

IMPACTO DEL MANEJO SOBRE LA MICROBIOTA EDAFICA Y LAS EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

Frasier I.^{1*}, F.M. Barbero², G. Posse³, S. Vangeli³, C. Pérez Brandan⁴, M.F. Gómez⁵, R. Fernández^{5,6}, A. Quiroga^{5,6}, S. Restovich⁷, J. Meriles², D.L. Serri^{8,10}, E.M. Figuerola⁹, M. Rorig¹, C. Molina¹, E. Noellemyer⁴, S. Vargas Gil^{8,10}

¹Instituto de Suelos, CIRN-Conicet; ²Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV-CONICET-UNC);

³Instituto de Investigación Clima y Agua; ⁴EEA Salta-Conicet;

⁵Fac. Agronomía, UNLPam; ⁶EEA INTA Anguil, ⁷EEA INTA Pergamino,

⁸Instituto de Patología Vegetal (IPAVE)-CIAP-INTA,

⁹Instituto de Biociencias, Biotecnología y Biología Traslacional, Fac. Cs Exactas y Naturales, UBA-Conicet, ¹⁰Unidad de Fitopatología y Modelización Agrícola-CONICET.

* De los Reseros y Nicolás Repetto s/n, B1686 Hurlingham, Provincia de Buenos Aires, frasier.ileana@inta.gob.ar

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue estudiar el impacto del manejo del suelo sobre los aportes derivados de raíces y residuos en superficie, su transformación a través de la biomasa microbiana del suelo y su relación con las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Para ello, se evaluaron cuatro prácticas de manejo en un suelo franco ubicado en Anguil, La Pampa (2019-2021). Los tratamientos fueron: i) pastizal natural bajo estrato arbóreo de Caldén (NG); ii) pastura de cuatro años en rotación con agricultura (RO); iii) soja con inclusión de cultivos de cobertura (S-CC); y iv) monocultura de soja (S-S). Se determinaron los contenidos de C y N de raíces y de residuos en superficie. Se cuantificaron las emisiones de GEI en períodos críticos de mayor disponibilidad de N para los cultivos agrícolas. Por último, se determinaron variables físicas, químicas y biológicas del suelo acotadas a los primeros 10 cm de profundidad con 4 réplicas por tratamiento. Los resultados evidenciaron cambios en la cantidad y contribución relativa de los aportes de C-raíces y C-residuos asociados con el manejo del suelo. NG mantuvo los aportes de raíces y residuos más altos y estables a lo largo del tiempo (4977 y 3679 kg C ha⁻¹), contrario a lo observado en S-S, que presentó menores niveles de C-raíces y C-residuos en comparación con NG (77 % y 49% respectivamente). El C-raíces explicó en parte los incrementos en el carbono de la biomasa microbiana. Además, cambios en esta variable se tradujeron en aumentos exponenciales de las tasas de CO₂ con los valores más altos cuando el aporte de material vegetal presentó relaciones C/N bajas. Por otra parte, aumentos en la tasa de emisión de óxido nitroso estuvieron explicados por una mayor disponibilidad de N soluble y más del 40% de poros llenos con agua.

Palabras clave: C-raíces, N soluble, poros llenos con agua.

INTRODUCCION

El aumento de la producción agropecuaria es uno de los principales objetivos de la humanidad producto de la creciente demanda mundial de alimentos (Sakschewski et al., 2014). Esto ha traído como consecuencia el avance de la frontera agrícola, con un panorama en el que se enfatiza la obtención de cultivos con altos rendimientos a través del uso de variedades mejoradas, agroquímicos sintéticos, privilegiando la adopción de la "agricultura permanente" en desmedro de la rotación con pasturas. Estos sistemas impactan negativamente sobre la biodiversidad y la calidad de los suelos, contribuyendo al cambio climático global.

La agricultura es una de las principales actividades antropogénicas que contribuyen a la emisión de gases



de efecto invernadero (GEI) (Parry et al., 2007). En ese sentido, los microorganismos del suelo tienen un rol clave en los procesos edáficos que se relacionan con las pérdidas de CO₂ a través del proceso de respiración, N₂O por nitrificación y desnitrificación, y CH₄ por metanogénesis. Existen complejas interacciones entre la biota del suelo, los procesos que llevan a cabo y los factores bióticos y abióticos a los cuales pueden estar expuestos. Las respuestas microbianas ante estas situaciones deben ser cuidadosamente estudiadas, para comprender los mecanismos por los cuales los microorganismos regulan el flujo terrestre de GEI que, junto con otros datos, contribuirían en la predicción de los modelos climáticos (Singh et al., 2010).

El objetivo de este trabajo fue estudiar el impacto del manejo del suelo sobre los aportes derivados de raíces y residuos en superficie, su transformación a través de la biomasa microbiana del suelo y su relación con las emisiones de GEI.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo durante dos años (2019-2021) en el campo de un productor ubicado en Anguil, La Pampa (S 36° 36' 37.95"; W 63° 58' 48.22"). Se estudiaron cuatro prácticas de manejo: i) pastizal natural conformado por gramíneas pastoreadas bajo un estrato arbóreo de Caldén (NG); ii) pastura de 4 años de festuca y alfalfa en rotación con agricultura (RO); iii) soja con centeno como cultivo de cobertura (S-CC), y iv) soja sin inclusión de CC (S-S). La pastura tenía cuatro años al comienzo del estudio (2019) y luego se roturó con rastra de discos en diciembre de 2020 para preparar el suelo para la fase agrícola que inició con la siembra de centeno en febrero del periodo evaluado. Los cultivos anuales que normalmente participan de la rotación fueron maíz, girasol, soja y trigo. Los tratamientos S-CC y S-S corresponden a un ensayo de larga duración establecido en 2009 en un diseño en franjas (50 x 10 m) con 4 réplicas bajo siembra directa. El CC normalmente se siembra a una densidad de 80 semillas m⁻² en mayo y se detiene su crecimiento con la aplicación de glifosato (3 L ha⁻¹) en octubre. La soja se siembra en diciembre con una densidad de 24 plantas m⁻² y un espacio entre hileras de 0,52 m. La profundidad de estudio fue 0-0.1 m de profundidad. Al inicio del experimento se determinaron las propiedades del suelo (Tabla 1). Con este propósito, se tomaron muestras compuestas y se determinó: textura (Bouyoucos, 1936), carbono orgánico del suelo (COS) (Walkley & Black, 1934), N total (Kjeldahl), P Bray (Bray & Kurtz, 1945), pH en agua (1:2,5 p/p), capacidad de intercambio catiónico (Hendershot & Lalonde, 2006), densidad aparente (Blake & Hartge, 1986).

Tabla 1: Caracterización del suelo para cada tratamiento bajo estudio (a+L: arcilla más limo; A: arena; COS: carbono orgánico del suelo; dap: densidad aparente; CIC: capacidad de intercambio catiónico).

Tratamiento	a+L	A	COS	NT	Dap (Mg m ⁻³)	P Bray (mg kg ⁻¹)	pH 1:2,5	CIC (cmolc kg ⁻¹)
	(g kg ⁻¹)							
NG	467	533	39.2	3.4	0.96	262.7	5.0	22.0
RO	454	546	15.6	1.3	1.26	24.3	6.8	15.4
S-CC	467	533	12.2	1.0	1.24	21.1	6.6	14.0
S-S	487	513	10.4	0.9	1.31	20.6	6.6	13.4

Aportes de C y N al suelo

Los residuos sobre la superficie del suelo se recolectaron en los momentos correspondientes a la siembra y cosecha del cultivo de soja utilizando un aro de 0,25 m². La biomasa de raíces se determinó según el método propuesto por Frasier et al. (2016) al término de los cultivos de cobertura y en la etapa de floración de la soja en todos los tratamientos. El material vegetal fue secado en estufa a 60 °C, pesado y molido para las determinaciones de C y N (LECO – TrueSpec® CN).

Emisiones de GEI en períodos críticos

El muestreo se realizó durante dos períodos críticos para la ocurrencia de picos de emisión de GEI definidos por la alta probabilidad de eventos de lluvia y/o mayor disponibilidad de N en el suelo en las secuencias de



cultivo agrícola: i) pre- y post-siembra (noviembre - diciembre - enero), y ii) pre- y post-cosecha de soja (abril - mayo - junio). Se utilizó el método de cámaras estáticas con ventilación (Livingston & Hutchinson, 1995). Se colocaron seis cámaras por tratamiento, efectuando las mediciones entre las 10 y 12 am. Se recogieron tres muestras de aire de 10 ml a intervalos de 15 minutos (0, 15 y 30 minutos). La concentración de GEI se cuantificó por cromatografía de gases (Dpto. Bioquímica, FAUBA). Las emisiones se calcularon a partir de la tasa de cambio de gas en función del tiempo (Venterea, 2010). Durante los períodos de medición de GEI también se determinó humedad (método gravimétrico), temperatura, densidad aparente, N-nitratos (método del ácido cromotrópico), poros lleno de agua (WFPS) (Robertson & Groffman, 2007) a 0.10 m de profundidad. Al principio y al final de cada período de medición de GEI se determinó C de la biomasa microbiana (CBM) (Vance et al., 1987; Voroney et al., 2006). El N soluble fue determinado a partir de los extractos de las muestras no fumigadas (Högberg & Högberg, 2002; Brookes & Joergensen, 2005). Las variables relevadas fueron ordenadas en una escala de tiempo en días calculada a partir de las diferentes fechas de muestreo.

Análisis estadísticos

Los análisis de varianza se llevaron a cabo utilizando modelos lineales mixtos. Las medias se compararon mediante la prueba de Fisher ($\alpha=0.05$). Se utilizó un modelo de descomposición exponencial para ajustar los cambios en el tiempo de las entradas de C-residuos ($R = \alpha e^{-\beta t}$), siendo R la cantidad de residuos sobre el suelo, α la cantidad máxima de residuos, β la tasa de descomposición y t el tiempo en días. Se realizaron regresiones lineales y no lineales para evaluar el comportamiento de las variables estudiadas utilizando el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El manejo del suelo definió la magnitud de las entradas de C al suelo mediante dos vías principales: i) residuos en superficie y, ii) raíces. El tratamiento NG mantuvo valores altos y estables en el tiempo de C-raíces y C-residuos (4977 y 3679 kg C ha⁻¹ respectivamente) (Figura 1). Además, el C-raíces en este tratamiento fue, en promedio, un 15% superior respecto del C-residuos. Estos resultados podrían explicar las altas concentraciones de COS observadas en NG (39 g kg⁻¹) (Tabla 1). La pastura (RO) mostró valores similares de C-raíces (4421 kg C ha⁻¹) respecto de NG; sin embargo, cuando se preparó el suelo para el cultivo anual, el C-raíces disminuyó un 75%. Además, la pastura presentó cantidades muy bajas de residuos (236 kg C/ha), equivalentes al 8% de lo observado en NG. Estas diferencias entre los aportes de raíces y residuos en superficie en RO evidencian la importancia de las raíces vivas para la recuperación de los niveles de COS después de varios años de cultivo anual. Las pasturas pueden transferir al suelo alrededor de un 30 a 50% del C total asimilado fotosintéticamente (rizodeposición) durante su período de crecimiento (Kuzyakov & Domanski, 2000), contribuyendo eficientemente en la estabilización de COS (Sokol & Bradford, 2018). Por el contrario, los tratamientos S-CC y S-S presentaron bajos niveles de C-raíces (entre 214 y 1320 kg C-raíces ha⁻¹) que resultaron inferiores respecto del C-residuos (entre 300 y 1737 kg ha⁻¹). Estos cambios en la cantidad de C que entra al suelo y la menor contribución relativa de las raíces tienen un profundo impacto sobre la capacidad de recarbonización del suelo. Varios estudios han demostrado que el uso combinado de CC con SD es una estrategia de manejo que permite mejorar el COS (Ladoni et al., 2016). Nuestros resultados mostraron que la inclusión de CC resultó en un incremento del 31% y 14% en las entradas de C-residuos y C-raíces, respectivamente, comparado con la monocultura de soja, con valores de C-raíces relativamente estables (Figura 1). Sin embargo, al comparar esta práctica con NG, los aportes de C-raíces y C-residuos fueron inferiores en un 77 % y 49% respectivamente. El caso extremo fue el monocultivo de soja, con valores menores en las entradas de C-raíces y C-residuos del 91 y 80 % respecto del suelo bajo vegetación natural. La magnitud de estas diferencias, principalmente en las entradas de C-raíces, podría explicar los bajos niveles de COS observados bajo los manejos agrícolas (Tabla 1).



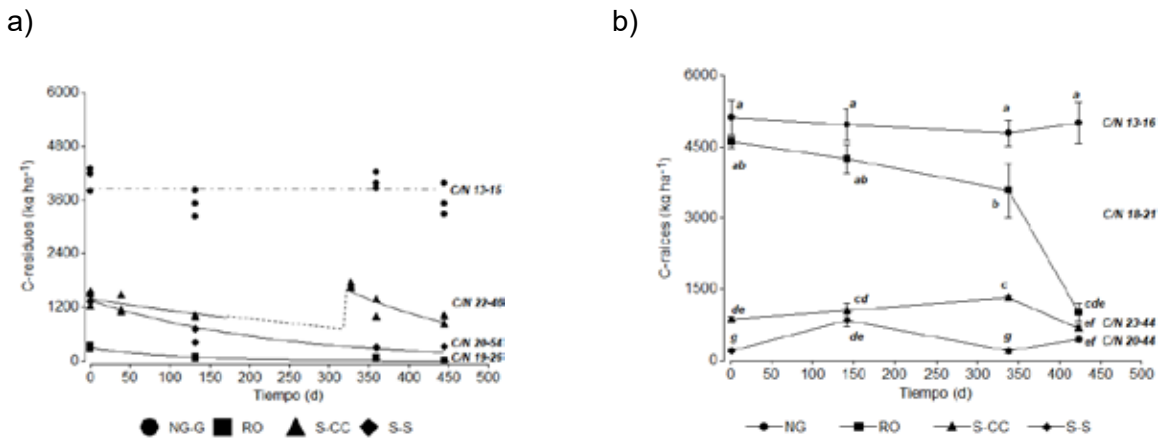


Figura 1: Variación en el tiempo de C-residuos en superficie (a) y el C-raíces (b) durante el periodo de estudio. Los modelos de descomposición ajustados para C-residuos (a) fueron $y_{s-cc1} = 1361 e^{-0.002t}$; $y_{s-cc2} = 1176 e^{-0.004t}$; $y_{s-s} = 1350 e^{-0.004t}$; $y_{ro} = 294 e^{-0.01t}$. Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos y tiempo (b).

El C-raíces explicó en parte los aumentos observados en CBM ($y = 0.014x + 55$; $R^2 = 0.52$; $p < 0.0001$). Las raíces son anabolizadas eficientemente por la biota del suelo y los productos de esta transformación involucran tanto compuestos orgánicos más simples como también la producción de CO_2 y N_2O (Gougoulías et al., 2014). Los resultados mostraron que cambios en CBM explicaron aumentos exponenciales en las tasas de emisión de CO_2 del suelo, registrándose los valores más altos con aportes de material vegetal de alta calidad (raíces y residuos) (Figura 2a). La calidad de los aportes también explicó los cambios en la disponibilidad de N soluble (Figura 2b). Este reservorio está influenciado por lixiviaciones de N de residuos en la superficie del suelo dependientes de eventos de lluvia, exudación de raíces y subproductos derivados de la actividad microbiana, pero también es una fuente de compuestos orgánicos fácilmente mineralizados por microorganismos del suelo que contribuyen con el C orgánico estable del suelo (Chantigny, 2003). Los aumentos en N soluble explicaron los aumentos en la disponibilidad de N mineral, lo que indicaría la ocurrencia de mineralización neta de N. Por el contrario, cuando las relaciones C/N fueron superiores a 40, no se encontró relación entre las variables. Sin embargo, los valores de N soluble fueron más bajos, lo que indicaría su inmovilización (limitante de N).

Se ha propuesto que el N orgánico soluble puede actuar como promotor del proceso de desnitrificación (Liu et al., 2022). Nuestros resultados indicaron que cuando las condiciones de oxígeno disponible se volvieron limitantes para los microorganismos del suelo ($>40\%$ poros con agua), los aumentos en la tasa de emisión de óxido nítrico se explicaron por aumentos en la disponibilidad de N soluble (Figura 3 a). Por el contrario, cuando los poros llenos de agua fueron inferiores al 40%, los procesos oxidativos fueron favorecidos, y las tasas de emisión fueron bajas, mostrando una respuesta de incrementos bajos con aumentos en la disponibilidad de N soluble en el suelo, mientras que con más del 40% de poros llenos de agua esta respuesta fue de mayor magnitud (Figura 3b). Estos resultados sugieren pérdidas de óxido nítrico a través del proceso de nitrificación. En cambio, frente a incrementos en el contenido de agua del suelo, el proceso de desnitrificación se vio favorecido con altas tasas de emisión, dado que los microorganismos que llevan a cabo estos procesos son facultativos (Kuypers et al. 2018).



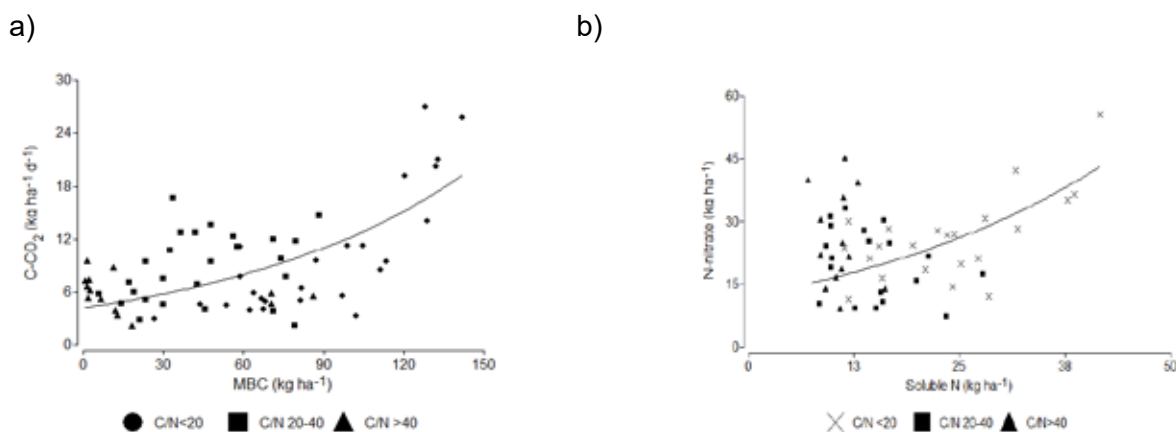


Figura 2: (a) Relación entre el CBM y la tasa de emisión de CO₂ del suelo. (b) Relación entre el N soluble y la disponibilidad de N mineral para diferentes rangos de calidad (C/N) de los aportes al suelo.

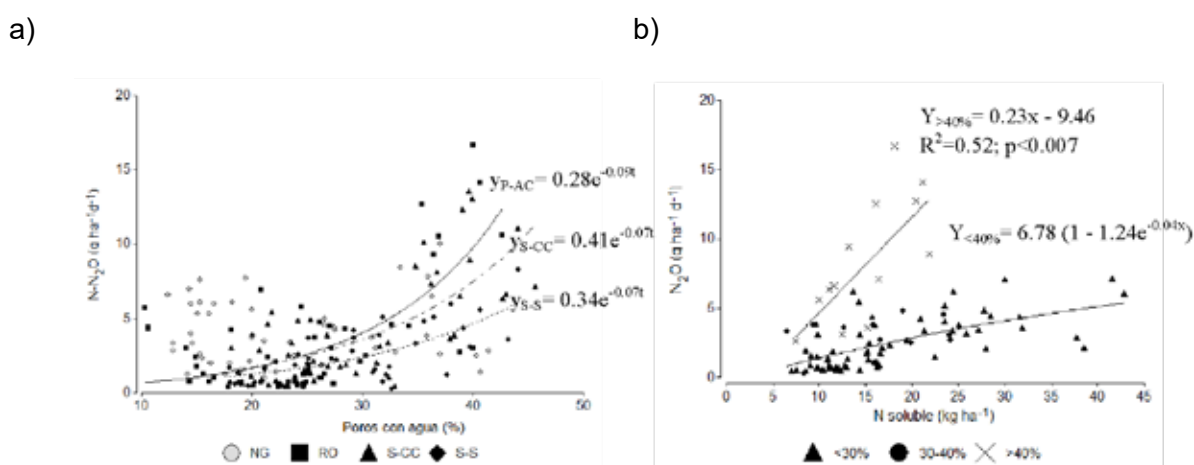


Figura 3: (a) Relación entre el porcentaje de poros llenos con agua y las tasas de emisión de óxido nitroso para los tratamientos bajo estudio. (b) Relación entre el contenido de N soluble y la disponibilidad de N mineral para diferentes calidades (C/N) de las entradas al suelo.

CONCLUSIONES

Este trabajo contribuye al conocimiento acerca del impacto de las prácticas de manejo sobre las entradas de C al suelo y la contribución relativa que tienen las raíces y los residuos en superficie a los almacenes de COS. En este sentido los mayores aportes se registraron en NG mientras que el manejo agrícola de monocultivo tuvo los menores aportes. Los aportes de C-raíces se relacionaron con la actividad microbiana, la cual a su vez se relacionó con las emisiones de GEI. Éstas fueron favorecidas cuando el contenido hídrico del suelo superó el 40% de poros llenos de agua y con alta concentración de N soluble.

BIBLIOGRAFÍA

- Iake, G.R. & K.H. Hartge. 1986. Bulk density. p. 363–382. En: A. Klute (eds.), Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. SSSA, Madison.
- Bouyoucos, G.J. 1936. Directions for making mechanical analyses of soils by hydrometer method. Soil Sci. 42(3): 225–230.
- Bray, R.H. & L.T. Kurtz. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59(1): 39–46.
- Brookes, P.C. & R.G. Joergensen. 2005. Microbial biomass measurements by fumigation-extraction. p. 77–83. En: Bloem, J., Hopkins, D.W. & Benedetti, A. (eds.), Microbiological methods for assessing soil quality. CABI, Wallingford.
- Chantigny, M. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. Geoderma 113(3–4): 357–380



- Frasier, I., E. Noellemeyer, R. Fernández, and A. Quiroga. 2016. Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. *MethodsX* 3: 513–519.
- Gougoulias, C., J.M. Clark & L.J. Shaw. 2014. The role of soil microbes in the global carbon cycle: Tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems. *J. Sci. Food Agric.* 94(12): 2362–2371.
- Hendershot W.H. & H. Lalonde. 2006. Chapter 18 Ion Exchange and Exchangeable Cations. p. 142–146. En: *Soil Sampling and Methods of Analysis*.
- Högberg, M.N. & P. Högberg. 2002. Extramatrical ectomycorrhizal mycelium contributes one-third of microbial biomass and produces, together with associated roots, half the dissolved organic carbon in a forest soil. *New Phytol.* 154(3): 791–795.
- Kuypers, M.M., Marchant, H.K., Kartal, B. 2018. The microbial nitrogen-cycling network. *Nature Microbiology Reviews* 2. 263-276.
- Kuzyakov, Y. & G. Domanski. 2000. Carbon input by plants into the soil. *Review. J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163(4): 421–431. Ladoni, M., A. Basir, P.G. Robertson & A.N. Kravchenko. 2016. Scaling-up: Cover crops differentially influence soil carbon in agricultural fields with diverse topography. *Agric. Ecosyst. Environ.* 225: 93–103.
- Livingston, G.P. & G.L. Hutchinson. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. En: PA Matson & RC Harriss (eds). *Methods in Ecology. Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions From Soil and Water*. Blackwell Sci., Malden, Mass. 14-51.
- Liu, Y., J. Xin, Y. Wang, Z. Yang, S. Liu & X. Zheng. 2022. Dual roles of dissolved organic nitrogen in groundwater nitrogen cycling: Nitrate precursor and denitrification promoter. *Sci. Total Environ.* 811.
- Parry, M.L., O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden & C.E. Hanson. 2007. IPCC. *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*.
- Robertson, G.P. & P.M. Groffman. 2007. Soil microbiology, ecology and biochemistry. p. 341–364. En: Paul, E.A. (ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. 3rd ed. Elsevier.
- Sakschewski, B., W. von Bloh, V. Huber, C. Müller & A. Bondeau. 2014. Feeding 10 billion people under climate change: How large is the production gap of current agricultural systems? *Ecol. Modell.* 288: 103–111.
- Singh, B.K., R.D. Bardgett, P. Smith & D.S. Reay. 2010. Microorganisms and climate change: terrestrial feedbacks and mitigation options. *Nat. Rev. Microbiol.* 8(11): 779–790.
- Sokol, N.W. & M.A. Bradford. 2018. Efficient From Belowground Than Aboveground Input. *Nat. Geosci.*
- Vance, E.D., P.C. Brookes & D.S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19(6): 703–707.
- Voroney, R., P. Brookes & R. Beyaert. 2006. Soil microbial biomass C, N, P, and S. p. 637–651. En: Carter, M., Gregorich, E. (eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. CRC Press.
- Walkey, A. & I.A. Black. 1934. An examination of the effect of the digestive method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chronic and titration method. *Soil Sci.*

