con estas características de los suelos, la descomposición de los residuos de maíz en la avena fue, con una diferencia pequeña, más rápida que en el barbecho. Bedano et al., (2016) menciona que la utilización de buenas prácticas agrícolas, como la inclusión de los CC genera un incremento en la actividad de los organismos del suelo, ya que estos se ven estimulados por la presencia de raíces vivas. Esta mayor actividad asociada a las raíces de los cultivos podría explicar las diferencias

encontradas en la avena con respecto al barbecho. Pero es evidente que un mayor estímulo generado por las abundantes precipitaciones y percibido por los organismos descomponedores en el barbecho y en ambos CC, enmascararon los beneficios esperados de tener raíces vivas durante el período otoño-invernal en un CC o los efectos de la fotodegradación en situaciones sin cobertura. En otras condiciones climáticas, las diferencias en la descomposición entre los CC y un barbecho podrían haber sido mayores, expresándose en la avena como también en la avena-vicia.

Conclusión

Abundantes precipitaciones y suelos ricos MOS parecen ser condiciones favorables para la actividad de los organismos descomponedores, generando una rápida descomposición en todas las condiciones evaluadas. Pero también, mejoras continuas en las propiedades físicas, químicas y biológicas introducidas por un CC a lo largo de los años parecen haber estimulado la descomposición de los residuos foliares de maíz en la avena. La rápida descomposición de los residuos enterrados corrobora que las condiciones debajo del suelo son muchos más propicias para la descomposición de los residuos que en superficie. Evaluar en los sistemas agrícolas diferentes alternativas de manejo del suelo y disposición de los residuos (i.e. siembra directa, labranzas, etc.) es de suma importancia para conservar la MOS y lograr sistemas eficientes en el uso y ciclado de los nutrientes, evitando posibles pérdidas por lavado o escorrentía, entre otras. Finalmente, nuestros resultados demuestran que la exposición de los residuos a la radiación solar no genera cambios en el proceso de descomposición en un agroecosistema durante años de elevada precipitación. Los resultados de este experimento nos plantea el interrogante de los efectos que tendrían los CC sobre la descomposición en años normales o de baja precipitación.

BIBLIOGRAFÍA:

Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.

Álvarez, C; Quiroga, A; Santos, D; Bodrero, M. 2013. Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Ediciones INTA. EEA INTA Anguil Ing. Agr. Guillermo Covas (6326) Anguil, La Pampa, Argentina.

Araujo, P. 2012. Impactos de las plantaciones de pino sobre el ciclo de carbono a lo largo de un gradiente de precipitaciones en la Patagonia, Argentina. Tesis Doctoral. Buenos Aires, AR, UBA. 134 p.

Araujo, PI; Austin, AT. 2015. A shady business: Pine afforestation alters the primary controls on litter decomposition along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. *Journal of Ecology* 103: 1408-1420.

Austin, AT; Vitousek, PM. 2000. Precipitation, decomposition, and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* on Hawaii. *Journal of Ecology* 88: 129–38.

Austin, AT; Vivanco, L. 2006. Plant litter decomposition in semi-arid ecosystems controlled by photo-degradation. *Nature* 442: 555-558.

Austin, AT; Araujo, PI; Leva, PE. 2009. Interaction of position, litter type, and water pulses on decomposition of grasses from the semiarid Patagonian steppe. *Ecology*, 90(9):2642–2647.

Austin, AT. 2011. Has water limited our imagination for aridland biogeochemistry? *Trends in Ecology & Evolution* 26: 229-235.

Austin, AT; Méndez, MS; Ballaré, CL. 2016. Photodegradation alleviates the lignin bottleneck for carbon turnover in terrestrial ecosystems. *PA Network for Students Assistance Service* 2016 113 (16) 4392-4397.

Bedano, JC; Domínguez, A; Arolfo, R; Wall, LG. 2016. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. *Soil & Tillage Research* 158 (2016) 100–109.

Brandt, LA; Bohnet, C; King, JY. 2009. Photochemically induced carbon dioxide production as a mechanism for carbon loss from plant litter in arid ecosystems. *Journal of Geophysical Research* 114: G02004.

Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-Total. *Methods of Soil Analysis* Page A.L. (Ed.). Part 2. Wisconsin. USA. pp.: 595-622.

Bustamante, MMC; Martinelli, LA; Ometto JPHB; Braga do Carmo, J; Jaramillo, V; Gavito, ME; Araujo, PI; Austin, AT; Perez, T; Marquina, S. 2014. Innovations for a sustainable future: rising to the challenge of nitrogen greenhouse gas management in Latin America. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 9–10, 73-81, doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.09.002>.

Caviglia, OP; Andrade, FH. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the argentinean pampas: Capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology* 3: 1-8.

Chapin, FS; Matson, PA; Mooney, HA. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York, NY, USA.

Coleman DC; Crossley DA. 1996. *Fundamentals of soil ecology*. Academic, New York.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzales, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2008. *InfoStat versión 2011*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Drinkwater, LE; Janke, RR; Rossoni-Longnecker, L. 2000. Effects of tillage intensity on nitrogen dynamics and productivity in legume-based grain systems. *Plant Soil* 227:99–113.

D'Acunto, L; Semmartin, M; Ghera, CM. 2014. Uncropped field margins to mitigate soil carbon losses in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 183:60–68.

Epstein, H E; Burke IC; Lauenroth, WK. 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U. S. Great Plains. *Ecology* 83: 320-327.

FAO. 2017. *Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura Roma, Italia.

Ghera, MA; Semmartin, M; Omacini, M; Austin, AT; Yahdjian, L; Piñero, G; Graff, P. 2001. *Ecosistema: Flujo de energía*. Texto de Ecología para agronomía. Capítulo 8. CEABA.

González-Polo, M; Austin, AT. 2009. Spatial heterogeneity provides organic matter refuges for soil microbial activity in the Patagonian steppe, Argentina. *Soil Biology & Biochemistry* 41 (2009) 1348–1351.

Grandy, AS; Salam, DS; Wickings, K; McDaniel, MD; Culman, SW; Snapp, SS. 2013. Soil respiration and litter decomposition responses to nitrogen fertilization rate in no-till corn systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 179: 35– 40.

Gregorutti, VC; Esposito, ME. 2018. Cultivos de cobertura. ¿Es importante para el suelo si sus residuos provienen de las raíces o de la parte aérea? <https://inta.gob.ar/noticias/>. Argentina.

Harmon, ME; Nadelhoffer, KJ; Blair, JM. 1999. Measuring decomposition, nutrient turnover, and stores in plant litter. In: Robertson GP, Coleman DC, Bledsoe CS, Sollins P (eds) *Standard soil methods for long-term ecological research*. Oxford University Press, Oxford, pp 202–240.

Hewins, DB; Lee, H; Barnes, PW; McDowell, NG; Pockman, WT; Rahn, T; Throop, HL. 2019. Early exposure to UV radiation overshadowed by precipitation and litter quality as drivers of decomposition in the northern Chihuahuan Desert. *PLoS ONE* 14(2): e0210470.

Hobbie, SE. 1996. Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. *Ecological Monographs* 66:503-522.

Irizar, A; Andriulo, A; & Mary, B. 2013. Long-term Impact of No Tillage in Two Intensified Crop Rotations on Different Soil Organic Matter Fractions in Argentine Rolling Pampa. *The Open Agriculture Journal*, 7(1): 22-31.

Jobbágy, EG; Jackson, RB. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 2000, pp. 423–436. Ecological Society of America.

Lin, Y.; King, J.Y. 2014. Effects of UV exposure and litter position on decomposition in a California grassland. *Ecosystems* 17: 158-168.

Méndez, MS; Martinez, ML; Araujo, PI; Austin, AT. 2019. Solar radiation exposure accelerates decomposition and biotic activity in surface litter but not soil in a semiarid woodland ecosystem in Patagonia, Argentina. Springer Nature Switzerland AG 2019.

Mentemeyer, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology* 59: 465–72.

Mulvaney, R L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods*. J:M: Bigham (ed), Book Series 5. ASA-SSSA. Madison, WI. pp. 1123-1184.

Olson, JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44:332-331.

Paul, EA; Harris, D; Klug, MJ; Ruess, RW. 1999. The determination of microbial biomass. *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research* (eds G. P. Robertson, D. C. Coleman, C. S. Bledsoe & P. Sollins), pp. 291-317. Oxford University Press, Oxford.

Pinto, P; Fernández Long, ME; Piñeiro, G. 2017. Including cover crops during fallow periods for increasing ecosystem services: Is it possible in croplands of Southern South America?. *Agriculture Ecosystems and Environment* 248 : 48-57.

Restovich, SB; Andriulo, AE; Portela, SI. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research* 128: 62-70.

Restovich, SB; Andriulo, AE; Armas-Herrera, CM; Beribe, MJ; Portela, SI. 2019. Combining cover crops and low nitrogen fertilization improves soil supporting functions. *Plant and Soil* 442 (1-2): 401-417 <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04205-8>.

Rutledge, S; Campbell, DI; Baldocchi, D; Schipper, LA. 2010. Photodegradation leads to increased CO₂ losses from terrestrial organic matter. *Global Change Biology* 16: 3065-3074.

Sasal, MC; Andriulo, AE; Taboada MA. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil & Tillage Research* 87: 9-18.

Schlesinger, WH; Bernhardt, ES. 2013. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic Press, Oxford.

Secretaría de producción del partido de Pergamino. 2018. Perfil general del municipio de Pergamino, Argentina. <http://www.pergamino.gob.ar/wp-content/uploads/2019/07/PERFIL-PERGAMINO-PRODUCCION-2018.pdf>.

Soriano, A; León, RJC; Sala, OE; Ghera, CM; Oesteheld, M; Aguiar, MR; Paruelo, JM; Batista, WB; Chaneton, EJ; Golluscio, RA; Burkart, S; Perelman, SB; Fernández Alduncín, R; Martínez-Ghera, MA; Semmartin, M; Omacini, M; Austin, AT; Yahdjian, L; Piñero, G; Graff, P. 2001. *Ecosistema: Flujo de energía. Texto de Ecología para agronomía. Capítulo 8*. CEABA.

Swift, MJ; Heal, OW; Anderson, JM. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkeley.

Vance, ED; Brookes, PC; Jenkinson, DS. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19:703-707

Vargas Gil, S. 2017. Los cultivos de cobertura y su efecto sobre la microbiota del suelo. Instituto de investigación patología vegetal "Ing. Agr. Sergio Fernando Nome" Córdoba, Argentina. <https://inta.gob.ar/documentos/>.

Vaughan, JD; and Evanylo GK. 1998. Corn response to cover crop species, spring desiccation time, and residue management. *Agronomy Journal*. 90:536–544.
development. *Science* 324: 15-19.

Vitousek, PM; Naylor, R; Crews, T; David, MB; Drinkwater, LE; Holland, E; Johnes, PJ; Katzenberger, J; Martinelli, LA; Matson, PA; Nziguheba, G; Ojima, D; Palm, CA; Robertson, GP; Sanchez, PA; Townsend, AR; Zhang, FS. 2009. Nutrient imbalances in agricultural.

Vivanco, L; Austin, A. 2006. Intrinsic effects of species on leaf litter and root decomposition: a comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia* 150: 97–107.