

Siembra Directa en el SO Bonaerense

**Efectos de largo plazo ...
..de los estudios conjuntos**

**Regional Bahía Blanca de AAPRESID
CERZOS(UNS-CONICET)
Departamento de Agronomía (UNS)
Comisión de Investigaciones Científicas (BA)**

Juan Alberto Galantini (Editor)

Publicación electrónica

Siembra Directa en el SO Bonaerense

Efectos de largo plazo...

..... de los estudios conjuntos

2018

Editado por

Dr. Juan Alberto Galantini

Comisión de Investigaciones Científicas
CERZOS (UNS-CONICET) y
Departamento de Agronomía (UNS)

CERZOS (UNS-CONICET)



Departamento de Agronomía (UNS)



Comisión de Investigaciones Científicas (BA)



Regional Bahía Blanca de AAPRESID



Archivo Digital: ISBN 978-987-778-272-1

Galantini, Juan Alberto

Siembra directa en el SO Bonaerense : efectos de largo plazo de los estudios conjuntos / Juan Alberto Galantini ; compilado por Juan Alberto Galantini. - 1a ed ampliada. - Bahía Blanca : Juan Alberto Galantini, 2018.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga

ISBN 978-987-778-272-1

1. Siembra Directa. 2. Edafología. 3. Agricultura. I. Galantini, Juan Alberto, comp.

II. Título.

CDD 633

Prohibida su reproducción total o parcial, sea texto, tablas o figuras, sin indicar la fuente.

La presente publicación contiene trabajos desarrollados en el Proyecto "Dinámica de las fracciones orgánicas y cambios en la disponibilidad de N, P y agua en suelos bajo siembra directa". Este Proyecto es llevado adelante por investigadores, docentes, profesionales y tesisistas de la Comisión de Investigaciones Científicas, del Departamento de Agronomía (UNS), del CERZOS (UNS-CONICET) y del INTA, junto con los productores de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID y el apoyo de Profertil S.A.

Contenidos y actualización en:

Laboratorio Ecosistemas Naturales y Agropecuarios
[\(LENA – Suelos\)](#)

Información complementaria en:

www.labspa.blogspot.com.ar

o siguiendo los vínculos dentro del texto

Contacto:

Dr. Juan Alberto Galantini
Investigador de la Comisión de Investigaciones Científicas (BA)
CERZOS (UNS-CONICET) - Departamento de Agonomía (UNS)
San Andrés 800
8000 Bahía Blanca, Argentina
juangalantini@gmail.com y jgalanti@criba.edu.ar

En el invierno del 2003, durante la tradicional reunión de los productores de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID en Hogar Funke, se propuso comenzar un proyecto que aportara información local sobre los cambios de la materia orgánica y sus fracciones en siembra directa.

El objetivo productivo, buscar indicadores sensibles que permitieran optimizar el uso de los insumos en esta región semiárida/subhúmeda que con mucha frecuencia se comporta como muy seca o muy húmeda.

El objetivo compartido, interactuar en el proceso de aprendizaje mutuo, donde la ciencia estuviera orientada a resolver problemas concretos planteados por los productores, en los mismos lotes de producción con las más variadas situaciones y manejos, para que las prácticas agronómicas se fueran enriqueciendo con la experiencia de todos.

Quince años después, se concluye la tercera etapa del proyecto. Cada una de estas etapas fue muy activa en la generación de información, en el procesamiento y discusión de los resultados obtenidos, los que fueron analizados en forma conjunta durante las reuniones anuales en las que participaron estudiantes, profesionales y los productores.

Cada etapa estuvo acompañada de una Revista Técnica Especial. Una Revista que compila una parte de la información Técnica obtenida por el grupo de trabajo y Especial, porque es especial para quienes participamos en su realización. Ella representa la síntesis del sacrificio, dedicación y esfuerzo de un gran grupo de colaboradores en una actividad con interacción permanente con los productores. Es el resultado de “los estudios conjuntos durante largo plazo”.

Decenas de estudiantes, técnicos, profesionales, docentes e investigadores han participado aportando su granito de arena. Todos han ido creciendo en experiencia con las actividades de campo, de laboratorio, de discusión interna y en las frecuentes reuniones compartidas.

Con el deseo de que la información presentada sea útil para llevar adelante la noble tarea de producir conservando los recursos en estos ambientes frágiles, hago llegar un sincero reconocimiento a todos los que acompañaron de alguna forma para llegar a esta tercera Revista Técnica Especial.

Juan Alberto Galantini

Tabla de contenido

Generalidades	1
Las fracciones orgánicas del suelo: ¿Por qué y cómo separarlas?.....	2
Nitrógeno del suelo: desde la materia orgánica al cultivo	7
El Sistema Integrado de Diagnóstico y Recomendación (DRIS) para conocer el balance nutricional del trigo	13
Evaluación de la producción de los cultivos de invierno en la Regional Bahía Blanca de AAPRESID (período 1999-2016).....	21
Cambios de largo plazo de los sistemas de labranza	32
Relación entre la calidad de las sustancias húmicas y el ambiente edáfico	33
Balance de nitrógeno en sistemas con diferente labranza.....	39
Efectos de largo plazo de los sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: Efectos sobre la fracción mineralizable.....	46
Balance y dinámica de las formas de fósforo edáfico y su disponibilidad para el trigo	52
Cambios en la estabilidad de agregados de suelos con diferente labranza	61
Rotación de cultivos	68
Dinámica de las formas de fósforo en el suelo y su relación con la productividad del cultivo	69
Formas de fósforo edáfico en diferentes secuencias de cultivos bajo siembra directa	79
Cambios en algunas propiedades químicas edáficas y en productividad de la cebada en rotación con arveja.....	89
Cultivos de cobertura en el monocultivo de soja: producción de biomasa y aporte de nutrientes	99
Cambios en el pH del suelo y en la disponibilidad de fósforo durante la descomposición de residuos de leguminosas.....	107
Captura de carbono por los cultivos de cobertura y su costo hídrico	115
Fertilización de cultivos.....	121
Balance de nitrógeno para el cálculo de la dosis de fertilizante en trigo	122
Efecto del cultivo antecesor y de la fertilización foliar en trigo	128
Determinación de la recuperación y destino del fertilizante foliar en trigo usando la técnica isotópica de ¹⁵ N.....	135
Fertilización del trigo con P y N en siembra directa	141
Residuos agroindustriales biotransformados: un residuo hecho fertilizante, un problema convertido en solución.....	151
Indicadores de la calidad del suelo	157
Las fracciones lábiles del carbono orgánico como indicadores del efecto de los diferentes manejos	158

El carbono orgánico del suelo fácilmente oxidable	167
Indicadores de calidad en suelos con trigo bajo siembra directa.....	173
Factores que afectan la disponibilidad de fósforo en suelos bajo siembra directa del sudoeste bonaerense	180
Calidad del trigo	187
Cambios en el contenido de proteína del trigo exportado por Bahía Blanca.....	188
Fuerza panadera en muestras comerciales de los grupos de calidad	192

Generalidades

La actividad agropecuaria modifica el ambiente natural produciendo cambios en las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo en el corto, mediano y largo plazo. La evaluación del tipo y magnitud de estos cambios requiere de herramientas de diagnóstico adecuadas y calibradas para las particularidades de cada caso.

Las fracciones orgánicas del suelo: ¿Por qué y cómo separarlas?

Juan A. Galantini y Julio O. Iglesias

La materia orgánica es un componente de la biosfera vinculado a funciones ecológicas esenciales y es indispensable para definir la calidad del suelo. Su importancia depende de la cantidad y de la estructura. Por ello, separar las fracciones orgánicas funcionalmente semejantes es clave para conocer mejor el sistema productivo.



Importancia de la materia orgánica

La materia orgánica (MO) es un importante componente de la biosfera vinculado a funciones ecológicas esenciales. Entre ellas, la provisión de nutrientes para los cultivos, el mantenimiento de la calidad del agua, el almacenamiento de Carbono y mitigación de las emisiones de gases efecto invernadero. Sin duda, la MO resulta de vital importancia para definir la calidad del suelo.

La MO es una mezcla compleja de materiales orgánicos derivados de las plantas y animales, junto con sus productos de la transformación biológica. El aporte que hace a las diferentes funciones en las que participa depende de la cantidad y estructura de esa mezcla de componentes.

La MO sido definida como “la fracción orgánica del suelo, excluido los residuos animales y vegetales aun no descompuestos (SSSA, 1997) y se ha utilizado como sinónimo del humus (Schnitzer, 2000). Está compuesta principalmente por C, H, O, N, P y S en cantidades variables, lo que hace difícil una evaluación directa de su contenido en el suelo (Rosell et al., 2001). La mayoría de los métodos analíticos cuantifican el carbono orgánico (CO), con el que se puede estimar la MO utilizando factores adecuados para cada suelo (Galantini et al., 1994). Esta mezcla heterogénea se encuentra constituida por una variedad importante de compuestos de complejidad variable en un continuo estado de transformación. Este material varía desde los residuos de cultivos y animales recientemente incorporados hasta la compleja estructura del humus alcanzada luego de siglos de transformación. Este proceso de transformación de los materiales orgánicos en el suelo es continuo y dinámico. Su característica varía sistemáticamente con tiempo. Los materiales más jóvenes son los biológicamente más activos, aquellos de edad intermedia contribuyen notablemente al estado físico edáfico,

mientras que los más antiguos presentan una marcada influencia sobre la reactividad físico-química del suelo.

Fraccionamiento de la materia orgánica

El contenido de materia orgánica total no es un buen indicador de la calidad o de la fertilidad del suelo, debido a que la mayor parte del material orgánico es estable y a que existen diferencias importantes en su calidad.

Podemos encontrar los más diversos materiales y en todas sus etapas de transformación, y si bien dentro de esta mezcla heterogénea no existen límites definidos, desde el punto de vista conceptual y práctico es importante definirlos.

Es posible definir varios compartimentos discretos con una relación inversa entre su tamaño y su velocidad de descomposición, donde las fracciones más abundantes se descomponen más lentamente. La disponibilidad para los cultivos de cada uno de estos compartimentos dependerá de su composición química, relación C:N, estado de humificación y ubicación dentro de la matriz del suelo (Solins et al., 1999, Balesdent et al., 2000).

En este sentido de la región semiárida pampeana Galantini et al. (1992) observaron sistemas de producción contrastantes tenían pequeñas diferencias en el contenido materia orgánica total pero diferencias significativas en la materia orgánica "joven" o lábil, lo que se reflejaba en un aumento del rendimiento en grano y la cantidad nitrógeno tomada por el cultivo.

Numerosos trabajos han encontrado que el fraccionamiento de la materia orgánica ayuda a detectar diferencias debidas al sistema de labranza, a la rotación de cultivos, cultivos de cobertura, a la fertilización, época del año, etcétera (Galantini y Rosell, 1998; Galantini et al., 2004, 2016; Duval et al., 2015, 2016).

El método ideal

Una separación útil debería permitir aislar fracciones de la MO de forma tal que tengan un significado funcional diferente, que sean sensibles para detectar efectos de corto plazo de los diferentes sistemas de producción, que aporten información relevante sobre el ciclado y la disponibilidad de nutrientes, que permita detectar cambios en el corto plazo en diferentes suelos. Este método aún no existe. Podemos encontrar una amplia variabilidad de métodos destinados a separar fracciones orgánicas con características semejantes. Estos pueden ser químicos, físicos o biológicos.

El fraccionamiento químico se basa en las diferencias en las propiedades de los compuestos orgánicos, como la solubilidad a diferentes pH, la resistencia a diferentes oxidantes o susceptibilidad a la hidrólisis (Tabla 1).

La separación por la diferente solubilidad a pH ácido o básico con la obtención de las sustancias húmicas, es el fraccionamiento químico clásico y utilizado por más tiempo. Desde los primeros trabajos de Achard en 1786 (Hayes, 2009) ha sido ampliamente aplicado y evolucionó en busca de una caracterización cada vez más precisa de la composición de los materiales obtenidos. Sin embargo, existen muchos métodos químicos destinados a separar fracciones orgánicas lábiles o las resistentes.

Entre las más frecuentemente utilizadas están la separación de los carbohidratos solubles o totales (Bongiovanni y Lobartini, Duval et al., 2014; Galantini et al., 2016), Oxidaciones parciales, modificando el método clásico de Walkley y Black (Chan et al., 2001) o utilizando permanganato de potasio (Blair et al., 1995).

En el caso de las fracciones resistentes, la hidrólisis ácida permite separar los materiales orgánicos más recalcitrantes del suelo (Paul et al., 2006).

Tabla 1. Bases para la separación química y las fracciones orgánicas obtenidas

Fraccionamiento químico		
Solubilidad	En agua caliente	CO soluble
	En diferente pH	•Acido Húmico •Acido Fúlvico •Huminas
Resistencia a la oxidación	Dicromato de K H ₂ O ₂ Permanganato de K	CO fácilmente oxidable
Resistencia a la hidrólisis	Hidrólisis ácido H ₂ SO ₄	CO recalcitrante

Tipos de fraccionamiento físico

Se basa características físicas deferenciales de los materiales orgánicos, como el tamaño o la densidad. Desde el punto de vista de su tamaño y densidad la relación entre las partículas orgánicas e inorgánicas se puede esquematizar en la Figura 1. En cuanto a las fracciones orgánicas, en la medida el tamiz utilizado tiene una abertura de malla más grande, el material orgánico será menos transformado, disminuye su complejidad y su tiempo de residencia en el suelo (ciclado más rápido). El limite puede ser fijado arbitrariamente en 50, 100, 200 µm, según los objetivos de la evaluación que se realiza (Galantini, 2005).

Desde el punto de vista de la densidad, el límite puede ser fijado entre 1,8 y 2,2 g cm⁻³, obteniendo material con características diferentes. A menor densidad (el material orgánico tiene una densidad alrededor de 1,5 g cm⁻³), la cantidad de material orgánico es menor y más lábil, se obtiene material menos transformado y libre. Al aumentar la densidad se obtiene mayor cantidad de material orgánico, ya que se incluyen minerales (que tienen densidad alrededor de 2,65 g cm⁻³) que se encuentran en complejos órgano-minerales. Estos métodos físicos son químicamente menos destructivos y sus resultados directamente relacionados con la estructura y función de la MO in situ.

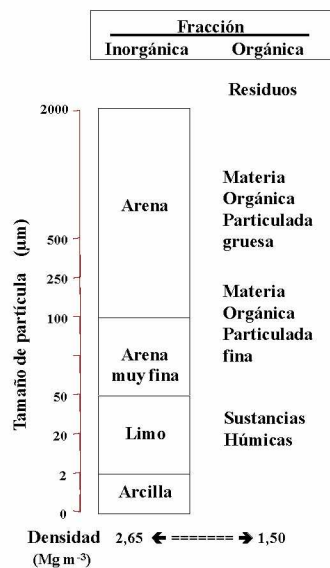


Figura 1. Relación de la fracción orgánica e inorgánica con la densidad y el tamaño de las partículas

Cada uno de los tipos de fraccionamiento tiene sus ventajas y desventajas, por lo que el más adecuado dependerá de los objetivos planteados, de la disponibilidad de recursos, de la realización de análisis complementarios, entre otros. En cada caso se evalúa un aspecto diferente de la MO del suelo, por ello la combinación entre ellos aporta una visión más amplia de los cambios que se producen en el suelo ante diferentes prácticas de manejo (Duval et al., 2016; Galantini et al., 2004, 2014, 2016).

La importancia del conocimiento más detallado de las características de los materiales orgánicos presentes en el suelo será la posibilidad de servir de indicadores o de generar índices para caracterizar el estado del suelo y los efectos de las diferentes prácticas de manejo (Duval et al., 2016). En este sentido, la búsqueda de índices funcionales, precisamente vinculados al funcionamiento del sistema, serán de suma utilidad como herramienta de diagnóstico y monitoreo (Toledo et al., 2014).

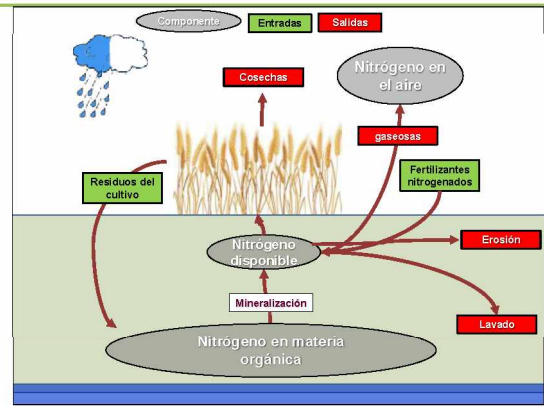
Bibliografía consultada

- Balesdent J., C. Chenu, M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53, 215-230.
- Blair G.J., D.B. Lefory, L. Lise. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural system. *Aust. J. Agric. Res.* 46, 1459-1466.
- Bongiovanni M., J.C. Lobartini, 2006. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma* 136: 660-665
- Chan K.Y., D.P. Heenan, A. Oates. 2001. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil Till. Res.* 63, 133-139.
- Duval M.E., J.A. Galantini; J.O. Iglesias; S. Canelo; J.M. Martínez, L.G. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* [131, 11-19](#).
- Duval M.E., E. de Sa Pereira, J. Iglesias, J.A. Galantini. 2014. Efecto de diferentes manejos sobre las fracciones orgánicas en un Argiudol. *Ciencia del Suelo* [32\(1\) 105-115](#).
- Duval M.E., J.A. Galantini, J.M. Martínez, F.M. López, L. Wall. 2016. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. *Soil Till. Res.* [159: 9-22](#).
- Galantini J.A., M.E. Duval; J.O. Iglesias, H. Kruger. 2014. Continuous wheat in semiarid regions: Long-term effects on stock and quality of soil organic carbon. *Soil Sci.* [179, 284-292](#).
- Galantini J.A., N. Senesi; G. Brunetti, R.A. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* [123, 143-153](#).
- Galantini J.A., R.A. Rosell, J.O. Iglesias. 1994. Determinación de materia orgánica en fracciones granulométricas de suelos de la región semiárida bonaerense. *Ciencia del Suelo* [12, 81-83](#).
- Galantini J.A., R.A. Rosell, A.E. Andriulo, A.M. Miglierina, J.O. Iglesias. 1992. Humification and N mineralization of crop residues in semi-arid Argentina. *Sci. Total Environ.* [117/118, 263-270](#).
- Galantini J.A., M. Duval, J.M. Martínez, V. Mora, R. Baigorri, J.M. García-Mina. 2016. Quality and quantity of organic fractions as affected by soil depth in an argiudoll under till and no-till systems. *International Journal of Plant & Soil Science* 10(5): doi: [10.9734/IJPSS/2016/25205](#)
- Galantini J.A., N. Senesi, G. Brunetti, R. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* [123: 143-152](#).
- Galantini J.A., R.A. Rosell, G. Brunetti, N. Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo* [20 \(1\) 17-26](#).
- Hayes M.H.B. 2009. Evolution of concepts of environmental natural nonliving organic matter. *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems*. Wiley, Hoboken, 1-39.
- Paul E.A., S.J. Morris, R.T Conant, A.F. Plante. 2006. Does the acid hydrolysis-incubation method measure meaningful soil organic carbon pools? *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 1023-1035.
- Rosell R.A., J.C. Gasparoni, J.A. Galantini. 2001. Soil organic matter evaluation. In *Assessment Methods for Soil Carbon* (Ed. R. Lal et al.). [Chapter 21, pp. 311-322](#).
- Schnitzer M., 2000. A lifetime perspective on the chemistry of soil organic matter. *Adv. Agron.* 68: 1-58.
- Soil Science Society of America. 1997. Glossary of soil science terms. Rev. SSSA, Madison, WI.
- Toledo M., J.A. Galantini, S. Vazquez, E. Ferreccio, S. Arzuaga, 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ciencia del Suelo* [31\(2\) 201-212](#).

Nitrógeno del suelo: desde la materia orgánica al cultivo

Juan Manuel Martínez y Juan A. Galantini

Una cantidad importante del nitrógeno que toma el cultivo proviene de la materia orgánica del suelo. Una parte estará disponible al momento de la siembra (nitratos y amonio) y otra se liberará con la descomposición de la materia orgánica durante el ciclo del cultivo. El diagnóstico de la necesidad de fertilización debe contemplar ambos aportes para mejorar la eficiencia de uso de este nutriente, aumentar la productividad y minimizar efectos ambientales adversos.



El SO Bonaerense se caracteriza por la erraticidad en las precipitaciones, donde el promedio anual que oscila entre 500 a 700 mm, con gran variabilidad de ocurrencia y dos picos anuales tanto en el otoño como en la primavera (Glave, 2006). Debido a estas características climáticas, la optimización de la aplicación de fertilizantes es más difícil en las regiones semiáridas y subhúmedas. En estos casos, adecuar las aplicaciones a las condiciones de fertilidad particulares y al potencial de rendimiento esperado permitiría optimizar la fertilización. El diagnóstico de la necesidad de fertilizante nitrogenado del cultivo debería contemplar tanto la disponibilidad de nitrógeno (N) inorgánico en el suelo al momento de la siembra como el que se mineralizaría durante la estación de crecimiento del cultivo.

Ciclo del nitrógeno

El ciclo del N reviste gran complejidad por la gran cantidad de interacciones entre las principales fuentes y flujos frente a las condiciones variables del suelo y de la planta. Las transformaciones más importantes en este ciclo biogeoquímico dentro de los sistemas productivos son la mineralización, inmovilización y las pérdidas por las diferentes vías. La mineralización de N de la materia orgánica (MO), que consiste en la transformación del N orgánico a formas asimilables por las plantas, es uno de los aspectos de mayor importancia desde punto de vista productivo, económico y ambiental.

Metodologías para medir la mineralización

La mayoría de las estimaciones del aporte por mineralización se basan en incubaciones aeróbicas, con condiciones controladas por períodos prolongados. Esta metodología permite

determinar la fracción del N del suelo que es susceptible de ser transformada a formas minerales, también denominada nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0). El N_0 es la fracción del N orgánico considerada como una estimación estandarizada de la mineralización potencial del suelo (Stanford & Smith, 1972).

Desde largo tiempo se han desarrollado diversos métodos químicos y biológicos, rápidos y sencillos para identificar el potencial de mineralización proveniente del N orgánico, que han tenido diversos niveles de éxito. Entre los métodos químicos, podemos citar al obtenido mediante una extracción química con soluciones salinas débiles y soluciones más fuertes (Gianello & Bremner, 1986), con posterior destilación. En las zonas semiáridas la determinación de $N-NO_3$ es comúnmente utilizada para estimar los requerimientos de fertilizante nitrogenado. Considerando zonas con limitaciones hídricas, donde la lixiviación puede ser menor, Spargo et al. (2009) han recomendado a este como un indicador promisorio del potencial de mineralización. Los extractantes químicos no pueden emular la acción de los microorganismos, ni logran incluir factores ambientales. En cambio, los índices biológicos como lo son las incubaciones anaeróbicas, son importantes debido a su sensibilidad y rápida respuesta para evidenciar cambios que se producen en el suelo por el manejo (Fabrizzi et al., 2003). Por otra parte, los métodos a campo tienen el potencial de incluir los efectos de los factores que regulan en la tasa de mineralización. Debido a esto podrían ser más certeros, porque además de que integran los factores ambientales, también incluyen la calidad del sustrato. La principal desventaja que presentan es la especificidad de los datos para sitios y condiciones climáticas específicas (Nyiraneza et al., 2011). Por tanto, es útil comparar índices de mineralización de N del suelo con la disponibilidad de una medida basada en ensayos a campo. El objetivo de este trabajo fue evaluar diferentes metodologías para determinar el N potencialmente mineralizable, evaluar la relación con los diferentes indicadores con el N_0 y evaluar cuáles son los principales factores que lo afectan.

Aspectos metodológicos

Durante los años 2010, 2011 y 2012 se muestrearon nueve lotes de productores, donde se realizaron ensayos de fertilización de N sobre trigo (*Triticum aestivum* L.) con dosis variables aplicadas al momento de la siembra. Previo a la siembra del cultivo, se recolectaron muestras de suelo de 0-20 y 20-60 cm de profundidad en lotes de productores de la Regional AAPRESID-Bahía Blanca, ubicados en el SO de la Región Pampeana (Figura 1). Se determinaron las fracciones orgánicas: carbono orgánico total (COT), N total (Nt), carbono

orgánico (COP) y N orgánico particulado (NOP) mediante fraccionamiento físico por tamaño de partícula (malla de 53 μm) (Duval et al., 2013) y determinación del C y N por combustión seca. Las características de los suelos muestreados se detallan en la Tabla 1.

Se realizó la incubación aeróbica de largo plazo (21-24 semanas), y luego se determinó por modelos no lineales el N_0 (Stanford & Smith, 1972). Además, se realizaron dos metodologías rápidas para estimar la mineralización potencial de N de los suelos - una biológica y otra química- y se determinó la concentración N en forma de nitratos ($N\text{-NO}_3$). La metodología biológica, se basó en una incubación anaeróbica (Nan) del suelo con agua durante 7 días a 40°C (Waring & Bremner, 1964), mientras que la química (Nhid), en una hidrólisis del suelo con KCl 2M a 100°C durante 4 hs (Gianello & Bremner, 1986). La mineralización a campo, se calculó mediante el método del balance en las parcelas sin aplicación de N (Álvarez & Steinbach, 2010). Al final del ciclo del cultivo se obtuvieron muestras de biomasa para estimar el rendimiento de materia seca aérea. Sobre el material vegetal se determinó el N total mediante el método Kjeldahl (Bremner, 1996), a partir del cual se estimó el N total en los residuos de cosecha para cuantificar la extracción total de N (kg ha^{-1}) por la planta. Se determinó el N inorgánico en 0-60 cm al momento de la siembra del cultivo y en madurez fisiológica. Las pérdidas de N del suelo fueron consideradas como insignificantes, ya que la lixiviación, desnitrificación y volatilización fueron despreciables por las condiciones climáticas y las edáficas. Se utilizó la siguiente ecuación:

$$N_{\text{min}} (\text{kg ha}^{-1}) = (N_{\text{if}} + N_{\text{abs}}) - (N_{\text{ii}})$$

N_{min} = Mineralización aparente de N

N_{if} = N inorgánico final (cosecha)

N_{ii} = N inorgánico inicial (siembra)

N_{abs} = N absorbido por cultivo trigo a madurez fisiológica en parte aérea y raíz

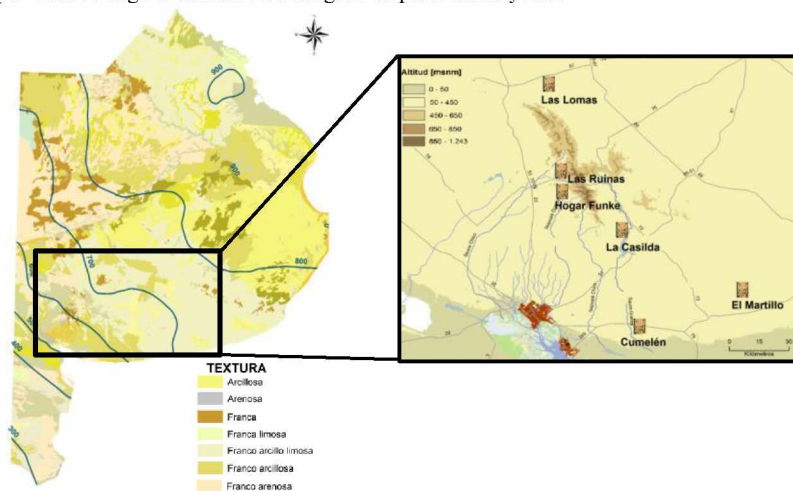


Figura 1. Ubicación de los sitios muestreados según textura y altitud.

Tabla 1. Características generales de los sitios muestreados

Año	Localidad	Establecimiento	Clasificación taxonómica	Pp.	COT	Nt	COP	NOP
				mm				
2010	Tornquist	Hogar Funke (T1)	Argiudol Típico	695	14,6	1,4	8,4	0,42
2010	Las Oscuras	Cumelén (LO1)	Argiustol Típico	533	13,9	1,3	3,4	0,19
2010	Tornquist	Las Ruinas (T2)	Argiudol Típico	550	13,5	1,2	5,6	0,41
2011	Las Oscuras	Cumelén (LO2)	Argiustol Típico	470	13,2	1,2	0,9	0,14
2011	Cnel Dorrego	El Martillo (CD)	Argiustol Típico	648	16,5	1,5	2,8	0,27
2011	Tornquist	Hogar Funke (T3)	Argiudol Típico	777	13,8	1,4	2,6	0,14
2012	Las Oscuras	Cumelén (LO3)	Argiustol Típico	624	13,7	1,2	2,2	0,17
2012	Pigue	Las Lomas (P)	Argiudol Típico	1045	34,0	2,6	8,4	0,61
2012	Saldungaray	La Casilda (S)	Argiustol Típico	694	15,5	1,3	3,9	0,33

Pp. Precipitaciones anuales medias; COT, carbono orgánico total; Nt, N total de los suelos; COP, carbono orgánico particulado; NOP, nitrógeno orgánico particulado.

Resultados y discusión

Los resultados de los índices estudiados se encuentran en la Tabla 2. Se encontraron rangos amplios en los valores de N_0 con valores máximos de 215,3 mg kg⁻¹ y mínimos de 29,9 mg kg⁻¹. Estos valores se encuentran en los citados por otros autores (Nyiraneza et al., 2011). Considerando un valor promedio de densidad aparente de estos suelos de 1,3 Mg m⁻³ y la capa de suelo muestreada (0-20 cm), estos resultados indicarían un potencial de N mineralizable que oscilaría entre 77 y 560 kg N ha⁻¹. Teniendo en cuenta que en estas regiones los rendimientos promedios de los cultivos mayormente utilizados (trigo y cebada (*Hordeum vulgare* L.)) son de aproximadamente 2000 kg ha⁻¹, y de acuerdo a los requerimientos de N de los cultivos (33 y 22 kg N por tonelada de grano para trigo y cebada, respectivamente), los aportes de N provenientes de la mineralización realizarían un aporte importante en los cultivos preponderantes de estas región. Los demás indicadores demostraron una gran variabilidad similar a la hallada en el N_0 , lo que demuestra que a pesar de que los suelos son de una misma región poseen variabilidad en las propiedades edáficas.

Tabla 2. Indicadores de la mineralización de nitrógeno de los sitios muestreados

Establecimiento	N_0	Nan	Nhid	N-NO ₃	Nmin	Nabs
	mg kg ⁻¹				kg ha ⁻¹	
T1	153,3	41,5	67,2	11,2	53,9	40,9
T2	139,0	25,2	10,7	27,5	66,9	45,9
T3	117,5	99,4	36,9	18,2	146,2	37,7
LO1	109,4	42,5	34,5	23,3	61,1	117,0
LO2	29,9	32,2	25,7	14,0	73,1	31,1
LO3	50,0	27,1	25,2	20,3	41,2	66,9
CD	130,3	61,1	34,1	17,7	141,4	87,4
P	215,3	70,9	47,1	23,1	35,6	62,9
S	113,2	74,2	46,2	25,2	48,7	59,1

N_0 : N potencialmente mineralizable; Nan, N anaeróbico; Nhid, N lábil químico menos el N inicial; N-NO₃, N de nitratos; Nmin, mineralización aparente de N; Nabs, N absorbido por trigo en madurez fisiológica.

Cuando se evaluaron las relaciones entre el N_0 con los indicadores de mineralización, se hallaron correlaciones significativas ($p < 0,05$) del N_0 solamente con N_{an} ($r = 0,39$) y con N_{hid} ($r = 0,41$). Sin embargo, no se hallaron asociaciones con los demás indicadores químicos y biológicos determinados en campo. A pesar de estas relaciones, el coeficiente de determinación (R^2) en ambos casos fue bajo ($R^2 < 0,17$), por lo que no se podrían utilizar estos indicadores para estimar el N_0 . Esto podría deberse a que las diferentes metodologías extraen diferentes *pooles* del N orgánico. Con respecto a las determinaciones a campo, las escasas relaciones halladas con el N_0 podrían ser resultado de las condiciones climáticas imperantes, condicionan los rendimientos del cultivo y no dejan expresar su potencial, por lo que la disponibilidad de N en el suelo puede no repercutir sobre la producción ni el N absorbido del cultivo. En esto radica el interés de aplicar los métodos a campo, en las regiones semiáridas y subhúmedas, principalmente por las condiciones climáticas particulares. Cabe destacar que los estudios a campo son esenciales para lograr calibraciones correctas de los métodos biológicos y químicos (Rice & Havlin, 1994).

Se procedió a analizar las relaciones entre el N_0 con las fracciones orgánicas, resultando en relaciones altamente significativas ($p < 0,001$) con todas las fracciones orgánicas evaluadas. Las regresiones lineales del N_0 con COT y N_t demostraron R^2 moderados a bajos ($R^2 < 0,56$); sin embargo, se obtuvieron elevados R^2 con las fracciones orgánicas particuladas (Figura 2) ($R^2 = 0,75$ y $0,74$ para COP y NOP, respectivamente). La alta relación encontrada del N_0 con las fracciones orgánicas más lábiles coincide a lo hallado por Martínez et al. (2017) y se debe a que estas incluyen los microorganismos del suelo y sus productos (Benbi et al., 2012), los que pueden afectar la mineralización de N. Además, es importante destacar que las fracciones particuladas son de alta labilidad y pueden liberar nutrientes en el corto plazo (Galantini & Landriscini, 2007), por lo que estas relaciones serían esperables.

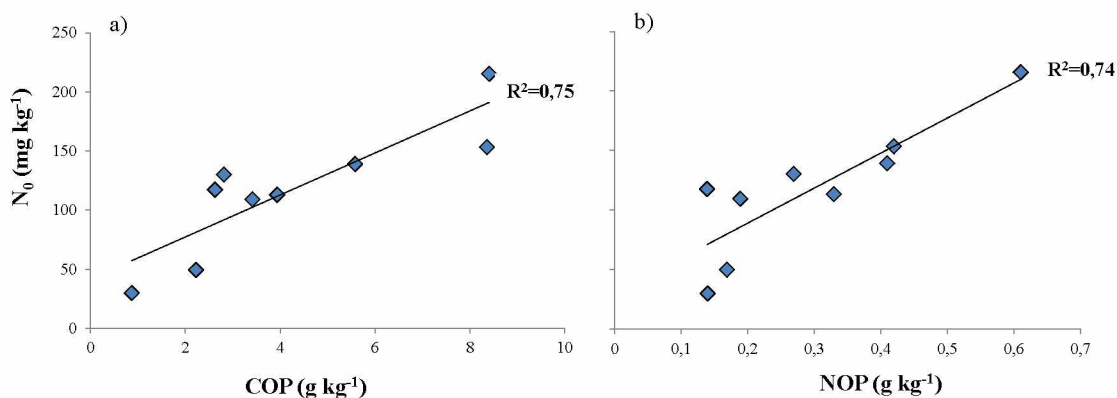


Figura 2. Relaciones lineales entre el N potencialmente mineralizable y a) el carbono orgánico particulado y b) el N orgánico particulado.

Conclusiones

Ninguno de los indicadores químicos y biológicos en laboratorio o a campo por sí solos, permitieron estimar el N_0 de manera certera. El uso de algunos de estos indicadores para los suelos de esta región podría presentar sesgos sobre el valor real, ya que debido a las condiciones imperantes, los valores potenciales de N pueden no traducirse en disponibilidad para los cultivos. Sin embargo, las fracciones particuladas de la MO (COP y NOP) estimaron de manera correcta el N_0 . Esto demuestra la importancia del estudio de estas fracciones lábiles de la MO en esta región con limitaciones en la disponibilidad hídrica.

Bibliografía consultada

- Alvarez R.; H.S. Steinbach. 2010. Modeling apparent nitrogen mineralization under field conditions using regressions an artificial neural networks. *Agron. J.* 103, 1159-1168.
- Benbi D.K.; A.S. Toor; S. Kumar. 2012. Management of organic amendments in rice-wheat cropping system determines the pool where carbon is sequestered. *Plant Soil* 360, 145-162.
- Bremner J.M. 1996. Nitrogen- Total. In: Sparks D.L. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Chapter 37.* Pp. 1085-1121. ASA; SSSA; CSSA, Madison. Wisconsin, Estados Unidos.
- Duval M.E.; J.A. Galantini; J.O. Iglesias; S. Canelo; J.M. Martinez; L. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* [131; 11-19](#).
- Fabrizzi K.; A. Morón; F. Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1831-1841.
- Galantini J.A.; M.R. Landriscini. 2007. Equilibrio y dinámica de las fracciones orgánicas del suelo: Relación con la fertilidad del suelo y la sustentabilidad del sistema. En: Thuar A. et al (eds.). *De la Biología del Suelo a la Agricultura.* Pp. 229-245. Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.
- Gianello C.; J.M. Bremner. 1986. Simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 17, 195-214.
- Glave A. 2006. Influencia climática en el sudoeste bonaerense y sudeste de La Pampa. *Acaecer* 31, 18-23.
- Haynes R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Adv. Agron.* 85, 221-268.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. [Soil Till. Res. 169, 71-80](#).
- Nyiraneza J.; B.J. Zebarth; N. Ziadi; D.L. Burton; C.F. Drury; S. Bittman; C.A. Grant. 2011. Prediction of soil nitrogen supply in corn production using soil chemical and biological indices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76, 925-935.
- Rice C.; J. Havlin. 1994. Integrating mineralizable N indices into fertilizer nitrogen recommendations. In: Havlin J. et al. (eds.) *Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendation.* 1-13. SSSA, Madison, WI, USA.
- Spargo J.T.; M.M. Alley; W.E. Thomason; S.M. Nagle. 2009. Illinois soil nitrogen test for prediction of fertilizer nitrogen needs of corn in Virginia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 434-442.
- Stanford G.; S. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 465-472.
- Waring S.A.; J.M. Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature* 201, 951-952.

El Sistema Integrado de Diagnóstico y Recomendación (DRIS) para conocer el balance nutricional del trigo

María Rosa Landriscini y Juan A. Galantini

El método DRIS integra el balance nutricional de la planta, teniendo en cuenta la disponibilidad del suelo, los factores meteorológicos y los cambios durante el desarrollo del cultivo, permitiendo detectar los nutrientes más necesarios para lograr mayor eficiencia en la fertilización.



El sistema DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System) representa un enfoque holístico sobre la nutrición mineral de los cultivos y está constituido por un conjunto de normas (Walworth y Sumner, 1987). Estas normas representan la calibración de la composición del tejido de la planta, composición del suelo, elementos ambientales y prácticas agronómicas en función de los rendimientos de un cultivo. Fue aplicado inicialmente por Beaufils (1973) para el cultivo de caucho.

La técnica DRIS es un método alternativo que evalúa el análisis foliar de un cultivo, usando las relaciones entre nutrientes en vez de cada nutriente en particular. Confronta las relaciones de concentración obtenidas con las correspondientes a poblaciones de rendimiento máximo u óptimo, a las que denomina Normas DRIS para esos nutrientes y cultivos. A partir de ellas, el método provee un medio para ordenar las relaciones de nutrientes en expresiones llamadas Índices DRIS, los cuales producen el orden de requerimientos nutricionales (ORN). Los índices permiten clasificar los factores de rendimiento según su importancia relativa.

Matemáticamente, los índices se basan en la desviación media de cada relación respecto a su valor óptimo. Por ello, el Índice DRIS óptimo debería ser cero para cualquier nutriente. Los índices negativos indican deficiencias relativas mientras que los positivos excesos respecto a los nutrientes considerados en el diagnóstico (Sumner, 1975).

Normas DRIS

El primer paso en la implementación del DRIS es realizar una comparación entre una muestra cualquiera y un patrón o estándar, el cual ha sido denominado Norma (Malavolta et al., 1997). El método se basa en el muestreo generalizado de un cultivo, para obtener una muestra representativa de la cual se obtienen las normas, a partir de un gran número de sitios, campos de producción o terrenos experimentales, por lo que la técnica produce un gran número de

observaciones, las cuales en conjunto, pueden ser consideradas como componentes de un gran experimento de campo, replicado en el tiempo y el espacio (Walworth y Sumner, 1987; Bishop y Mac Eachern, 1971).

Para desarrollar las Normas DRIS de una región, se debe utilizar una muestra representativa de un gran número de sitios al azar bajo diferentes condiciones ambientales y de manejo. Se deben tomar muestras de hojas para su análisis y registrar el rendimiento (Sumner, 1986). Para el caso del trigo, se estableció un banco de muestras provenientes de sitios experimentales, estudios de campo o en macetas, tanto de productores particulares como de instituciones. Se coleccionaron 1108 grupos de análisis foliares para N, P, K y S y sus respectivos rendimientos en granos. El grupo de datos o poblaciones de observaciones fue dividido en 2 subgrupos: de alto y de bajo rendimiento (mayores y menores de 2600 kg ha⁻¹). El origen de la base de datos usados para seleccionar las expresiones de nutrientes afectará profundamente el éxito de la metodología DRIS.

Cálculo de los Índices DRIS

El sistema de diagnóstico DRIS provee una forma matemática de ordenar un gran número de relaciones entre nutrientes, en índices nutricionales interpretables (Landriscini et al., 1997).

Interpretación de los Índices Nutricionales DRIS

Con respecto a los valores de los índices DRIS, cuando se encuentran entre ± 15 sugerirán un buen balance nutricional en la planta (Sumner, 2001). Al ordenarse los índices desde el más negativo al más positivo, se muestra el nivel relativo de balance en la planta, el nutriente más negativo será el más limitante, caso contrario para el más positivo, corresponderá al elemento con la menor necesidad relativa. El DRIS identifica el orden de limitación de los elementos, aun cuando todos estén presentes en concentraciones suficientes. Contrariamente un índice altamente positivo indicará que ese elemento está presente en cantidades relativamente excesivas.

El Índice de Balance Nutricional (IBN) se calcula a partir de la suma, en valor absoluto, de los índices y es una medida del balance relativo de los nutrientes analizados. Este balance mejora cuando los IBN se acercan al valor cero. El resultado, es un indicador del rendimiento máximo accesible, pero será necesario información complementaria (ambiente, plagas, otros nutrientes, etc.) para completar la ecuación y predecir el rendimiento actual.

La principal ventaja del sistema DRIS sobre otros métodos es su habilidad para realizar diagnósticos foliares independientemente de la edad, variedad y parte de la planta utilizada.

Para mejorar la precisión del diagnóstico DRIS sería necesario establecer normas provenientes de estudios regionales y locales que tomen en cuenta la variabilidad de los nutrientes en los cultivos estudiados (características climáticas, nivel de producción, etc.). Por otro lado, los déficit hídricos que afectan el crecimiento o el rendimiento del cultivo pueden interferir significativamente sobre los resultados obtenidos.

Otra ventaja es que se determina la secuencia en la cual cada nutriente es limitante, el DRIS permite ordenar los nutrientes en forma secuencial de acuerdo a su grado o nivel de limitación del rendimiento del cultivo.

El sistema DRIS puede visualizarse como una técnica de regresión modificada que usa líneas limitantes de un grupo incompleto de variables independientes para describir la variable dependiente, el rendimiento.

Obtención de Normas DRIS Regionales

Desde 1987 se desarrollaron estudios para evaluar la concentración de nutrientes en diferentes momentos del ciclo del trigo en la región semiárida pampeana. Se han realizado evaluaciones del balance nutricional aplicando la metodología DRIS relacionándolas con diferentes pautas de manejo y niveles de rendimiento.

Los primeros estudios internacionales aplicando las normas DRIS con N, P, K y S en trigo presentaron resultados alentadores (Sumner, 1981). En nuestro país existe escasa información sobre niveles de S en tejido vegetal y el balance con los otros nutrientes, especialmente en la región semiárida pampeana. Estudios preliminares mostraron diferencias en los patrones de absorción de S en varias rotaciones con trigo (Rosell et al., 1987) y evidenciaron algunos desbalances en relación con el N, P y K (Landriscini y Galantini, 1999; Rosell et al., 1992).

Se crearon Normas Regionales a partir de 700 análisis (N, P y K) de plantas de trigo provenientes de diferentes ensayos llevados a cabo en la región de Bahía Blanca en el período 1986 a 1992 (Landriscini et al, 1990, 1992 y 1997). Para la obtención de las normas se aplicó la metodología propuesta por Sumner (1977, 1981). Se dividió a la población en dos subpoblaciones; una de bajos (menores de $2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, B) y otra de altos rendimientos (mayores de $2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, A). Se realizaron todas las combinaciones posibles de relaciones entre variables para verificar cuales de ellas aportaron significativamente a la variabilidad de

las subpoblaciones. El grupo de expresiones seleccionadas coincidió con las utilizadas por la bibliografía internacional.

Ejemplos de la Región Semiárida Pampeana

1. Efecto del momento de muestreo del trigo en dos sistemas de producción

Los Sistemas de producción utilizados fueron: Agricultura permanente con trigo (TT) y Rotación trigo con leguminosa (TL). Se muestreó la planta durante los estadios fenológicos del trigo: 5 hojas (F 2); 1^{er} nudo visible (F 6); botón floral o booting (F 9-10) y grano acuoso (F 10.5.4) (Landriscini y Galantini, 2016).

Basándose en las pautas propuestas para la interpretación de los índices, se observó que la deficiencia de N (índices entre -15 y -25) fue creciendo a medida que el cultivo se desarrollaba, disminuyendo en el último muestreo (F 10.5.4). Los índices de P se mantuvieron con valores altamente positivos reflejando un posible exceso nutricional (índices mayores de +25). El K mostró índices negativos pero se mantuvieron dentro del intervalo de normalidad o balance (índices entre ± 15) a lo largo del ciclo a excepción del muestreo de grano acuoso donde se observaron diferentes grados de deficiencia relativa (índices menores de -25). El balance nutricional mostró que el N fue el nutriente más deficiente seguido por el K y el P ($N > K > P$). El orden de requerimientos nutricionales permaneció constante a lo largo del ciclo no observándose cambios por efecto de la rotación de cultivos. El Índice de Balance Nutricional (IBN) mostró valores ascendentes en la medida que el ciclo del trigo avanzó, sin diferencias notables entre los sistemas de producción (Figura 1).

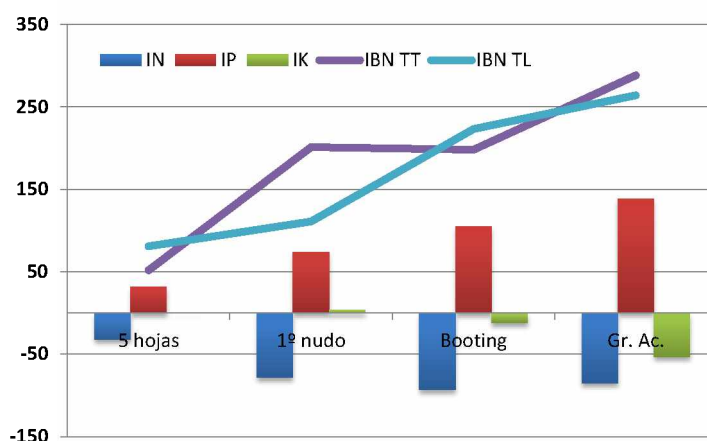


Figura 1. Evolución del IBN en cuatro momentos del ciclo del trigo.

2. Evolución regional de la concentración foliar de diferentes partes de la planta de trigo durante tres años

El estudio se realizó en tres áreas de la región semiárida bonaerense (Bahía Blanca, Cabildo y Bordenave), durante los años 1984-1986. Se aplicó el método DRIS para la determinación del balance nutricional de N, P y K en plantas de trigo muestreadas en encañazón (F 10) (planta entera) y en floración (F 10.5.1) (2° y 3° hoja).

El N fue en casi todos los casos el nutriente más deficiente independientemente de la parte de la planta o el momento en que fue muestreada. El muestreo de hojas indicó mejor balance nutricional (IBN) que el de planta entera, siendo este último más representativo del estado nutricional del cultivo (Figura 2).

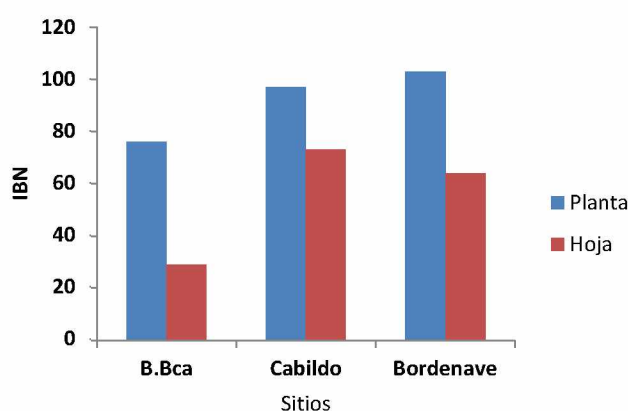


Figura 2. Evolución del IBN en planta entera y en hojas, en tres sitios experimentales.

3. Efecto de dosis crecientes de N en trigo

Se realizó un ensayo en el año 2004 sobre un lote de trigo ubicado en el Establecimiento Cumelén, partido de Coronel Dorrego (38° 48' S; 61° 37' O) que integra la red de ensayos de fertilización de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID. La fertilización consistió en tres dosis de N (como urea): 0, 50 y 100 kg N ha⁻¹.

Las plantas fueron muestreadas en elongación (1°-2° nudo, Feekes 6-7). Se determinó el contenido de nutrientes (N-P-K-S) y la producción de materia seca total aérea (MSta). A partir de ellos se aplicó la metodología DRIS para determinar los índices de cada uno de los nutrientes, el orden de requerimientos nutricionales (ORN) y el índice de balance nutricional (IBN) relativos.

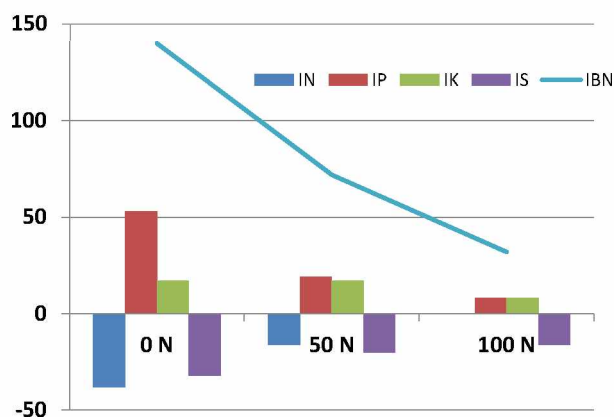


Figura 3. Índices de N, P, S e IBN en parcelas de trigo con dosis de N

En términos generales, el orden de deficiencias relativas tuvo al N como el elemento más deficiente y en segundo lugar al S, al menos hasta la etapa temprana de crecimiento. El índice de N (IN) fue siempre negativo y las dosis ascendentes de N mejoraron la deficiencia hasta ser 0 con 100 kg N ha⁻¹. El S fue el nutriente que siguió en el orden de requerimientos nutricionales, mostrando deficiencias que oscilaron desde -32 hasta -16 (Figura 3). Es evidente que la metodología fue sensible para detectar las diferencias de nutrición del cultivo. Además, la aplicación de un nutriente modificó el balance con el resto de los nutrientes considerados. Esto confirma que la aplicación de fertilizantes destinadas a obtener la máxima productividad deben ser balanceada y teniendo en cuenta la disponibilidad en el suelo. El IBN decreció con valores de 140 (0N) a 32 (100N). La importancia del IBN es que reflejó el grado de desbalance entre los nutrientes considerados, aspecto que está ligado a su rendimiento final. Se encontró una relación altamente significativa ($R^2= 0,88$ $p\leq 0,001$) entre el IBN y el rendimiento en grano a cosecha (Figura 4a). Ante condiciones adversas los desbalances detectados por la metodología podrían no reflejarse en el rendimiento en grano, pero deberían considerarse para el cultivo siguiente.

4. Fertilización con N y S en trigo.

En 2011 se llevó a cabo un ensayo de fertilización con N y S en trigo en el sudoeste bonaerense de la provincia de Buenos Aires en el partido de Cnel. Dorrego (El Perdido). Se aplicaron tres dosis de N y 3 dosis de S, a la siembra. Se tomaron muestras de planta para evaluar la producción de biomasa aérea en el estadio de booting (F6). En las mismas se determinó la concentración de N, P, K y S totales. A cosecha se determinó el rendimiento de materia seca total y de grano y algunos parámetros asociados al rendimiento. Se aplicó la metodología DRIS utilizando las normas internacionales.

La aplicación de N modificó los índices haciéndolos menos negativos. Por otro lado, la fertilización con NS disminuyó el índice de S y el de N, mostrando balances nutricionales con valores decrecientes respecto al testigo. De esta forma, la aplicación combinada resultó en un mejor balance nutricional. Se observó buena asociación entre el balance nutricional y los rendimientos del grano ($R^2 = 0,61$) (Figura 4b), reflejando el beneficio de la fertilización combinada con los principales nutrientes necesarios para la nutrición del trigo.

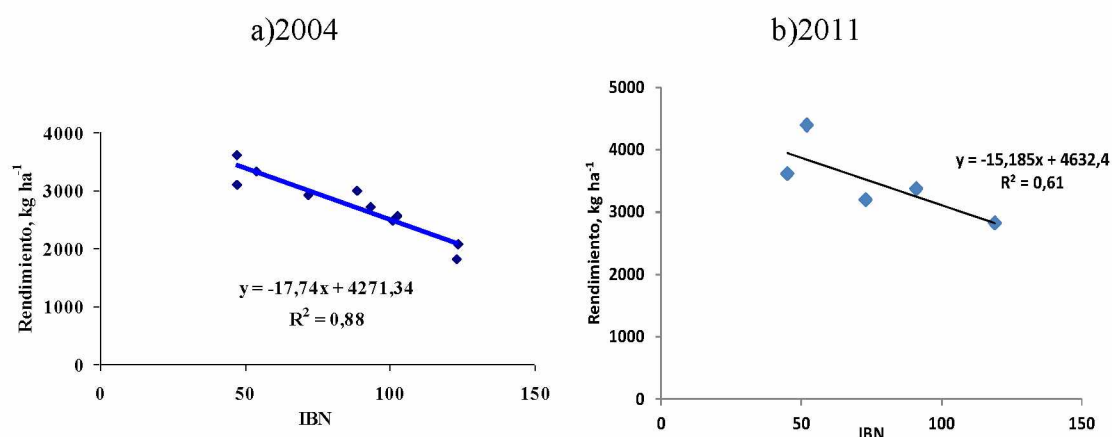


Figura 4. Relación entre el Índice de Balance Nutricional y el rendimiento en grano a cosecha durante el año 2004 y 2011.

Consideraciones finales

La metodología DRIS detecta diferencias en la disponibilidad de los nutrientes analizados y las expresa en forma relativa.

La amplitud de la base de datos puede ser determinante de los resultados obtenidos.

La metodología DRIS debe ser utilizada como una herramienta más en el diagnóstico, dentro de un contexto que considere el análisis de suelo y demás datos de la población en evaluación.

Agradecimientos

Los autores agradecen a las empresas Profertil Nutrientes y Bunge por el aporte de fertilizantes y al Sr. Javier Irastorza (Regional Bahía Blanca - AAPRESID), por ceder su establecimiento para la realización del ensayo.

Bibliografía consultada

- Beaufils E.R. 1973. Diagnosis and recommendation integrated system (DRIS). A general scheme for experimentation and calibration based on principles developed from research in plant nutrition. *Soil Sci. Bull.* 1, 130 pp. Univ. of Natal, Pietermaritzburg, South Africa.
- Bishop R.F., C.R. Mac Eachern. 1971. *Can. J. Soil Sci.* 51:1.
- Galantini J.A., M.R. Landriscini, R.A. Rosell. 2000. Patrones de acumulación, balance y partición de nutrientes en diferentes sistemas de producción de trigo. [Revista de Investigaciones Agropecuarias \(RIA-INTA\) 29 \(2\) 99-110](#)
- Galantini J.A. 2001. Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiárida pampeana. [Revista de Investigaciones Agropecuarias \(RIA-INTA\) 30 \(1\) 125-146](#)
- Landriscini M.R., J.A. Galantini, J.O. Iglesias, R.A. Rosell, A.E. Glave. 1990. Balance de N, P y K en trigo en diferentes sistemas de producción en la región semiárida bonaerense. II Congreso Nacional de Trigo. Capítulo I, 245-253. Pergamino.
- Landriscini M.R. 1992. Nivel de nutrientes edáficos y foliares en trigo en la región semiárida pampeana. Tesis de Magister en Ciencia del Suelo. UNS. Bahía Blanca.
- Landriscini M.R., J.A. Galantini, R.A. Rosell. 1997. Determinación de normas para la aplicación del sistema DRIS en cultivo de trigo de la región semiárida bonaerense. [Ciencia del Suelo 15: 17-21](#).
- Landriscini M.R., J.A. Galantini. 1999. Fertilización con nitrógeno y azufre en trigo en la región semiárida pampeana. XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucumán, 21 al 23 de Abril. Pág. 69.
- Landriscini M.R., J.A. Galantini. 2016. Diagnóstico Nutricional en el Cultivo de Trigo. Aplicación de la metodología DRIS en la región semiárida bonaerense de Argentina. Editorial Academica Española, 47 pp Verlag ISBN 978-3-8417-5762-3, 55 págs
- Malavolta E.; G. Vitti, S. Oliveira. 1997. Avaliação do Estado Nutricional das Plantas. Princípios e Aplicações. 2. Ed. Piracicaba: POTAFOS, Brasil.
- Miglierina A.M., J.O. Iglesias, M.R. Landriscini, J.A. Galantini, R.A. Rosell. 2000. The effects of crop rotations and fertilization on wheat productivity in the pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. [Soil & Till. Res. 53. 129-135](#)
- Rosell R.A., M.R. Landriscini, J.A. Galantini. 1992. N, P, and K DRIS balance in winter wheat in pampean semiarid region of Argentina. [Suelo y Planta \(España\) 2: 363-371](#).
- Sumner M. 1975. An Evaluation of Beaufils Physiological Diagnosis Technique for Determining the Nutrient Requirement of Crops. *Soil Science. Bulletin* N° 5. University of Natal, Sur Africa.
- Sumner M.E. 1977. Preliminary NPK foliar diagnostic norms for wheat. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 8: 149-167.
- Sumner M.E. 1981. Diagnosing the sulfur requirement of corn and wheat using foliar analysis. *Agron. J.*, 45: 87-90.
- Sumner M. 1986. Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS) as a Guide to Orchard Fertilization. Food and Fertilizer Technology Center. Boletín N° 231, Taiwan.
- Sumner M.E. 2001. Diagnóstico de los requerimientos de fertilización de cultivos extensivos. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* N° 5. INPOFOS 9: 8 pp.
- Walworth J.L., M.E. Sumner. 1987. The diagnosis and recommendation integrated system (DRIS). 149-188. In: *Adv. Soil Sci. Vol. 6*. Springer-Verlag New York, Inc.

Evaluación de la producción de los cultivos de invierno en la Regional Bahía Blanca de AAPRESID (período 1999-2016)

Laurine Azzola, Carlos Rodríguez y Juan A. Galantini

La evaluación de largo plazo de los rendimientos que se presentan a través de los años bajo los diferentes escenarios (climático, económico, tecnológico) permite obtener conclusiones útiles al momento de definir las estrategias de manejo más adecuadas a cada situación.



(Informe de la pasantía de Laurine Azzola realizada en la UNS de la estudiante de Ingeniería Agronómica de la Universidad de Toulouse, Francia)

El trigo pan, el trigo candeal y la cebada son los principales cultivos que comparten la superficie agrícola del S y SO de la provincia de Buenos Aires. Se encuentran también cultivos extensivos de girasol, soja cuando las precipitaciones lo permiten, maíz y pasturas. Los granos de cosecha fina representan la mayor parte de la cobertura de los campos y por ello son muy importantes en la zona.

La producción de trigo y cebada en la zona representan el recurso económico más importante para los productores por ser los cereales que más se adaptan a las condiciones climáticas semiáridas a subhúmedas de la región. En efecto, las precipitaciones erráticas y los frecuentes períodos con déficit hídrico condicionan el potencial de rendimiento.

La siembra directa en estos ambientes frágiles del S y SO Bonaerense es un factor clave para mejorar la captación, conservación y su uso del agua, donde las precipitaciones son el factor limitante en la producción agrícola. En esta región la variación importante de sus precipitaciones interanuales impacta fuertemente los rendimientos y condiciona las estrategias de manejo, limitando el uso de fertilizantes. El manejo bajo siembra directa, permite entonces una mayor infiltración y retención del agua de lluvia gracias al mejoramiento de las propiedades físicas del suelo por el aporte de materia orgánica (Galantini y Kleine, 2014; Iglesias et al., 1996, 1998, 2014).

El objetivo del presente trabajo fue analizar la dinámica de la producción de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID en el periodo 1999-2016 y relacionarles con factores climáticos o de manejo.

Aspectos metodológicos

Datos generales y lugar de estudio

Los datos fueron recolectados por el Ing. Agrónomo Carlos Rodríguez de la Regional Bahía Blanca entre 1999 y 2016 correspondientes a campos ubicados en los partidos de Coronel Dorrego, Torquinst, Bahía Blanca, Coronel Pringles, Saavedra, Monte Hermoso y Coronel Suarez. La base de datos cuenta con la información de más de 1700 lotes de producción, con una superficie mayor a las 100 mil hectáreas. Dentro de la información referente a la localización y antecesores, se incluyeron datos climáticos (registro mensual de las lluvias, temperatura y adversidades), datos del cultivo y su manejo, rendimiento y calidad, además de manejo sanitario y de la fertilización. Esta diversidad entre los establecimientos es una fuente importante de variación para el análisis, en cuanto a las precipitaciones anuales, desde condiciones sub-húmedas al NE hasta semi-áridas hacia el SO de la región, con una zona de transición variable según los años. Las precipitaciones medianas anuales para la zona sub-húmeda son superiores a los 700 mm año⁻¹ aunque para la zona semi-árida el promedio anual se sitúa bajo este valor con 650 mm año⁻¹ (Figura 1).

La diversidad de los suelos lote a lote no ha sido incluida en el análisis, pero representa una variabilidad importante en cuanto a la textura, la profundidad y los contenidos de materia orgánica.

Se procedió a calcular los promedios anuales de cada cultivo, y por partido en cuanto a los rendimientos o a las lluvias. En este análisis se usaron principalmente los datos de lluvia, rendimiento anual por cultivo, antecesor y fecha de siembra.

Se usaron los softwares Excel y R por el tratamiento y análisis de datos, con métodos de regresiones lineales univariable, multivariable, Análisis en componentes principales y de ANOVA.

Es importante destacar que los datos corresponden a situaciones de campo, donde otras variables como plagas, malezas, etc., pueden estar influenciando los rendimientos. Además, la distribución de los diferentes cultivos no ha sido la misma entre años, entre zonas y entre productores, por lo que los análisis no tienen un balance perfecto y muchas veces no extrapolable. Por todo esto es que las conclusiones de este estudio tienen importantes limitaciones para su aplicación generalizada, pero pueden brindar una visión de las tendencias que serán necesario plantear como objetivo de estudios específicos.

Resultados obtenidos

Los rendimientos promedios para cereales de invierno de la zona S y SO Bonaerense se sitúan alrededor de 2,0 y 2,5 Mg ha⁻¹.

Tabla 1. Rendimientos de los principales cultivos de invierno

Cultivo	Lotes	Rendimiento	
		Media	grano (kg ha ⁻¹) Máximo
Trigo Pan	1300	2411	6000
Trigo Candeal	96	1724	3950
Cebada Cervecera	315	2680	5670

(Fuente: Regional AAPRESID Bahía Blanca)

Estos rendimientos bajos comparados a los de la Pampa Húmeda son debidos a las limitantes climáticas y edáficas: profundidad de los suelos, estrés hídrico estival, viento muy desecante con velocidad media de 24 km h⁻¹, heladas, entre otros factores.

Precipitaciones anuales y clima

La variación interanual de las precipitaciones está característica de la zona S y SO bonaerense. Se puede notar entre 1999 y 2016 alternancia de periodos de poca lluvia y años lluviosos. Los años 2008 y 2009 de muy poca lluvia tuvieron un impacto fuerte sobre la producción cerealista con una mayor sequía en 2009, tanto sobre el trigo que sobre la cebada, con perfiles de suelo secos.

Evolución de los cultivos

A lo largo de los 17 años, las cereales de invierno representan el cultivo principal en la zona. Son un recurso económico importante de la zona por su capacidad a adaptarse a las condiciones edafoclimáticas. El trigo pan constituye la mayor parte de la cobertura con un 50 a 100% de las siembras cada año dentro del grupo de productores de la Regional. Sigue en cantidad la cebada cervecera que puede representar hasta los 50% como en 2013, y el trigo candeal que puede representar hasta el 19% (2008). Otras producciones secundarias han sido cultivadas: avena, colza, arveja, lentejas, cártamo y coriandro. El periodo 2004-2008 se sembró colza en grandes proporciones: en 2005 representa el 44% de los cultivos, en relación con los precios elevados de las semillas oleaginosas en el mercado internacional (Peter Thoenes, 2011).

El trigo pan mantiene su mayor parte de las superficies a lo largo de los 17 años, el trigo candeal hace una breve aparición entre 2001 y 2008 antes de dejar lugar a la cebada.

En 2009 una gran sequía impidió sembrar y cosechar por la mayoría de los productores, por eso se pueden notar pocas superficies sembradas este año. Los años 1999, 2000, 2008 tienen pocos valores por falta de datos de algunos establecimientos.

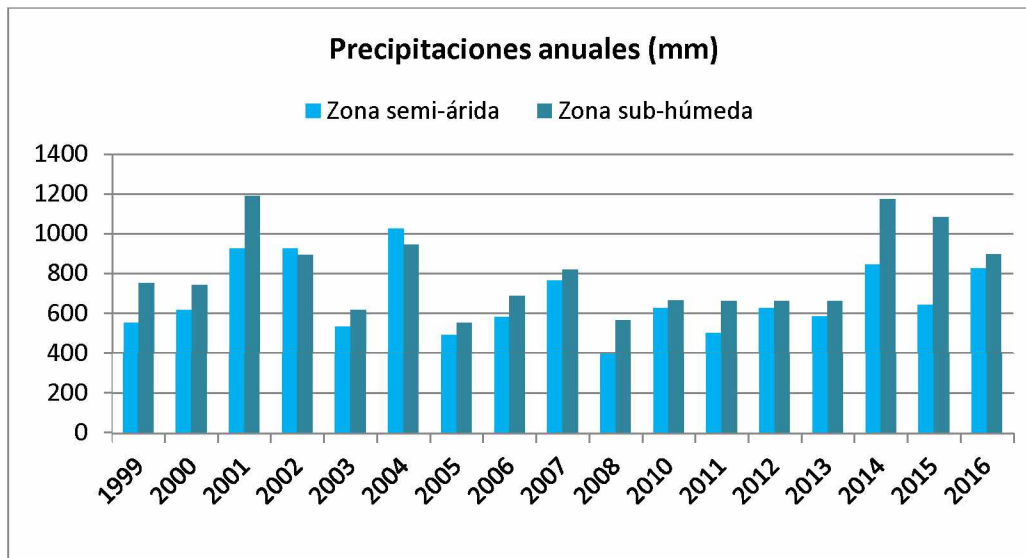


Figura 1: Precipitaciones anuales en el periodo 1999-2016

Evolución de los rendimientos anuales

Se puede observar una variación interanual muy importante de los rendimientos tanto por el trigo pan como por el candeal o la cebada. La variación intra anual se debe a la variabilidad de las precipitaciones, ubicación del establecimiento, variedad del cultivo y momento de siembra. Por otro lado, aspectos importantes desde el punto de vista del suelo como la profundidad, textura, contenido de materia orgánica y limitaciones físicas pueden condicionar el potencial de rendimiento (Duval et al., 2016a,b; Martínez et al., 2016, 2017 Galantini et al., 2004, Galantini & Rosell, 2006). Los rendimientos más bajos se deben a la mezcla de todos estos factores, además de condiciones más secas, heladas o a la presencia de malezas que compiten mucho con los cultivos por los recursos en estas zonas de escasas hídrica.

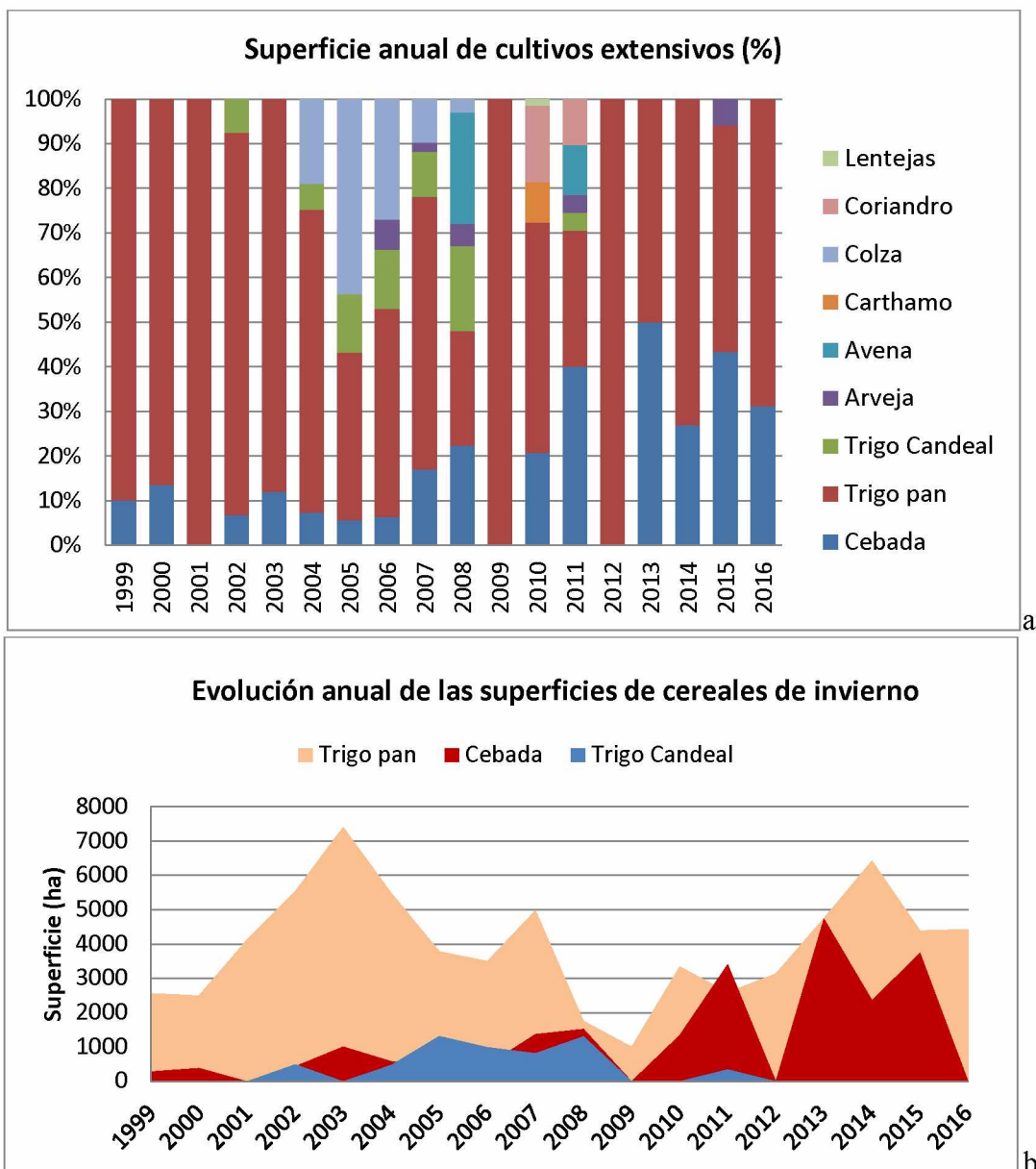


Figura 2: Distribución porcentual de los cultivos en cada una de las campañas (a) y superficie de trigo pan, trigo candeal y cebada (b)

El trigo candeal es menos sembrado entre los tres cultivos en el grupo de la Regional. Es el que también menos rinde en cantidad con un promedio anual de $2,05 \text{ Mg ha}^{-1}$ contra $2,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ para la cebada y $2,48 \text{ Mg ha}^{-1}$ para el trigo pan. En 2005, los cultivos de trigo pan sufrieron heladas que castigaron mucho los rendimientos hasta disminuirlos del 70% del valor alcanzado en 2002.

La cebada cervecera es el cultivo que parece lo más estable frente las lluvias erráticas y permite obtener rendimientos buenos casi todos los años a parte de los más secos como 2008 o 2011.

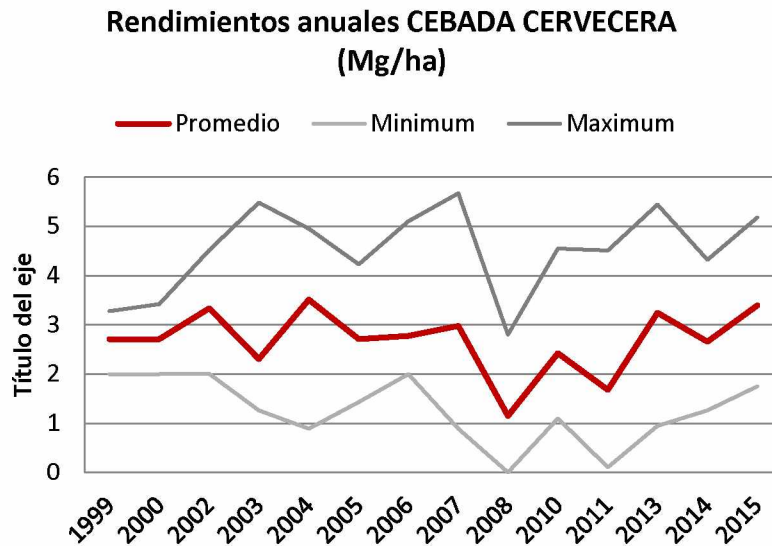
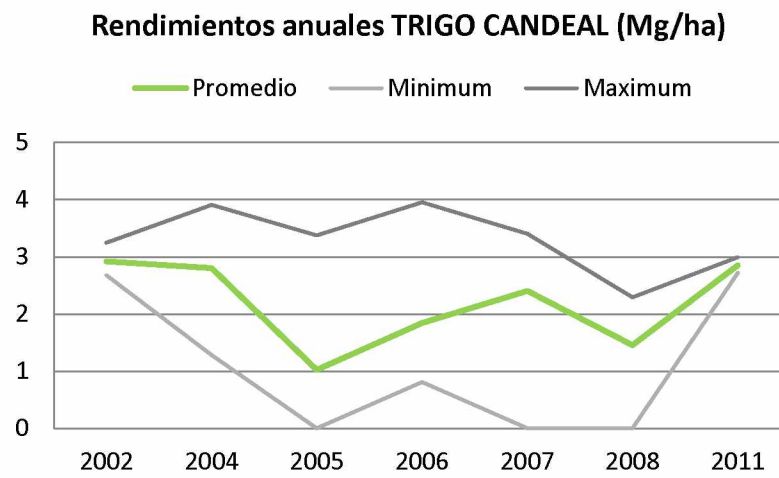
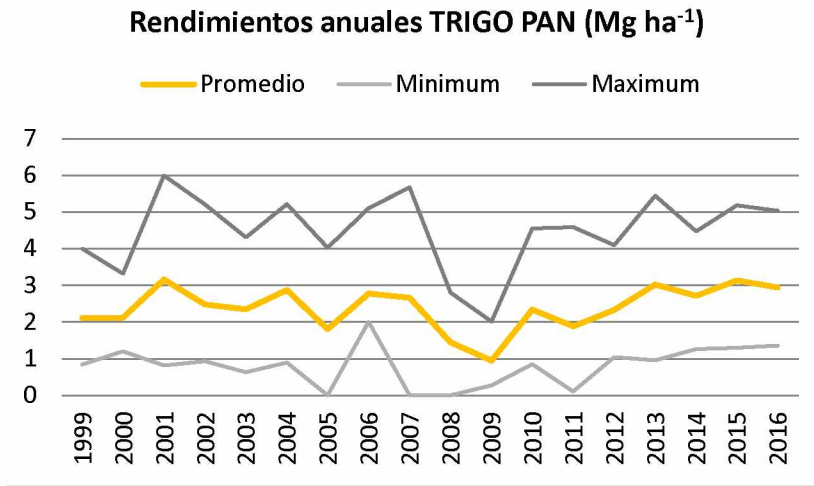
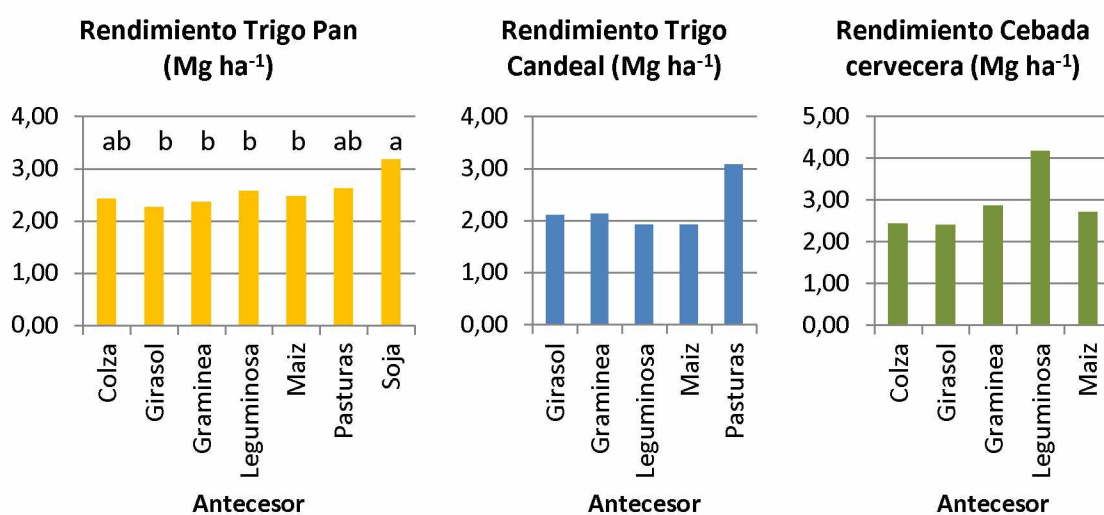


Figura 3. Evolución de los rendimientos de trigo pan, trigo candeal y cebada

Rendimientos y antecesor

Si bien las limitaciones anteriormente mencionadas para este estudio, se encontró una relación entre el antecesor y el rendimiento. La soja como antecesor permitió alcanzar los rendimientos más elevados. Similarmente el antecesor pasturas, leguminosas o mezcla permite también llegar a tales rendimientos. El antecesor de gramínea o de girasol sería el menos recomendable en una rotación antes de otra gramínea, posiblemente por su consumo de agua o la cobertura que deja sobre el suelo o por la relación C:N de los residuos (López et al., 2015; Sa Pereira et al 2017a,b; Duval et al., 2016). En efecto, en estos casos se obtuvieron los rendimientos más bajos.

La clasificación con el análisis de ANOVA da un resultado significativo para el trigo (p-value < 0,01). No se puede relacionar de manera significativa el antecesor con el rendimiento del cultivo de trigo candeal y la cebada cervecera. Sin embargo, se puede observar en la representación gráfica una relación en favor del antecesor «leguminosa» o «pasturas».



Sin embargo, todos los productores del grupo no pueden cultivar soja y este resultado solo es aplicable a los partidos de clima sub-húmedo o con precipitaciones superiores a 700 mm por año como C. Dorrego, C. Pringles, C. Suarez, Torquinst y Pigué. Quizás también logran tales rendimientos después de una soja gracias a los fertilizantes residuales y por el nitrógeno aportado por el cultivo al suelo por fijación biológica. Cultivar la soja no sería muy recomendable de un punto de vista ambiental o económico en la zona más seca, por su alta dependencia al agua y a los agroquímicos y los rendimientos bajos que se alcanzarían.

Precipitaciones anuales

Se pudo encontrar una relación entre los rendimientos promedios anuales del grupo de productores estudiados y las precipitaciones promedios anuales ($R^2=0,53$; p -value $< 0,01$). Si bien las relaciones lineales no fueron altamente significativas, se observó que los años con precipitaciones menores de 500 mm, tanto el trigo como la cebada no pueden cumplir su desarrollo vegetativo correctamente y los rendimientos se encontraron por debajo los 1,8 Mg ha⁻¹. Este resultado hace eco a los resultados obtenidos en el estudio sobre los efectos a largo plazo de la SD en el SO Bonaerense llevada en el establecimiento “Hogar Funke” (Galantini y Keine, 2014) donde se observó que la relación entre las precipitaciones anuales y el rendimiento es variable, por lo que discriminar las precipitaciones durante el barbecho (Enero-Junio) y durante el ciclo del cultivo tiene mejores resultados.

Precipitaciones durante el barbecho (Enero-Junio)

Se obtuvieron rendimientos mayores los años donde el barbecho fue lluvioso.

El Análisis en Componentes Principales permite observar una correlación entre rendimiento y precipitaciones durante el barbecho aunque la componente “Rendimiento” no sea bien representada sobre los dos primeros ejes. Se puede suponer que un buen barbecho permite rellenar el perfil de agua disponible para el cultivo siguiente, mejorando las condiciones para el desarrollo inicial y preparando a la planta con un mejor sistema de raíces para los periodos críticos. Sin embargo, la eficiencia del barbecho puede ser variable según sea la capacidad de almacenamiento del suelo, el largo del barbecho o el cultivo antecesor. En efecto la mayoría de las lluvias ocurren en otoño sobre todo durante el mes de Marzo.

Precipitaciones durante el desarrollo del cultivo

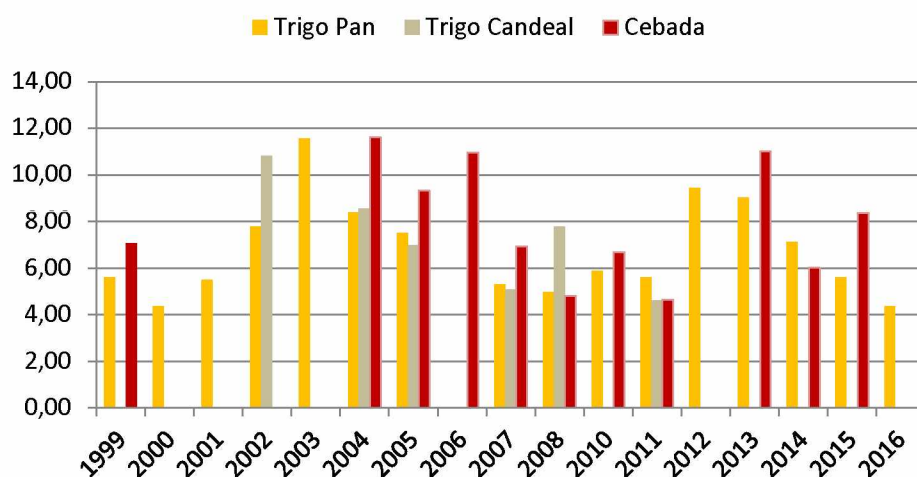
El estudio entre rendimientos y las precipitaciones de Julio a Noviembre, que corresponden al periodo de crecimiento del cultivo de la siembra hasta el relleno del grano, no mostraron la existencia de una relación entre las dos variables. Las precipitaciones de Octubre, momento crítico del cultivo en el cual los requerimientos en agua son lo más altos tampoco fueron relacionadas con el rendimiento.

Para el trigo candeal se estableció una relación lineal significativa entre precipitaciones anuales ($R^2=0,887$; $p < 0,01$), y entre las precipitaciones de Septiembre-Octubre ($R^2=0,986$; $p < 0,01$). En efecto las precipitaciones de Octubre tienen un impacto sobre el rendimiento del Trigo Candeal, se puede también relacionarles de manera lineal y significativas ($R^2=0,80$; $p < 0,01$).

Eficiencia del uso del agua del barbecho

Se calculó la eficiencia de uso del agua como los kilogramos de grano por hectárea producidos por milímetro de agua llovido durante el periodo del cultivo.

**Eficiencia comparativa del Uso del Agua
(kg/ha/mm)**



	Trigo Pan	Trigo Candeal	Cebada
Promedio	6,75	7,30	7,95
Max	11,56	10,81	11,61
Min	4,35	4,61	4,65

El cultivo de Cebada es el cultivo que a lo largo de los 15 últimos años hacer el mejor uso del agua, seguido el trigo Candeal y el Trigo Pan. La cebada sería el cultivo más apto para valorizar los milímetros de agua en la zona.

Sin embargo los 3 cultivos tienen eficiencia del uso del agua acordes a los valores que se encuentran en la bibliografía, con promedios arriba de $6,75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ hasta valores máximas arriba de $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ por los años más secos como en 2003.

Ciclo y fecha de siembra

La variabilidad de fecha de siembra es muy amplia: se extienden de Mayo hasta Septiembre según los años, el cultivo y las variedades. La mayoría de los cultivos benefició de un barbecho de 6 meses que cumple el papel de relleno de la reserva hídrica disponible para el cultivo.

No se estableció una relación lineal significativa entre ciclo del cultivo y rendimientos promedios por cada cultivo.

La fecha de siembra promedio para los cereales de invierno a lo largo del periodo de estudio están resumidas en la tabla siguiente:

Cultivo	Fecha de siembra promedio
Trigo pan	24 de Junio (24/06)
Trigo candeal	16 de Julio (16/07)
Cebada	11 de Julio (11/07)

Limitaciones del estudio

A pesar de que se puede destacar una relación entre el antecesor y la cantidad de agua recibida por el cultivo a durante las diferentes fases del año, la fertilidad y la diversidad de los suelo, así como otros aspectos que podrían llegar a ser relevantes, no han sido tomada en cuenta para el análisis por falta de datos sobre el suministro y la fertilización del suelo.

Además se puede observar en los últimos 4 años (2012-2016) una sucesión de años lluviosos, con rendimientos en incremento. Se podría preguntar si los mejores rendimientos alcanzados estos últimos años no se deben también al mejoramiento del suelo gracias al efecto a largo plazo de la siembra directa.

Consideraciones finales

La lluvia anual aparece como el factor principal para alcanzar el potencial de rendimiento de la zona. Frente a la erraticidad y la variación intra-interanual, se recomendaría seguir aportando materia orgánica para mejorar la capacidad de retención del agua y paliar al estrés hídrico en la zona semi-árida, manteniendo la mayor cantidad posible de cobertura para evitar su evaporación.

Se confirma que incluir pasturas y leguminosas como antecesor de las gramíneas cultivadas en la zona, tiene un impacto positivo sobre los rendimientos frente a las limitantes de escasez de agua o de nutrimentos de los suelos.

Bibliografía consultada

- Duval M., J.A. Galantini, Julia E. Capurro, J.M. Martínez, F.M. López. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil & Tillage Research* 161:95-105 doi:10.1016/j.still.2016.04.006
- Duval M.E., J.A. Galantini, J.M. Martínez, F.M. López, L. Wall. 2016. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. *Soil & Tillage Research* 159: 9-22. doi:10.1016/j.still.2016.01.004
- Galantini J.A., C. Keine. 2014. Efectos de largo plazo de la siembra directa en el So Bonaerense: Producción de los cultivos y balance de nutrientes. : 9–14.
- Galantini J.A., N. Senesi, G. Brunetti, R. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* 123: 143-152.
- Galantini J.A., R.A. Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil & Tillage Research* 87: 72-79
- Galantini J.A.; J.O. Iglesias; C. Maneiro; L. Santiago; C. Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *Rev. Invest. Agropec. (RIA – INTA)* 35, 15-30.
- Iglesias J., J.A. Galantini, H. Krüger, S. Venanzi. 2014. Soil pore distribution changes in no-till and conventionally tilled systems under animal grazing. *Agriscientia* 31(2) 93-102.
- Iglesias J.O., J.A. Galantini, A.M. Miglierina, M.R. Landriscini, R.A. Rosell. 1998. Cambios en la distribución del espacio poroso debidos al sistema de labranza y al transito en un Hapludol típico de la Región Subhúmeda Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía (UBA)* 18 (1-2) 19-26.
- Iglesias J.O., J.A. Galantini, R.A. Rosell, A.M. Miglierina y M.R. Landriscini. 1996. Cambios en la distribución del espacio poroso en un Entic Haplustoll con diferentes secuencias de cultivos en la región semiárida Argentina. *Agricultura Técnica (Santiago, Chile)* 56 (1): 43-48.
- López F.M., M.E. Duval, J.M. Martínez, J.A. Galantini. 2015. Cobertura en el Sudoeste Bonaerense en suelos bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 33 (2) 273-281.
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M.E. Duval, M.R. Landriscini, R.J. García, F. López. 2018. Nitrogen mineralization indicators under semi-arid and semi-humid conditions: influence on wheat yield and nitrogen uptake, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, DOI: 10.1080/00103624.2018.1485931
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M. Duval. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. *Soil & Tillage Research* 169:71-80.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2016. Indicadores de mineralización de nitrógeno en el sudoeste bonaerense: relación con las fracciones orgánicas del suelo. *Rev. Ci. Agron. (Argentina)* XXVI, 50-57.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semihumid climate of Argentina: a long-term field study. *Soil Till. Res.* 169, 71–80.
- Piccolo G., J.A. Galantini, R.A. Rosell. 2004. Particulate organic carbon in sustainable agriculture of subtropical soils in Argentina. *Geoderma* 123: 333-341. ISSN: 0016-7061 ELSEVIER
- Sa Pereira E, J.A. Galantini, M. Duval. 2017. Use of a three-compartment model to evaluate the dynamics of cover crop residues. *Archives of Agronomy and Soil Science* 63(11)1623-1629. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2017.1296137>
- Sa Pereira E, M. Duval, J.A. Galantini. 2017. Decomposition from legume and non-legume crop residues: effects on soil organic carbon fractions under controlled conditions. *Spanish Journal of Soil Science* 7(2) 86-96
- Savabi M.R., M.H Golabi, A.A Abou-Arab, and E.J/ Kladivko. Infiltration Characteristics of No-Till vs. Conventional Tillage in Indiana an Illinois Farm Fields.
- Thoenes P. 2011. Resumen del mercado de semillas oleaginosas. Available at <http://www.fao.org>

Cambios de largo plazo de los sistemas de labranza

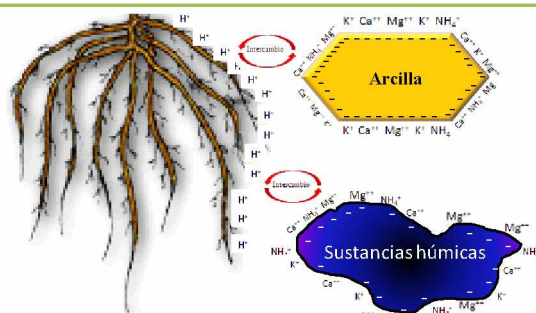
Durante miles de años la agricultura se basó en el laboreo del suelo. Arar implica mezclar la capa superior, incorporar residuos superficiales, romper agregados, cambiar la dinámica natural del agua y la temperatura. Se modifica, de esta forma, la actividad biológica por la localización del alimento y por los cambios del ambiente edáfico.

La siembra directa pretende volver a la estructura de los suelos naturales, partiendo de una larga historia agrícola. Para conocer cómo evoluciona el sistema es importante disponer de experiencias de largo plazo y estudiarlas desde las más variadas perspectivas.

Relación entre la calidad de las sustancias húmicas y el ambiente edáfico

Juan A. Galantini, Matías Duval, Julio Iglesias y Juan M. Martínez

La materia orgánica del suelo desempeña un papel clave en varios procesos del suelo. Si bien son numerosos los estudios que analizan el efecto debido a los sistemas de labranza, pocos de ellos evalúan los cambios en la calidad de las sustancias húmicas en el largo plazo.



La materia orgánica (MO) del suelo está formada por compuestos con propiedades bioquímicas y grado de asociación con la matriz mineral muy diversas. Estos compuestos orgánicos son un continuo de materiales cuya velocidad de ciclado varía de semanas a milenios. Este continuo puede ser conceptualmente dividido en grupos discretos con una dinámica similar. Se han desarrollado una gran cantidad de técnicas de fraccionamiento y caracterización de la MO para obtener una visión de los mecanismos de estabilización y desestabilización que subyacen su dinámica de corto y largo plazo (Galantini y Suñer, 2008). La mayoría de los estudios suelen aplicar sólo un tipo de procedimiento de extracción, es decir, basados en la separación química o en la física. Sin embargo, los efectos de las prácticas de cultivo se pueden comprender mejor si se combinan métodos químicos y físicos (Galantini et al., 2002, 2004).

Las características de la MO van a depender de la cantidad y tipo de los aportes orgánicos realizados por los residuos de los cultivos, de las características de los materiales inorgánicos y de las condiciones para el proceso de humificación, en particular temperatura y humedad. En este sentido, los sistemas de labranza modifican la localización de los aportes realizados por los cultivos y el ambiente edáfico. Los residuos aéreos serán mezclados en el suelo en mayor (en laboreo convencional, LC) o menor medida (en siembra directa, SD), modificándose el contacto, la humedad y el tiempo de permanencia. Por otro lado, los residuos superficiales cambian la temperatura y humedad del suelo, por lo tanto, se modifican las condiciones para la humificación y mineralización de los materiales orgánicos.

Si bien estos cambios han sido estudiados, son pocos los estudios que determinen que sucede a las diferentes profundidades en sistemas de labranza contrastantes y cómo influyen en las características de los materiales humificados.

Nuestra hipótesis es que debido a los cambios en la localización de los aportes y de la humedad del suelo en sistemas con diferente labranza, los patrones de humificación y la calidad de los materiales orgánicos serán diferentes.

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de 25 años de labranza (LC) y siembra directa (SD) sobre 1) la cantidad y calidad de las fracciones de carbono orgánico del suelo físicamente y químicamente separadas y 2) los principales cambios físico-químicos de las sustancias húmicas a diferentes profundidades del suelo.

Metodología

El experimento de campo se realizó en el establecimiento Hogar Funke, próximo a la localidad de Tornquist (38° 07 '06 "S - 62° 02' 17" O), Argentina. La secuencia de cultivos, las características del suelo y los sistemas de labranza han sido previamente descritos (Galantini et al., 2006). El muestreo de suelo para la presente experiencia se realizó durante la siembra de trigo (junio de 2011) a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad.

Se determinó el contenido total de carbono orgánico (CO) del suelo y las siguientes fracciones orgánicas: partículas gruesas (COPg, 105-2000 μm), partículas finas (COPf, 53-105 μm) y carbono orgánico asociado a minerales (COM, 0-53 μm); ácidos húmicos (AH) y fúlvicos (AF); carbohidratos totales (CHt) y solubles (CHs). Las principales propiedades físico-químicas de AH y AF se analizaron mediante FT-IR y espectroscopias de fluorescencia.

Resultados

Después de 25 años bajo dos sistemas de labranza, el CO total a la profundidad de 0-20 cm fue 9% mayor en el suelo en SD que en el suelo laboreado. El POCf (53 a 105 μm) fue la fracción orgánica que resultó ser la más sensible a los efectos del sistema de labranza, al igual que en otros estudios (Duval et al., 2014, 2016; Galantini et al., 2016).

Al analizar la CO en capas de 5 cm, se observaron cambios en su distribución. El sistema de SD presentó mayor acumulación en superficie (0-5 cm) y una disminución más pronunciada en profundidad en relación con LC. Esto puede estar relacionado con la ubicación de residuos del cultivo y las condiciones para la humificación a lo largo de la profundidad del suelo.

La cobertura superficial de residuos (en SD) y la mezcla dentro del suelo (en LC) produjeron condiciones contrastantes para la transformación y humificación de la materia orgánica. En SD, el suelo superficial (0-5 cm) tuvo la mayor entrada de C con mejores condiciones para su

transformación que las capas más profunda. Sin embargo, en LC, la profundidad de laboreo (0-10 a 0-15 cm) presentó una entrada y condición de residuo similar para su transformación, que fue probablemente más lenta debido a su estado más seco.

Estratificación de la materia orgánica particulada

Teniendo en cuenta que la transformación de los materiales orgánicos del suelo sigue la secuencia COPg - COPf - COM, la relación entre estas fracciones orgánicas puede utilizarse como un indicador del grado de transformación. La relación COPg:COPf:COM en los primeros 20 cm del suelo fue similar para SD (3:14:82) y LC (5:10:84). Sin embargo, se encontraron diferencias entre las profundidades evaluadas.

Cuando analizamos que porcentaje del CO total está en el COPg y en el COPf en cada una de las profundidades estudiadas, se vieron patrones distintos entre sistemas de labranza (Figura 1). En SD se observó una lenta disminución de la fracción particulada con la profundidad. Esto se puede explicar porque, si bien el gran aporte de carbono se mantiene en superficie, este material favoreció la conservación del agua del suelo y estimuló el proceso de humificación de los residuos, principalmente las raíces. En LC, tanto la cantidad como la relación fueron distintas, donde la mayor parte las fracciones menos transformadas (COPg) se encontraron en las capas superiores (0-5 y 5-10 cm) y menos en las capas inferiores, sin cambios tan notorios en la fracción COPf.

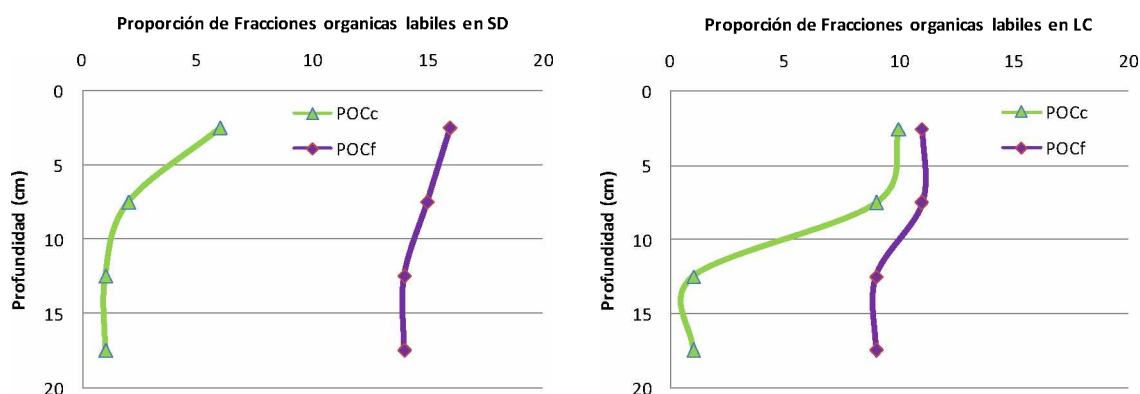


Figura 1: Porcentaje del carbono orgánico del suelo presente en las fracciones particulada gruesa (▲) y fina (◆)

Estratificación de los carbohidratos

La concentración de CHt y CHs también mostró diferentes patrones de distribución entre los sistemas de labranza (Figura 2). Se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre

sistemas de labranza para CHt, donde SD presentó los mayores valores para las profundidades de 0-5, 5-10 y 10-15 cm, sin diferencias en 15-20 cm en comparación con LC. La mayor concentración de CHs se encontró sólo en la capa superficial del suelo bajo SD, y no se observaron diferencias en las otras profundidades.

En SD, la concentración de CHt en 0-5 cm fue menor que en las capas más profundas del evaluadas (5-10, 10-15 y 15-20 cm), aun cuando la mayor fuente de carbohidratos proveniente de los residuos del cultivo se localizan en superficie. Esta menor concentración de CHt puede estar relacionada con la lenta descomposición de los residuos en superficie y la rápida transformación a formas solubles, donde CHs muestra un significativo incremento respecto de las otras profundidades.

En LC, la concentración de CHt fue menor en las capas superiores (0-5, 5-10 y 10-15 cm) que en capa más profunda (15-20 cm). En este caso, la incorporación de residuos a través de la labranza y la mayor densidad aparente en 15-20 cm pueden explicar la acumulación de materiales vegetales no descompuestos.

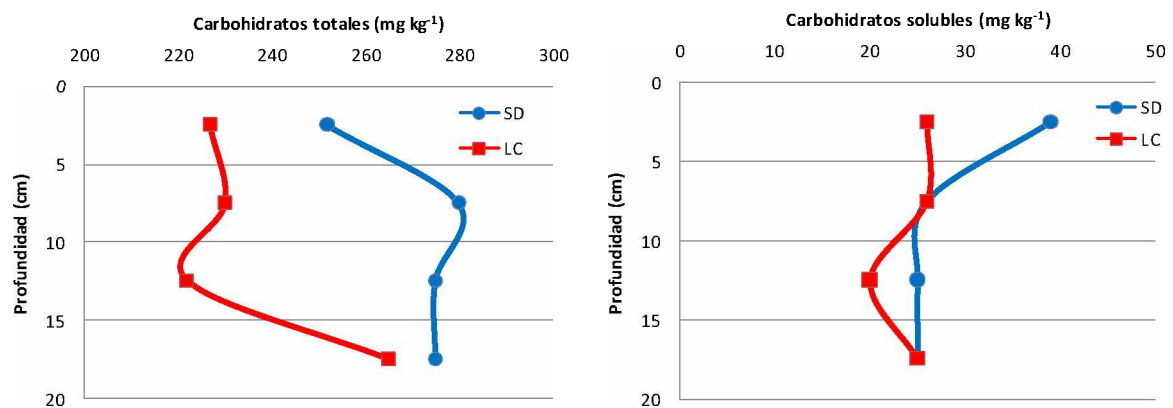


Figura 2: Contenido de carbohidratos totales y solubles en un suelo bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC)

Estratificación de la materia orgánica humificada

Las sustancias húmicas mostraron un comportamiento diferente a través de las capas del suelo (Figura 3). En términos de concentración de carbono, se encontró que la concentración de C-AF fue similar para ambos sistemas de labranza, mientras que la de C-AH fue más elevada bajo SD. La diferencia fue más pronunciada en las capas superiores (0-5 y 5-10 cm) bajo SD. Posiblemente el aporte de residuos en superficie y mejores condiciones de humedad promovieron los procesos de humificación. Por otro lado, las diferencias a lo largo de las profundidades bajo LC fueron leves como resultado de la mezcla del suelo por labranza.

En condiciones de mayor humificación, como se encontró en SD, los nutrientes del suelo pueden ciclar más rápido, mejorando así la disponibilidad para los cultivos siguientes (Landriscini et al., 2010; Martínez et al., 2015, 2016).

Estos resultados siguieron la misma tendencia que las fracciones separadas físicamente, sugiriendo que el proceso de humificación fue altamente sensible a las condiciones del ambiente edáfico y a la incorporación del sustrato en cada profundidad analizada.

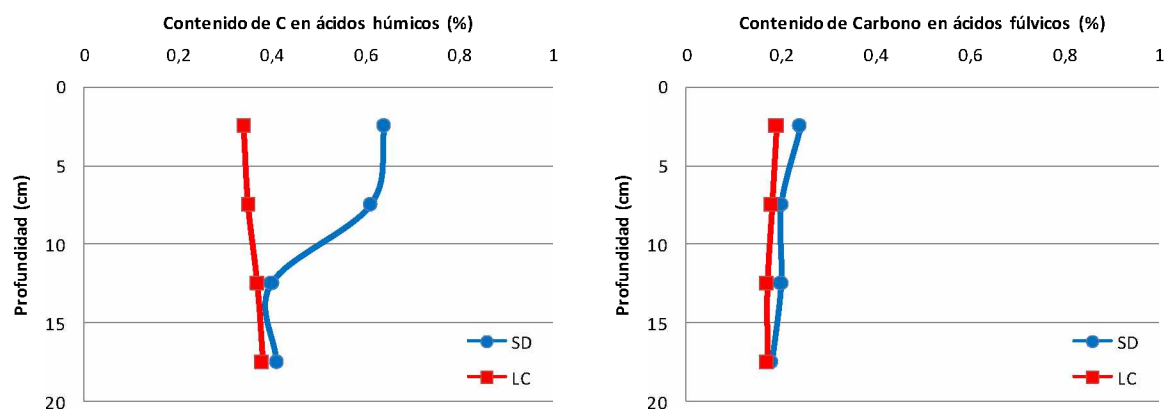


Figura 3: Contenido de carbono en ácidos húmicos y fúlvicos en un suelo bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC)

Cambios en la calidad de la materia orgánica humificada

La relación de absorbancia a 465 y 665 nm (relación E4/E6) indica el grado de complejidad de las sustancias húmicas y ha sido ampliamente utilizada para caracterizarlas. Es de esperar una disminución en la relación E4/E6 con el aumento de la condensación molecular de las sustancias húmicas, debido a la mayor capacidad de absorción en la región de las longitudes de onda correspondientes al rojo en el espectro visible. En general, los valores son más elevados para los ácidos fúlvicos que para los húmicos.

La relación E4/E6 del AH mostró valores similares en ambos sistemas de labranza y a través de las profundidades del suelo, indicando características análogas en ambos casos.

La relación E4/E6 del AF a 0-20 cm de profundidad fue similar en ambos sistemas de labranza. Sin embargo, la relación E4/E6 de los AF extraídos de las profundidades influenciadas por la incorporación de residuos, 0-5 cm bajo SD, y 5 a 15 cm bajo LC, fue mayor que en las otras capas. La incorporación de los residuos del cultivo parece modificar la calidad del AF, dándole características de menor condensación por la presencia de estructuras orgánicas más simples.

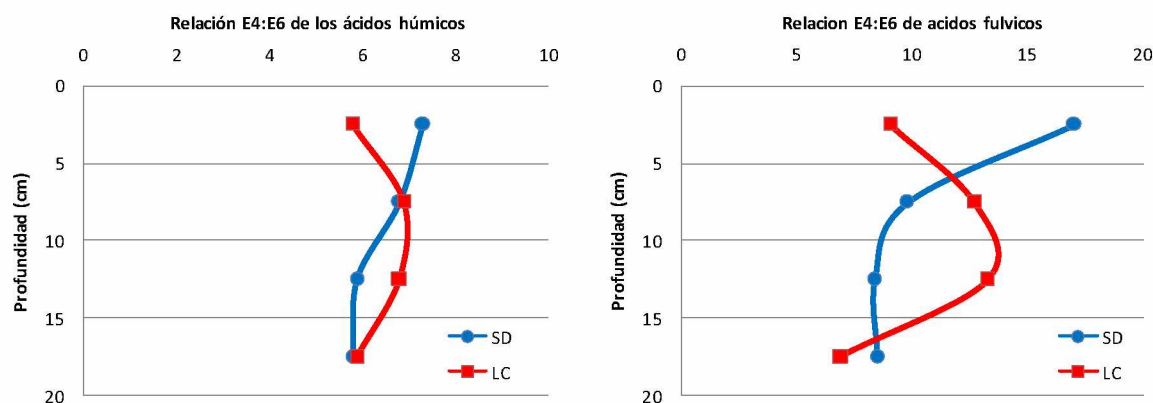


Figura 4: Relación E4/E6 de los ácidos húmicos y fúlvicos en un suelo bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC)

Consideraciones finales

La modificación del ambiente edáfico por los sistemas de labranza tiene un efecto significativo sobre la cantidad, calidad y distribución de las fracciones orgánicas.

En cada sistema de labranza se pueden diferenciar dos capas diferentes que no coinciden en tamaño y localización.

El análisis del horizonte A o la capa de 0-20 cm como una única muestra puede enmascarar esas diferencias, en particular las asociadas a estos microambientes.

Bibliografía consultada

- Duval M.E., J.A. Galantini, J.O. Iglesias, S. Canelo, J.M. Martínez, L.G. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* **131**, 11-19.
- Duval M.E., E. de Sa Pereira, J. Iglesias, J.A. Galantini. 2014. Efecto de diferentes manejos sobre las fracciones orgánicas en un Argiudol. *Ciencia del Suelo* **32(1)** 105-115.
- Duval M.E., J.A. Galantini, J.M. Martínez, F.M. López, L. Wall. 2016. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. *Soil Till. Res.* **159**: 9-22.
- Galantini J.A., M.E. Duval, J.O. Iglesias, H. Kruger. 2014. Continuous wheat in semiarid regions: Long-term effects on stock and quality of soil organic carbon. *Soil Sci.* **179**, 284-292.
- Galantini J.A., N. Senesi, G. Brunetti, R.A. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* **123**, 143-153.
- Galantini J.A., R.A. Rosell, J.O. Iglesias. 1994. Determinación de materia orgánica en fracciones granulométricas de suelos de la región semiárida bonaerense. *Ciencia del Suelo* **12**, 81-83.
- Galantini J.A., R.A. Rosell, A.E. Andriulo, A.M. Miglierina, J.O. Iglesias. 1992. Humification and N mineralization of crop residues in semi-arid Argentina. *Sci. Total Environ.* **117/118**, 263-270.
- Galantini J.A., M. Duval, J.M. Martínez, V. Mora, R. Baigorri, J.M. García-Mina. 2016. Quality and quantity of organic fractions as affected by soil depth in an argiudoll under till and no-till systems. *International Journal of Plant & Soil Science* **10(5)**: doi: [10.9734/IJPSS/2016/25205](https://doi.org/10.9734/IJPSS/2016/25205)
- Landriscini M.R., J.A. Galantini. 2016. Diagnóstico nutricional en el cultivo de trigo. Edit. Académ. Española, 47 pp

Balance de nitrógeno en sistemas con diferente labranza

Juan A. Galantini, Matías Duval, Julio Iglesias y Juan M. Martínez

Las labranzas alteran la distribución de la materia orgánica y sus nutrientes, a la vez que modifica la estructura, la densidad aparente, la distribución del espacio poroso y la dinámica del agua. En el largo plazo, pueden afectar la disponibilidad de nutrientes, la productividad del cultivo y la sustentabilidad del sistema. El objetivo fue evaluar estos cambios luego de 25 años con diferentes labranzas.



Las labranzas alteran la distribución de la materia orgánica (MO) y sus nutrientes, a la vez que modifica la estructura, la densidad aparente y la distribución del espacio poroso, con consecuencias directas sobre la dinámica del agua. En el largo plazo, pueden afectar la disponibilidad de nutrientes, la productividad del cultivo y la sustentabilidad del sistema. Debido a la expansión de la siembra directa (SD) y a la escasez de estudios de largo plazo se planteó como objetivo evaluar los cambios a largo plazo en las diferentes formas en que se encuentra el nitrógeno en el suelo y su efecto sobre el cultivo en SD y labranza convencional (LC). En ambos sistemas de labranza se observó una tendencia decreciente con el tiempo del contenido de N total del suelo, menos marcada en SD que en LC. El contenido de N total fue mayor en SD ($3,98 \text{ Mg ha}^{-1}$) que en LC ($3,33 \text{ Mg ha}^{-1}$). Esta pérdida se observó principalmente en los 0-5 cm y en el N de la materia orgánica particulada fina y la humificada, representa una pérdida anual promedio (25 años) de $34,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y menor disponibilidad de N para el trigo. La mayor pérdida de N en LC compromete la sustentabilidad de estos sistemas productivos de esta región.

El ciclo del N en los sistemas productivos

La mayoría de los diagramas del ciclo del N en el sistema productivo incluyen compartimentos y flujos similares, los que esquemáticamente se presentan en la Figura 1a.

Los compartimentos más importantes son el aire, que con un 78% representa un depósito de importante de N, y la materia orgánica del suelo. En menor cantidad y mucho más dinámicos en el tiempo son las formas inorgánicas (amonio y nitratos), el N de la biomasa microbiana, el N de los aportes orgánicos y el N en la biomasa.

Si bien el N del aire no puede ser usado directamente por la mayoría de los seres vivos, puede ingresar al sistema (vía orgánica) gracias a las bacterias fijadoras, tanto libres como

simbióticas, o incorporado en menor medida con las lluvias durante las tormentas (vía inorgánica).

En el suelo, la materia orgánica representa la reserva más importante de N, ya que contiene más del 90% del total. En este caso, tampoco está disponible directamente para los cultivos, sino debe ser mineralizado para poder ser utilizado. Durante la descomposición de la materia orgánica parte de su nitrógeno se irá liberando en forma de amonio y nitratos por la biomasa microbiana, utilizándolo para formar sus proteínas y liberándolo para que quede disponible para plantas.

Los nitratos representan la forma en que más fácilmente es utilizado por la planta, pero también la forma más dinámica que puede ser transportado por el agua hacia capa profundas lejos del alcance de las raíces (lixiviado). En este sentido, la coincidencia o no entre la disponibilidad de nitratos y la necesidad de las plantas puede dar resultados totalmente diferentes, generar una alta productividad o un elevado potencial de pérdida de nitrógeno.

Una buena disponibilidad de N tiene un efecto altamente significativo sobre el crecimiento de las plantas, aumentando la biomasa producida y su contenido proteico. Todo este material, en los sistemas naturales, o la parte no cosechada, en los sistemas productivos, volverá al suelo para incorporarse en su materia orgánica. De esta forma se reinicia el ciclo. Es decir, el nitrógeno acompañará al carbono en su ciclo, liberándose durante el proceso de descomposición de la materia orgánica (salidas) e incorporándose al finalizar el ciclo de los cultivos (entradas).

Los componentes más importantes fuera del sistema productivo (no manejables) son el aire y el agua de las napas. Dentro del sistema, el N de la materia orgánica del suelo es la mayor reserva, en la biomasa vegetal (y animal en algunos casos) y la biomasa microbiana, además de una pequeña cantidad se encuentra en forma inorgánica, sea el nitrato o el amonio representan menos del 5% del total del suelo.

Dentro de los flujos, las salidas de N del sistema son vía la proteína en los granos cosechados, pérdidas gaseosas, pérdidas sólidas por erosión del suelo, o pérdidas líquidas por la solubilización y drenaje profundo de los nitratos. Los flujos de entrada de N serán por el aporte de los fertilizantes, el aporte de abonos orgánicos, excretas de animales o fijación biológica, principalmente por las leguminosas, además de una pequeña cantidad incorporada con las lluvias.

En los sistemas agrícolas del SO bonaerense, con valores de precipitación bajos, predominio de gramíneas en la rotación, sin presencia de animales, el ciclo se puede simplificar. Además,

si consideramos que no toda la materia orgánica es uniforme, que se pueden identificar fracciones con características muy diferentes en cuanto a su aporte de N, podemos plantear un ciclo más ajustado a estos sistemas (Figura 1b).

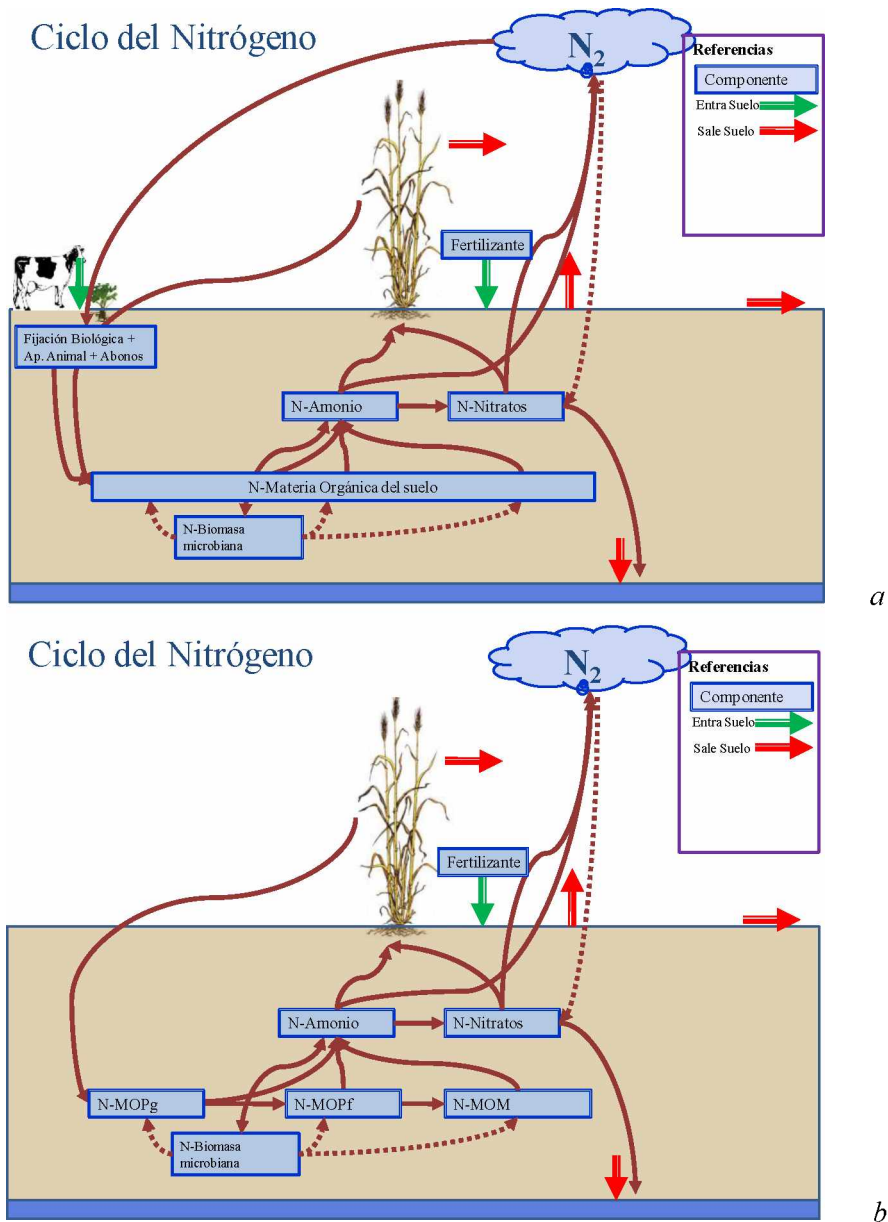


Figura 1. Ciclo del nitrógeno a) Considerando producción animal e inclusión de leguminosas y b) esquema simplificado para sistemas agrícolas del SO bonaerense.

En este esquema, se observa que solo una pequeña parte del nitrógeno que toma la planta volverá al suelo, por lo que el balance fácilmente puede ser negativo con una paulatina pérdida de la fertilidad potencial. Las estrategias para evitar este balance negativo se basan en:

aumentar los aportes, a través de la fertilización y la incorporación de leguminosas en la rotación, y

disminuir las pérdidas, evitar los barbechos extremadamente largos, donde predomina la mineralización de los materiales orgánicos con acumulan nitratos fácilmente lixiviados en periodos lluviosos.

Se puede asumir que un porcentaje de la materia orgánica del suelo se descompone anualmente y estimar así el N disponible. Sin embargo, como se mencionó, cada fracción orgánica tiene tamaño y dinámica diferentes, por lo que su aporte de N será muy distinto entre ellas. Las fracciones más resistentes tienen mucho más N pero su dinámica es más lenta, es decir, tardará mucho más tiempo en estar disponible para los cultivos. Por otro lado, las fracciones lábiles tienen menos N pero más rápidamente puede estar disponible, representando un aporte mayor que el de las fracciones resistentes.

Analizando el aporte de N de las distintas fracciones, Galantini et al. (1992) observaron que sistemas productivos contrastantes, tenían semejantes contenidos de materia orgánica pero con diferencias en la proporción de la fracción lábil y la resistente. Las significativas diferencias en el rendimiento en la producción de grano y en el N contenido en la materia seca eran explicadas por esta diferencia en la calidad.

El mejor conocimiento de la dinámica de las fracciones orgánicas y la disponibilidad de N, junto con aplicación de fertilizantes adecuados, llevan a niveles de producción más altos. Esto significa obtener un mayor requerimiento y generar una mayor exportación de todos los nutrientes, aspecto que requiere mejorar el manejo de la nutrición del cultivo (Galantini et al., 2000). El ensayo de sistemas de labranza “Monumento Histórico” de Hogar Funke mostró como la siembra directa aumentó el promedio de N en la biomasa del trigo, aumentó el reciclado y también aumentó la exportación (Tabla 1). El N en grano pasó de 35 a 41 kg ha⁻¹ año⁻¹ (mejora del rendimiento y/o calidad) dando un balance más negativo, de perder 16 kg (LC) pasó a perder 19 kg ha⁻¹ año⁻¹. Cualquier aumento en el nivel de producción debe estar acompañado de un aumento en los aportes, de otra forma, al ser el sistema más dinámico, rápidamente comenzará a disminuir la reserva natural de N, como del resto de los nutrientes, de ese suelo (Galantini et al., 2000).

Tabla 1. Balance de N en siembra directa (SD) y labranza convencional, promedio anual en el período 1986-2012.

N (kg ha ⁻¹)	SD	LC	Dif.
Grano	41	35	+6
Paja	22	19	+3
Materia Seca	63	53	+10
Fertilizante	22	22	
Balance	-19	-16	

El N en las fracciones orgánicas del suelo (Tabla 2) mostró cambios entre sistemas de labranza y entre fracciones. Las fracciones más lábiles, las más dinámicas y rápidamente transformadas a N disponible, se encuentran en menor cantidad. La fracción más resistente, materia orgánica asociada a la fracción mineral o humificada, contiene la mayor parte del N del suelo, pero su pasaje a N disponible será muy pero muy lento. La estabilidad de esta fracción hace que los cambios debidos al sistema de labranza sean menores (15%), mientras que el N-MOPf se pierde el 44% en LC.

El N-MOPg que es la fracción más dinámica, no mostró cambios, seguramente por la mayor humedad en SD que brinda mejores condiciones para una rápida descomposición, mientras que en LC predomina una condición de suelo desnudo y más seco, limitando la actividad biológica.

Tabla 2. Contenido de N en las fracciones orgánicas de un suelo en siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). “Monumento Histórico” de Hogar Funke.

	SD	LC	Dif.	Cambio
N-MOPg (kg ha ⁻¹)	128	145	+17	0,7 kg N ha ⁻¹
N-MOPf (kg ha ⁻¹)	777	429	-348	- 13,9 kg N ha ⁻¹
N-MOM (kg ha ⁻¹)	3435	2908	-527	- 21,1 kg N ha ⁻¹
N total (kg ha ⁻¹)	4340	3483	-857	- 34,3 kg N ha ⁻¹

Poniendo esta información en la Figura 1b, tenemos representado la magnitud de los compartimentos y flujos más importantes del ciclo del N en SD (Figura 2). En el caso de las formas disponibles, son extremadamente variables dependiendo de la presencia de cultivo, la temperatura, la humedad, las precipitaciones, etc. En el caso de las pérdidas, su cuantificación

es más difícil y seguramente también tendrán una alta variabilidad asociada a las condiciones meteorológicas.

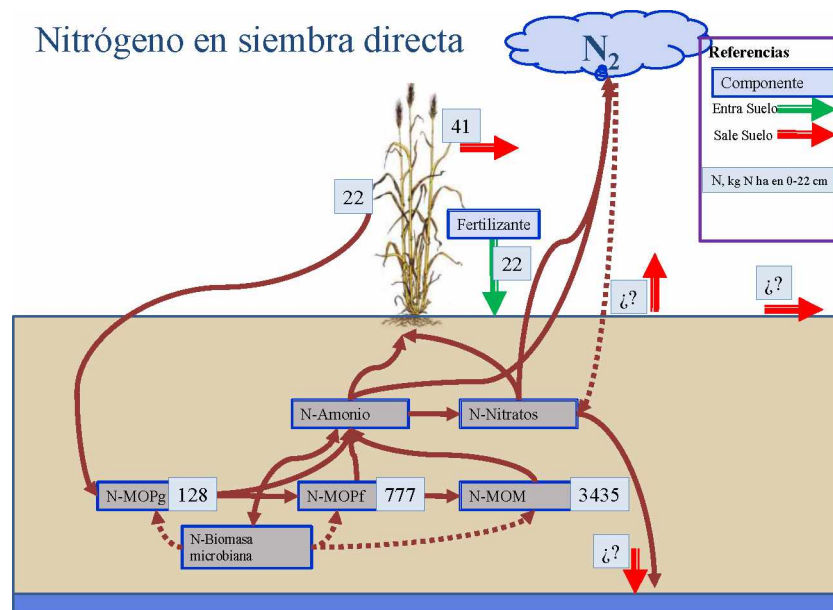


Figura 2. Esquema simplificado del ciclo del nitrógeno para siembra directa en el “Monumento Histórico” de Hogar Funke. Contenido (kg ha⁻¹) o flujo (kg ha⁻¹ año⁻¹) de N.

Consideraciones finales

La parte más importante del balance de N en el sistema productivo es conocer las entradas y salidas. Asumiendo que el mejor de los manejos reduce al mínimo las diferentes formas de pérdida, las salidas a través de las cosechas y las entradas por fertilización (o leguminosas) deberían estar equilibrada para no generar un balance negativo.

El primer paso, simple y al alcance de todos, es *calcular ese balance* a partir de los rendimientos y la proteína, así como la fertilización realizada. Que el balance sea más o menos negativo, dependerá de aspectos productivos, meteorológicos, económicos, coyunturales, entre otros, pero el valor se debe conocer para saber hacia dónde va el sistema.

Para que el N del fertilizante sea utilizado más eficientemente, sin que se pierda por los flujos de salida, es importante conocer *la cantidad y disponibilidad del N*, sea por las fracciones orgánicas o por su labilidad.

Finalmente, teniendo en cuenta la necesidad de N del cultivo y el potencial aporte del suelo, se debe considerar *la dinámica del sistema*, buscando una fertilización en tiempo y forma para maximizar la eficiencia de uso del N.

La fertilización ineficiente representa una pérdida de rendimiento potencial e impacto negativo sobre el ambiente.

Bibliografía consultada

- Duval M., E. de Sa Pereira, J. Iglesias, J.A. Galantini. 2014. Efecto de diferentes manejos sobre las fracciones orgánicas en un Argiudol. *Ciencia del Suelo* [32\(1\) 105-115](#).
- Duval M., J.A. Galantini, J.O. Iglesias, H. Krüger. 2013. El cultivo de trigo en la región semiárida bonaerense: Impacto sobre algunas propiedades químicas del suelo. *RIA – INTA* 39 (2) 178-184.
- Fernández R., J.A. Galantini, M.R. Landriscini, A. Marinissen, M. Enrique. 2007. Fertilización con N y S en trigo con distinto antecesor: efecto sobre la nutrición, el rendimiento y la calidad. *Revista Investigaciones Agropecuarias (RIA) – INTA* 36 (2): 29-48.
- Galantini J.A.; R.A. Rosell; A.E. Andriulo; A.M. Miglierina, J.O. Iglesias. 1992. Humification and N mineralization of crop residues in semi-arid Argentina. *Sci. Total Environ.* [117/118, 263-270](#).
- Galantini J.A., J.O. Iglesias, C. Maneiro, L. Santiago, C. Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA – INTA)* 35: 15-30.
- Galantini J.A., M.R. Landriscini, R.A. Rosell. 2000. Patrones de acumulación, balance y partición de nutrientes en diferentes sistemas de producción de trigo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA-INTA)* 29 (2) 99-110
- Galantini J.A., N. Senesi, G. Brunetti, R. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* [123: 143-152](#).
- Galantini J.A., R. Rosell, G. Brunetti, N. Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo* [20\(1\)17-26](#).
- Galantini J.A., R.A. Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil & Tillage Research* 87: 72-79
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M.R. Landriscini, F.M. López, M.E. Duval. 2016. Fertilización nitrogenada en la región subhúmeda Bonaerense: Eficiencia del uso del agua y del nitrógeno. *Ciencia del Suelo* 34(1) 81-92.
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M.R. Landriscini. 2015. Diagnóstico de fertilidad nitrogenada en el Sudoeste Bonaerense mediante el uso de un clorofilómetro en trigo. *Ciencia del Suelo* 33(1) 31-43.
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M. Duval. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. [Soil & Till. Res. 169:71-80](#).
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M.E. Duval. 2018. A rapid method for estimating labile carbon and nitrogen pools in Mollisols under no-tillage. *Archives of Agronomy and Soil Science* 64 (9) 1321-1327,
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M.R. Landriscini. 2015. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de la provincia de Buenos Aires (Argentina): efectos del momento de aplicación. *Agriscientia* 32 (1) 15-27.
- Rosell R.A., J.A. Galantini, L.G. Suñer. 2000. Long-term crop rotation effects on organic carbon, nitrogen and phosphorus in Haplustoll soil fractions. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 14 (4) 309-316.
- Toledo M., J.A. Galantini, S. Vazquez, E. Ferreccio, S. Arzuaga, L. Giménez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ciencia del Suelo* [31\(2\) 201-212](#).

Efectos de largo plazo de los sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: Efectos sobre la fracción mineralizable

Juan Manuel Martínez, Matías Duval, Fernando López, Juan A. Galantini

Los sistemas de labranza afectan la mineralización del nitrógeno. Mientras que el laboreo acelera la degradación de la fracción activa del nitrógeno orgánico, la siembra directa favorece su acumulación, principalmente en la capa superficial.



El nitrógeno (N) es un elemento indispensable para maximizar el rendimiento y la calidad de los cultivos. Por su dinámica, susceptibilidad a las pérdidas y altos requerimientos de las plantas, es uno de los nutrientes deficientes en forma generalizada. Los sistemas de labranza afectan a la dinámica del N (Mikha et al., 2006) en el suelo y por lo tanto a la mineralización (Rice & Havlin, 1994). La labranza convencional (LC) favorece la reducción del contenido de la materia orgánica (MO) debido al incremento de la mineralización por la ruptura de los agregados del suelo y el aumento de la aireación (Sainju et al., 2006). Esto expone a los compuestos orgánicos protegidos a la acción de los microorganismos, acelerando el ciclado del N (Mikha & Rice, 2004). En cambio, la siembra directa (SD) mejora la agregación del suelo (St. Luce et al., 2011) y protege los compuestos orgánicos de la degradación (Six et al., 1998). Respecto a la mineralización, Halpern et al. (2010) encontraron una mayor biomasa microbiana y N mineralizable bajo SD, mientras que Muruganandam et al. (2010) reportaron mayores tasas de transformación de N en este sistema de labranza. Sin embargo, en otros estudios de largo plazo, el N mineralizado fue mayor o igual bajo LC en comparación con SD (Thomsen & Sørensen, 2006).

La mayoría de las estimaciones de la contribución de N proveniente de la mineralización del suelo se basan en incubaciones aeróbicas de largo plazo (Martínez & Galantini, 2017), que determinan la fracción de N del suelo que se podría mineralizar (N potencialmente mineralizable, Npm). Este Npm también se puede estimar en laboratorio por incubación anaeróbica (Waring & Bremner, 1964) y según varios autores el N anaeróbico sería el mejor indicador biológico del Npm (Bushong et al., 2006; Martínez et al., 2016, 2017).

Los estudios de largo plazo son esenciales debido a que los cambios en las propiedades edáficas a corto plazo son usualmente pequeñas y el sistema no se encuentra aún estabilizado (Heenan et al., 2004). Estos cambios sobre el suelo pueden ser de mayor magnitud en

regiones con menor régimen de precipitaciones debido al efecto de la cobertura (Abril et al., 2005), particularmente en climas de alta estacionalidad (Schoenau & Campbell, 1996). Los objetivos de este estudio fueron i) cuantificar el efecto en el largo plazo de dos sistemas de labranza sobre distintas fracciones de N de la MO, y evaluar las variaciones en la fracción mineralizable en un suelo de la región subhúmeda Pampeana.

Aspectos metodológicos

Se utilizó un suelo Argiudol típico (38° 07' 06" S - 62° 02' 17" O), profundo, de textura franca en el horizonte A y franco-arcillosa en el B₂, del establecimiento Hogar Funke, partido de Tornquist (Provincia de Buenos Aires) (Figura 1). Sobre dos parcelas de 8 has cada una se aplicaron dos sistemas de labranza: SD y LC, desde el año 1986. El gradiente de precipitaciones determina un régimen de humedad del suelo údico con una distribución errática, concentradas durante los períodos de marzo-abril (otoño) y setiembre-octubre (primavera). De acuerdo a Thornthwaite, el clima es clasificado como subhúmedo, con temperatura media anual de 14,5°C. Los cultivares seleccionados para cada cultivo y las prácticas de manejo que se utilizaron fueron las recomendadas para la región. Los detalles del sitio, manejo y propiedades químicas del suelo fueron descriptos por Galantini et al. (2006) y Martínez et al. (2017). Las muestras fueron tomadas en 2003, 2009, 2010 y 2011 cuando las parcelas estaban sembradas con el cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) en el estadio de macollaje. Las mismas se tomaron en tres bloques ubicados aleatoriamente a lo largo de las dos parcelas.

Durante el período analizado (1986-2011) la secuencia de cultivos fue: M-T-G-T-G-T-S-C-M-C-M-T-M-T-C-G-T-T-G-C-G-T-M-T(sin cosecha por sequía)-T-T (siendo: M, maíz; T, trigo; G, girasol; C, cebada; S, sorgo). En cada tratamiento y bloque se tomaron tres muestras compuestas a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-20 cm. El suelo fue secado al aire, homogeneizado y tamizado por 2 mm. Se determinó el N orgánico total (N_t) (Bremner & Mulvaney, 1982) y N potencialmente mineralizable por incubación anaeróbica (N_{an}) durante de 7 días a 40°C de temperatura (Waring & Bremner, 1964). El análisis estadístico de los datos se realizó con el software Infostat (Di Rienzo et al., 2013).

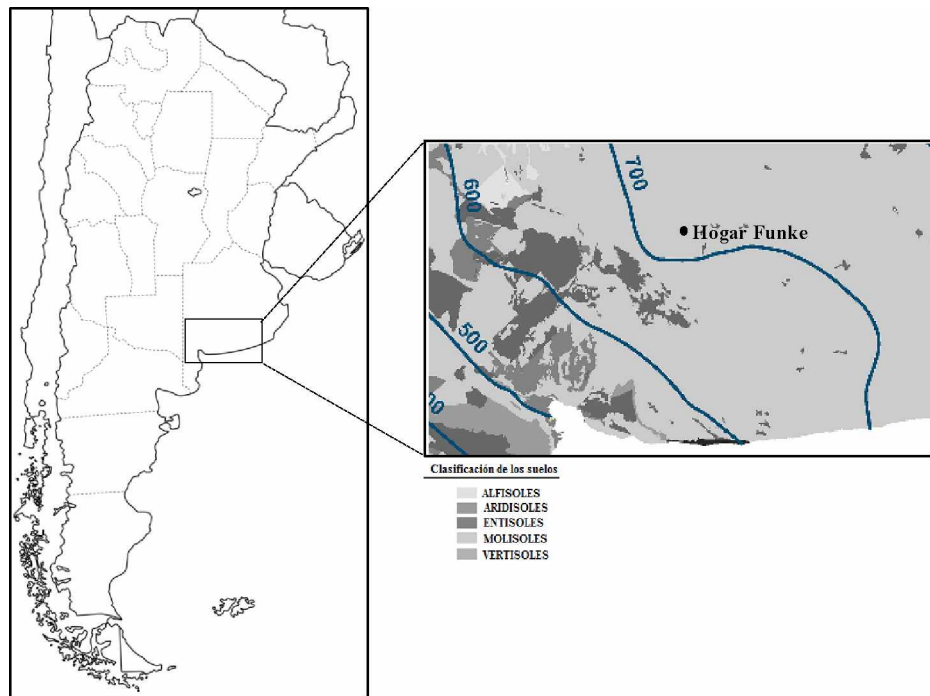


Figura 1. Ubicación del sitio del ensayo de largo plazo.

Resultados y discusión

Los contenidos de Nan en la capa de 0-5 cm del suelo fueron mayores en SD que bajo LC en todos los años en concordancia a lo encontrado por Needelman et al. (1999) y Mikha et al. (2006). Los valores obtenidos promedios fueron 54,2 y 76,3 mg kg⁻¹ para LC y SD, respectivamente. Esta diferencia puede deberse a la cantidad de años del lote con sistemas de labranzas. Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos y años, siendo 2003>2011>2009=2010 (Figura 2). Para las demás profundidades estudiadas, se observaron diferencias significativas entre años pero no así para sistemas de labranza en 5-10 y 10-20 cm ($p>0,05$), con valores inferiores a los hallados en la capa más superficial. Este resultado coincide a lo hallado en la bibliografía (Morón & Sawchick, 2002; Fabrizzi *et al.*, 2003) donde se propone al Nan como un indicador de alta sensibilidad a los cambios producidos por las prácticas de manejo pero en la capa más superficial, donde se pueden diferenciar ambos sistemas de labranzas.

El Nt mostró una tendencia similar al Nan para las profundidades estudiadas, sin encontrarse diferencias entre tratamiento y años bajo LC, aunque si se observaron tales diferencias en 0-5 cm para SD, lo que demuestra una mayor estratificación de N en las capas superficiales (Figura 3). Esta situación reviste importancia, dado que produce un incremento de la fracción activa del N. Cuando se analizaron las demás profundidades no se observaron diferencias

entre tratamiento y años. Luego, se procedió a analizar la capa superficial, en la cual se observan las mayores diferencias entre sistemas y las variables estudiadas.

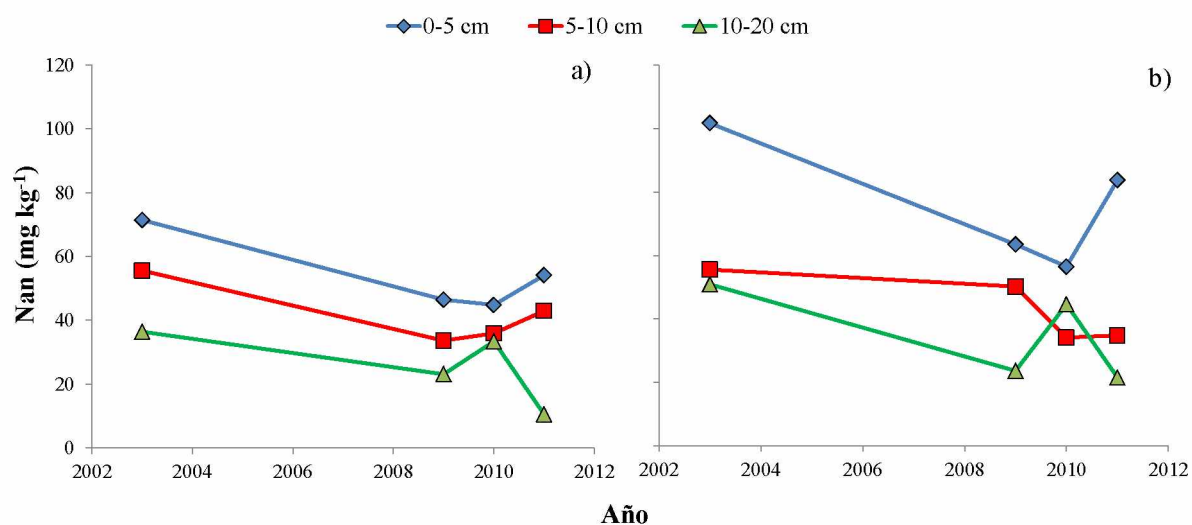


Figura 2. Variación del Nan para cada profundidad según sistemas de labranza: a) LC y b) SD.

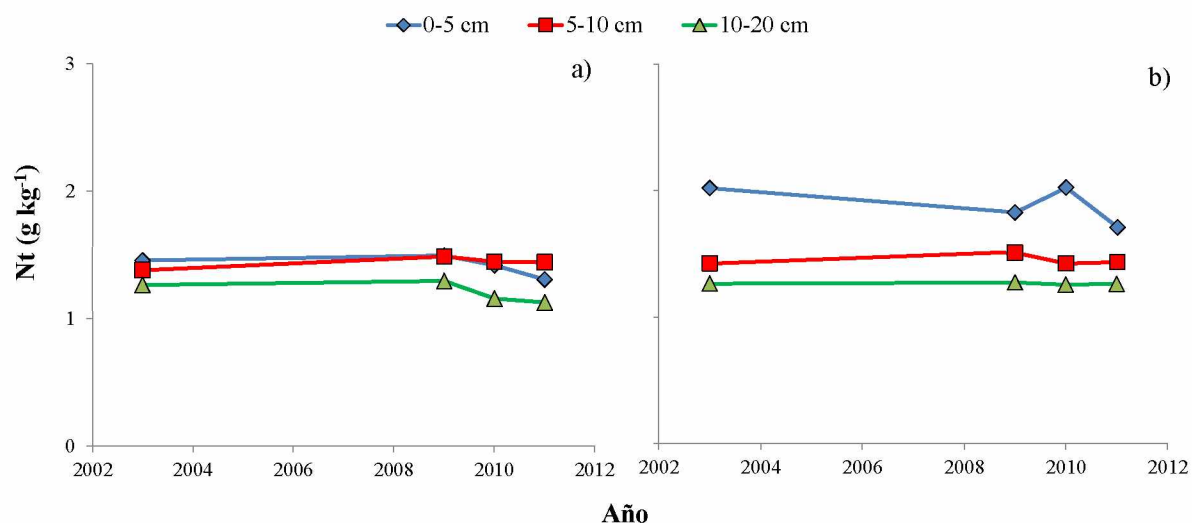


Figura 3. Variación del N total (Nt) del suelo para cada profundidad según los sistemas de labranza: a) LC y b) SD.

Analizando la capa superficial, se pudo apreciar la relación existente entre estas dos variables (Figura 4). Se evidenciaron relaciones opuestas entre el Nt y el Nan para SD, aunque en LC no se observó lo mismo. Esto fue causado por la estratificación de la MO particulada (MOP) bajo SD en esta capa, que favorece una mayor acumulación de N lábil en superficie (Balesdent et al., 2000). En cambio, en LC no se observó tal relación ya que se produjo una dilución en la concentración del Nt en toda la profundidad de laboreo (Figura 4) por la

incorporación de la MOP en profundidad. Por lo que sería esperable que la relación del Nt con el Nan bajo LC, sea estrecha en toda la profundidad de laboreo. Con respecto a la variación interanual en SD, se observa una variabilidad del Nan que podría atribuirse al aporte de N realizado por la MOP, cuyo aporte resulta variable debido a la estacionalidad climática que produce rendimientos erráticos de los cultivos. Martínez et al. (2017) reportaron correlaciones elevadas entre el aporte de residuos de los cultivos y el potencial de mineralización de N bajo estas condiciones. Otros autores (Genovese et al., 2009) han reportado un decrecimiento en el potencial de mineralización debido al efecto de agricultura continua en ambientes con rendimientos elevados, situación que no fue observada en este estudio. Esto probablemente podría indicar que bajo condiciones con limitaciones hídricas el potencial de mineralización sería más dependiente de las fracciones más lábiles de la MO, que son más limitantes bajo estas condiciones.

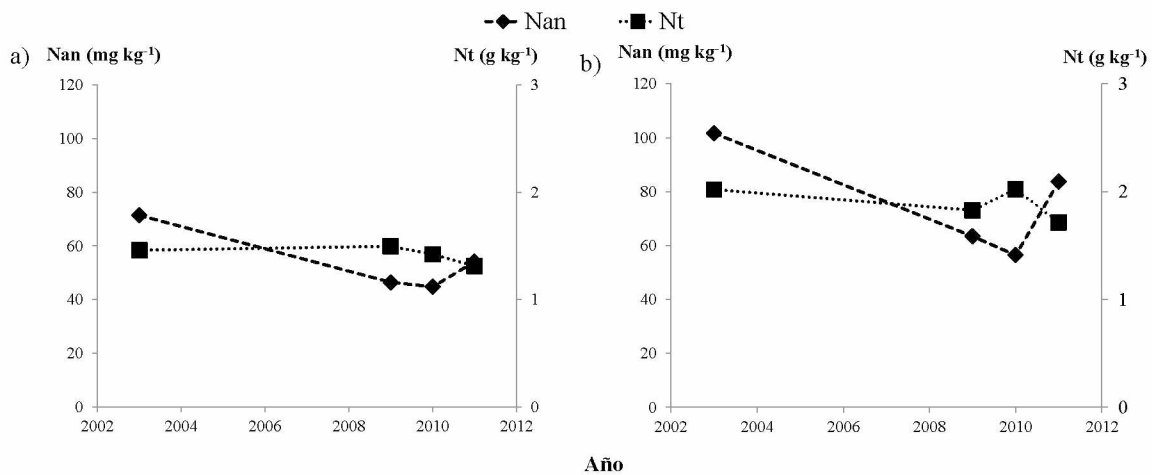


Figura 4. Tendencias en las relaciones entre Nan y Nt en la capa superficial según sistemas de labranza: a) LC y b) SD.

Conclusiones

Las mayores concentraciones de Nt bajo SD, resultado de la estratificación de la MOP, incrementaron la fracción activa del N y su potencial de mineralización. El Nan podría utilizarse como un indicador sensible para detectar cambios producidos por los sistemas de labranza si se considerara la profundidad más superficial. Estos resultados permiten conocer en más detalle la dinámica del N proveniente de la mineralización de la MO con dos sistemas de labranza contrastantes, y así plantear estrategias para optimizar la eficiencia de uso del N.

Bibliografía consultada

- Abril A.; P. Salas; E. Lovera; S. Kopp; N. Casado-Murillo. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de la Argentina. *Ci. Suelo* 23, 179-188.
- Balesdent J.; C. Chenu; M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53, 215-230.
- Banerjee M.R.; D.L. Burton; C.A. Grant. 1999. Influence of urea fertilization and urease inhibitor on the size and activity of the soil microbial biomass under conventional and zero tillage at two sites. *Can. J. Soil Sci.* 79, 255-263.
- Bremner J.M.; C.S. Mulvaney. 1982. Nitrogen total. In: Page et al. (Eds.) *Methods of Soils Analysis. Part 2. Agronomy* 9. 2nd edition. Madison, Wisconsin, USA. Pp. 595-624.
- Bushong J.T.; R.J. Norman; W.J. Ross; N.A. Slaton; C.E. Wilson; E.E. Gburr. 2007. Evaluation of several indices of potentially mineralizable soil nitrogen. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 38, 2799-2813.
- Bundy L.G.; J.J. Meisinger. 1994. Nitrogen availability Indices. In: Weaver RW et al. (Eds.). *Methods of soil Analysis. Part 2, Microbiological and Biochemical Properties* N° 5. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, EEUU. Pp 951-984.
- Fabrizzi P.A.; F. Garcia. 2003. Soil carbón and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1831-1841.
- Galantini J.A.; J.O. Iglesias; C. Maneiro; L. Santiago; C. Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *Rev. Invest. Agropec. (RIA - INTA)* 35, 15-30.
- Genovese M.; H. Echeverría; G. Studdert; H. Sainz Rozas. 2009. Nitrógeno de amino-azúcares en suelos: calibración y relación con el nitrógeno incubado anaeróbico. *Ci. Suelo* 27, 225-236.
- Halpern M.T.; J.K. Whalen; C.A. Madramootoo. 2010. Long-term tillage and residue management influences soil carbon and nitrogen dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 1211-1217.
- Heenan D.P.; K.Y. Chan; P.G. Knight. 2004. Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. *Soil Till. Res.* 76, 59-68.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini. 2017. A Rapid Chemical Method for Estimating Potentially Mineralizable and Particulate Organic Nitrogen in Mollisols. *Commun Soil Sci. Plant Anal.* 48, 113-123.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2016. Indicadores de mineralización de nitrógeno en el sudoeste bonaerense: relación con las fracciones orgánicas del suelo. *Rev. Ci. Agron.* XXVI, 50-57.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semihumid climate of Argentina: a long-term field study. *Soil Till. Res.* 169, 71-80.
- Mikha M.M.; C.W. Rice. 2004. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 809-816.
- Mikha M.M.; C.W. Rice; J.G. Benjamin. 2006. Estimating soil mineralizable nitrogen under different management practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1522-1531.
- Morón A.; J. Sawchik. 2002. Soil quality indicators in a longterm crop-pasture rotation experiment in Uruguay. Paper 1327. *Proceedings 17th World Congress of Soil Science. Symposium N° 32.* Bangkok, Tailandia. In CD.
- Muruganandam S.; D. Israel; W. Robarge. 2010. Nitrogen transformations and microbial communities in soil aggregates from 3 tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 120-129.
- Needelman B.A.; M.M. Wander; G.A. Bollero; C.W. Boast; G.K. Sims; D.G. Bullock. 1999. Interaction of tillage and soil texture: Biologically active soil organic matter in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1326-1334.
- Schoenau J; C. Campbell. 1996. Impact of crop residues on nutrient availability in conservation tillage systems. *Can. J. Plant Sci.* 76, 621-626.
- Six J.; E.T. Elliot; K. Paustian; J.W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1367-1377.
- Stanford G.; S. Smith. 1972. J. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 465-472.
- Thomsen I.K.; P. Sørensen. 2006. Tillage-induced N mineralization and N uptake in winter wheat on a coarse sandy loam. *Soil Tillage Res.* 89, 58-69.
- Waring S.A.; J.M. Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *London Nature.* 201, 951-95.

Balance y dinámica de las formas de fósforo edáfico y su disponibilidad para el trigo

Julietta Bongiovani, Julio Iglesias, Gabriela Minoldo, Raúl Agamenoni y Juan A. Galantini

El fósforo disponible para las plantas proviene de la fracción soluble, en equilibrio con las fracciones lábiles orgánicas e inorgánicas, las moderadamente lábiles y las de muy baja labilidad. Este equilibrio es de extrema importancia para garantizar el adecuado suministro de P a las plantas.



El fósforo (P) es un elemento considerado esencial para el crecimiento y desarrollo de las plantas. Promueve el desarrollo radical y da precocidad a las plantas, ya que adelanta el período de madurez, a diferencia del N que tiende a prolongar el crecimiento vegetativo. La cantidad total de P absorbida por los diferentes cultivos para producir una tonelada de grano, fibra o forraje son muy variables. Sin embargo, es posible tener idea de valores de referencia, así como de sus índices de cosecha, a partir de la planilla desarrollada por el IPNI (García *et al.*, 2015; Tabla 1).

Tabla 1. Requerimientos de P (kg Mg⁻¹ grano/forraje) e índice de cosecha (IC) de diferentes cultivos.

Cultivo	Producción (Mg ha ⁻¹)	P absorbido (kg)	Requerimiento P (kg Mg ⁻¹)	ICP
Trigo	4	20	5,0	0,80
Maíz	10	40	4,0	0,76
Sorgo granífero	9	40	4,4	0,82
Soja	9	28	7,0	0,88
Alfalfa	18	45	2,5	1,00
Festuca	10	30	3,0	1,00

Fuente: García et al., (2015).

Desde el punto de vista agronómico, el P disponible para las plantas proviene de la fracción soluble en forma de fosfatos mono (HPO_4^{2-}) y di ácidos ($H_2PO_4^-$). Esta fracción se encuentra en equilibrio con las fracciones lábiles orgánicas e inorgánicas, las moderadamente lábiles y las de muy baja labilidad. El abastecimiento de P desde la fracción lábil es de extrema importancia para garantizar el adecuado suministro de este nutriente a las plantas.

El contenido total de P en la capa superficial del suelo puede variar desde 200 mg kg⁻¹ en suelos arenosos hasta 5000 mg kg⁻¹ cuando nos referimos a texturas finas. En suelos del SO

bonaerense, se han reportado contenidos varían entre 200 y 1000 mg kg⁻¹ (Galantini y Rosell, 1997; Suñer y Galantini, 2012, 2013). Esta región se caracteriza por las escasas precipitaciones y la incertidumbre de su ocurrencia, aspecto que condiciona la productividad y sustentabilidad de los sistemas agropecuarios. En el caso particular del sur de la provincia de Buenos Aires, la combinación de períodos de sequía, suelos de texturas gruesas y escasa cobertura ha llevado a severos procesos erosivos. En este contexto es de vital importancia el estudio del efecto de largo plazo que tienen los diferentes sistemas de producción sobre las propiedades del suelo. Considerando que el agua es uno de los factores limitantes de la producción, debe conocerse cómo diferentes alternativas conservacionistas pueden influir sobre la productividad y la posibilidad de mejora de las eficiencias de uso del agua y los nutrientes. El P colabora con el cumplimiento de este último objetivo al estimular el desarrollo de raíces, lo que permite una mejor exploración y capacidad de extracción del agua edáfica. Según la génesis y la historia agrícola de los suelos de la región, los contenidos de P son en general bajos. Como se expresó anteriormente, si bien la cantidad de fósforo total (Pt) puede ser suficiente, sólo una pequeña porción del mismo está disponible para los cultivos, fracción que está en equilibrio dinámico con las formas orgánicas e inorgánicas del suelo.

Evidentemente para comprender en forma global la dinámica del P e interpretar los resultados de los análisis de fertilidad, deben conocerse los contenidos de P en cada una de las diferentes formas que se encuentren en el suelo. Además, se debe considerar el impacto de las diferentes prácticas agrícolas sobre las formas orgánicas e inorgánicas y relacionarlas con los cambios en la absorción por el cultivo, su nutrición, rendimiento y calidad industrial (Galantini *et al.*, 2005).

Dentro de los factores que determinan la disponibilidad de P, es importante la función de las formas orgánicas como parte del reciclado de este nutriente (Anderson, 1996; Szott & Palm, 1997). La disminución de fósforo orgánico (Po) inducida por la agricultura ha sido reportada por varios autores (Charter & Mattingly, 1980; Tate, 1984). Los cambios netos de Po en suelos cultivados son usualmente muy pequeños en relación al Pt, por lo que se requieren varios años del mismo manejo para detectar cambios significativos. La mineralización de Po en un período entre 20-50 años en las parcelas de Rothamsted (Inglaterra) fue del orden de 0,5-3,2 kg P ha⁻¹ año⁻¹ (Charter & Mattingly, 1980). Cuando el P de la reserva del suelo se agota, el mismo se repone a partir de formas lábiles y moderadamente lábiles; si éstas se agotan, las especies menos solubles como los minerales

secundarios serán las que determinen la concentración de P en la solución del suelo (Galantini *et al.* 2005).

Los sistemas con laboreos mínimos o nulos favorecen la estratificación de la materia orgánica (MO), del nitrógeno (N) y P asociados (Unger, 1991; Galantini *et al.*, 1996; Holanda *et al.*, 1998). En particular la siembra directa (SD) produce una modificación del ambiente edáfico y cambios en el ciclo de la MO, con la consecuente modificación de los equilibrios de las formas de P y su disponibilidad para los cultivos. Este sistema produce una mayor concentración y disponibilidad de P en el suelo superficial que el logrado con la labranza convencional, producto de un aumento de la MO. Los residuos superficiales mantienen el suelo más húmedo, favoreciendo la difusión del P hacia las raíces, mejora la actividad microbiana, así como el ciclado del P y la calidad del suelo (Zibilske & Bradford, 2003).

Descripción experimental

El presente estudio se realizó en la EEA INTA Hilario Ascasubi, Ruta 3, km 794 partido de Villarino, provincia de Buenos Aires. El clima de la región se caracteriza por vientos fuertes del O, NO y N, temperaturas bajas y escasa humedad (precipitación de 447,2 mm anuales promedio de 1966-2011), con veranos de alta demanda hídrica e inviernos rigurosos.

En un ensayo de sistemas productivos de labranza y rotaciones en secano iniciado en 2004 en un *Haplustol Éntico* de textura arenosa franca, con diseño aleatorizado en tres bloques, se tomaron muestras de tres sistemas de producción (SP) con diferente labranza, definidos como:

LC, Labranza convencional, trigo-campo natural con pastoreo;

LV, Labranza vertical, trigo- campo natural con pastoreo;

SD, Siembra directa, rotación trigo- avena+vicia con pastoreo.

En cada SP se extrajo suelo en los 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad, cuando todas las rotaciones coincidieron con trigo, se secaron al aire y se tamizaron por 2 mm. Durante la madurez fisiológica del trigo se tomaron 2 muestras de material vegetal de 1 m lineal cada una por tratamiento y bloque.

Determinaciones analíticas

En el suelo: P extraíble (Pe), Bray & Kurtz (1945); P orgánico (Po) e inorgánico (Pi), Saunders & Willians (1955); pH (suelo: agua, 1:2,5); densidad aparente (DA) Blake & Hartge (1986).

En el material vegetal: Rendimiento en grano (kg ha^{-1}); Rendimiento en materia seca total aérea (MSta kg ha^{-1}); Peso de 1000 granos (g); Número de espigas m^{-2} .

Resultados

Rendimiento de trigo

Los rendimientos medios de MSta del trigo en los distintos sistemas de labranza mostraron diferencias significativas (Tabla 2). En LC presentó menor producción (2905 kg ha⁻¹) que en el resto de los sistemas, posiblemente como consecuencia de la mayor agresividad del sistema. La SD presentó el mayor rendimiento (6438 kg ha⁻¹), asociado esto a la incorporación de verdeos consorciados y a mejoras en la eficiencia de los barbechos. En cambio, en el tratamiento LV se observaron valores de producción intermedios.

La producción de granos mostró similar tendencia que la MSta, con aumento del rendimiento a medida que disminuyó el movimiento del suelo: LC ≤ LV ≤ SD. Igual tendencia se observó en los valores medios de índices de cosecha de grano (IC) en cada SP; menores en LC (0,31) mayores en LV (0,40) e intermedios en SD. Particularmente el IC=0,31 determinado en LC, corresponde un valor bajo relacionado a los observados para un cultivo de trigo de desarrollo normal de la región. Esto podría atribuirse a la menor cantidad de agua almacenada en el perfil de suelo provocada por el sistema de labranza, sumado a las escasas precipitaciones desde el inicio del ciclo hasta principios de la etapa de llenado de granos (25 mm junio- fin de septiembre). Los mayores números de espigas m⁻² observados en SD reflejaron mejores condiciones durante la primera etapa del desarrollo del trigo, posiblemente debido a la mejora del balance de agua consecuencia de la cobertura del suelo con los residuos. El aumento en la cantidad de plantas que producen mayor MSta, genera mayores requerimientos hídricos, los que no siempre pueden ser satisfechos (Galantini *et al.*, 2006).

Tabla 2. Rendimiento y parámetros de productividad del trigo con diferente labranza.

	LC	LV	SD
MSta (kg ha ⁻¹)	2905 a	4467 b	6438 c
Grano (kg ha ⁻¹)	933 a	1775 ab	2392 b
IC	0,31 a	0,40 b	0,37 ab
Nº esp. m ⁻²	246 a	369 ab	391 b
Peso 1000 gr (g)	28 a	30 ab	32 b

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas. (DMS; $\alpha=0,05$).

Densidad aparente

Los valores de DA en 0-20 cm fueron diferentes entre los sistemas de labranza (Tabla 2). La SD mostró los mayores valores de DA debido al menor laboreo. En los sistemas LC y LV (con mayor cantidad de labores) no superaron el valor de 1,38 Mg m⁻³. En los 0-5 cm en todos los sistemas de labranza se observaron valores semejantes. En 5-20 cm en SD el suelo

con menores labores mantiene un valor semejante en todo el perfil estudiado. En cambio, en LC y LV la DA dependerá del estado del suelo al momento de la toma de muestra, debido que las labores ocasionan una remoción del suelo que generan una gran cantidad de macroporos en forma artificial con estabilidad de corto plazo que colapsan luego del impacto de las lluvias y los ciclos secos (Iglesias *et al.*, 1996), por lo que el suelo se compacta y aumenta la DA. También se debe tener en cuenta la profundidad de labor que en LC y LV llegó a los 15 cm

El pH en el suelo

Los valores de pH en 0-15 cm del suelo variaron entre 6,7 y 7,0 (Tabla 2). El pH del suelo puede variar a nivel anual como estacional dependiendo tanto de condiciones ambientales (suelo y clima) y de manejo. En este caso, en los sistemas con menor laboreo (LV y SD) se observaron valores más bajos en superficie, los que fueron pequeños e indican estabilidad de los sistemas. En 0-5 cm se observó mayor pH en LC frente a los demás SP posiblemente debido a que sólo hubo cultivo año por medio. Particularmente, el año de estudio, el contenido de materia seca aportado al suelo fue menor.

Tabla 2. Densidad aparente (DA, Mg m⁻³) y pH en la capa superficial del suelo con diferentes sistemas de labranza

Profundidad (cm)	DA (Mg m ⁻³)		
	LC	LV	SD
0-5	1,27 a	1,21 a	1,20 a
5-10	1,37 a	1,32 a	1,50 b
10-15	1,42 b	1,35 a	1,55 c
15-20	1,46 a	1,45 a	1,56 b
0-20	1,38 b	1,33 a	1,45 c
	pH		
	LC	LV	SD
0-5	7,1 b	6,6 a	6,6 a
5-10	7,0 b	6,7 a	6,8 a
10-15	7,0 a	6,8 a	7,0 a
0-15	7,0 b	6,7 a	6,8 ab

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. Letras distintas en la misma profundidad indican diferencias significativas entre sistemas de labranza ($p \leq 0,05$).

El fósforo orgánico

En los 20 cm el efecto de las labranzas (Figura 1a) sobre la cantidad de Po se observó que en los sistemas con mayor cantidad de labores fue menor (LC 367 kg ha⁻¹ y LV 365 kg ha⁻¹) a

diferencia de SD donde aumentó significativamente (541 kg ha^{-1}), coincidiendo con los resultados obtenidos por Six *et al.* (2002). La incorporación de residuos orgánicos en LC concentra Po en profundidad, paralelamente estimula la mineralización de la MO, liberando P en forma de Pi. En el caso de SD debido a la calidad de los residuos (leguminosa) el suelo mostró los valores más altos de Po de 0-15 cm. Toda práctica que tiende a aumentar la producción de los cultivos, como la fertilización de pasturas o de cultivos, aumenta la reserva de Po del suelo. Sin embargo, el aumento en la productividad implica un aumento en la exportación de nutrientes, por lo que es fundamental el adecuado balance de la fertilización. Por ello, el balance final es el resultado de la magnitud del aporte de residuos, de la velocidad a la que se transformen los materiales orgánicos y a la exportación que se haga por las cosechas o consumo animal.

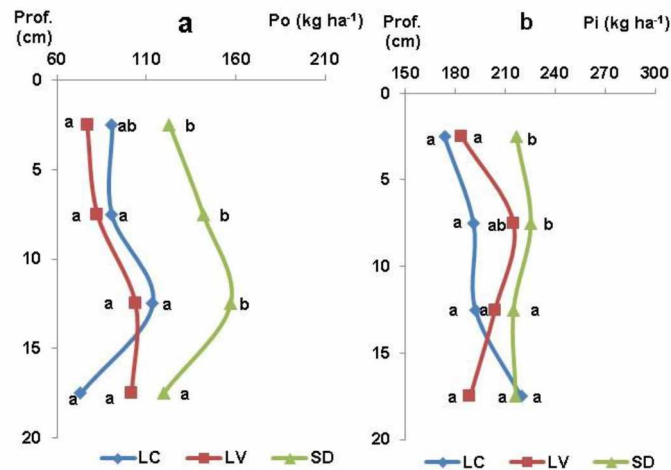
En 0-5 cm SD produce una mayor cantidad del P en el suelo superficial que en LC coincidiendo con Galantini *et al.* (2007). Esto es producto del aumento de MO, que además de aportar P puede disminuir la capacidad de fijación del P del suelo (Guppy *et al.*, 2005). Este efecto puede verse enmascarado por la combinación del uso de leguminosas y pastoreo en SD (122 kg ha^{-1}), que promueven, la descomposición más acelerada de la MO y, además la extracción de P en la biomasa consumida por el ganado.

De 5 a 15 cm se observó en SD la mayor cantidad de Po (156 kg ha^{-1}), consecuencia de la calidad del residuo incorporado. Esto se debería a que el Po se encuentra en un equilibrio dinámico con el Pi, siendo el resultado del balance entre el aporte de residuos y la mineralización. Posiblemente en este caso, la mayor disponibilidad de N en superficie favorecería la actividad biológica, estimulando la rápida transformación del Po a formas inorgánicas.

El fósforo inorgánico

En general la cantidad de Pi en 0-20 cm presentó valores semejantes entre labranzas (Figura 1b). Los sistemas más disímiles, mostraron diferencias entre sí, mínimos en LC (777 kg ha^{-1}) y máximos en SD (873 kg ha^{-1}). Se observaron diferencias significativas de Pi en 0-5 cm entre los SP, con un contenido significativamente mayor en SD (216 mg kg^{-1}) respecto de LC (173 kg ha^{-1}) y LV (183 kg ha^{-1}). Coincidiendo con los resultados obtenidos por Galantini *et al.*, 2007, el aumento del Pi, acompañado de una disminución del Po, estaría confirmando las mejores condiciones para la mineralización de las formas orgánicas en las capas superficiales del suelo. El cultivo estaría actuando como una “bomba” que extrae el Pi del suelo, lo

deposita como Po sobre las capas superficiales y es transformado rápidamente a las formas inorgánicas, permaneciendo allí por su baja movilidad. Solo en 0-10 cm se observó diferencias entre los SP con labranza y SD ($LC = LV \leq SD$), $365 = 399 \leq 442 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente. Tanto en LC como en LV los niveles de Pi se mantienen sin grandes fluctuaciones de 0-20 cm.

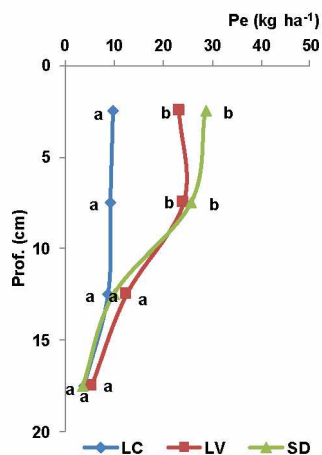


LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD siembra directa. Letras distintas indican diferencias significativas entre sistemas de producción en cada profundidad ($p \leq 0,05$)

Figura 1. Distribución del fósforo orgánico (a) e inorgánico (b) en kg ha^{-1} en la profundidad 0-20 cm bajo diferentes labranzas.

El fósforo extraíble

En la profundidad 0-20 cm se observó la menor cantidad de Pe en LC (31) que en LC (65) y SD (68 kg ha^{-1}). Las diferencias mencionadas se detectaron en los primeros 10 cm, posiblemente por el laboreo año por medio en LC y LV (Figura 2). En LV de 0-5 cm, con labores verticales, el nivel medio de Pe (37 mg kg^{-1}) resultó similar a los registrados bajo SD (promedio 47 mg kg^{-1}), este efecto puede ser atribuible a la fertilización realizada durante la siembra del trigo en LV, mientras que en LC no se fertiliza. Se observó que a medida que disminuyó el laboreo, la acumulación de Pe en superficie fue mayor, ya que LC produce una homogenización del suelo hasta los 15 cm de profundidad.



LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. Letras distintas indican diferencias significativas entre SP en cada profundidad ($p \leq 0,05$).

Figura 2. Efecto de las labranzas sobre el fósforo extraíble (Pe, kg ha⁻¹) de 0-20 cm (kg ha⁻¹).

Conclusiones

Después de 11 años de la implementación diferentes sistemas de producción los rendimientos más altos tanto en materia seca como en grano se observaron en aquellos con menor remoción del suelo, en especial SD. La SD favorece la acumulación en superficie de Po, tomado de las formas inorgánicas de las capas profundas del suelo y quedando en superficie en forma orgánica como residuos y raíces, y de Pi, proveniente de la mineralización de los materiales orgánicos. Estos aumentos influyen sobre la forma más disponible (Pe) en la capa superficial. Los cultivos en estos sistemas producen mayores rendimientos con mayores contenidos de P en el grano, el cual es exportado del sistema. En estas condiciones es importante tener en cuenta que aumentos del rendimiento conllevan a requerimientos mayores de nutrientes, en especial de aquellos no incorporados como fertilizantes.

Durante el periodo analizado, el Pe del suelo tendió a aumentar en la medida que la labranza fue menor, consecuencia de un significativo aumento en la capa superficial. La SD es una alternativa para mejorar el manejo de este tipo de suelos, cuidando el equilibrio entre las formas de P y mejorando la productividad del cultivo de trigo. La inclusión de verdeos de invierno consociados mostró efectos positivos, sobre el suelo y sobre el cultivo, si bien serían necesarios estudios más detallados para aprovechar mejor el periodo largo sin cultivo entre dos trigos.

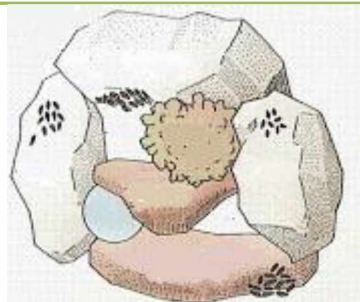
Bibliografía consultada

- Anderson C. 1996. Phosphate cycles in energy crop systems with emphasis on the availability of different phosphate fractions in soil. *Plant and Soil* 184: 11-21.
- Blake GR & KH Hartge. 1986. Bulk Density. In: Arnold Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 1*: 363-375.
- Charter M & GEG Mattingly. 1980. Changes in organic phosphorus contents of soil from long-continued experiments at Rothamsted and Saxmundham. Rothamsted Experiment Station Report for 1979, Part 2: 41-61.
- Galantini JA, AM Miglierina, RA Rosell, JO Iglesias & MR Landriscini. 1996. Distribución del CO y Nt en fracciones granulométricas de un Hapludoll bajo dos sistemas de labranza. XV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Santa Rosa, 57-58.
- Galantini JA, LG Suñer & H Krüger. 2005. Dinámica de las formas de P en un Haplustol de la región semiárida pampeana durante 13 años de trigo continuo. *Rev. Investi. Agrop. (RIA-INTA)* 34 (2):13-31.
- Galantini JA, LG Suñer & JO Iglesias. 2007. Sistemas de labranza en el Sudoeste Bonaerense: Efectos de largo plazo sobre las formas de fósforo en el suelo. *Rev. Invest. Agrop. (RIA-INTA)* 36 (1): 63-81.
- Galantini JA, MR Landriscini, R Fernández, G Minoldo, J Cacchiarelli & JO Iglesias. 2006. Trigo: Fertilización con nitrógeno y azufre en el sur y sudoeste bonaerense. *Informaciones agronómicas del Cono Sur* N° 29: 22-25.
- Galantini J.A., R.A. Rosell. 1997. Organic fractions, N, P, and S changes in a semiarid Haplustoll of Argentine under different crop sequences. *Soil & Tillage Research* 42: 221-228.
- García FO, LI Picone & IA Ciampitti. 2015. Fósforo. pp. 229-264. En: H.E Echeverría y F.O García (eds.). *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Ed. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Holanda FSR, DB Mengel, MB Paula, JG Carvaho & JC Bertoni. 1998. Influence of crop rotations and tillage systems on phosphorus and potassium stratification and root distribution in the soil profile. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 29: 2383-2394.
- Iglesias J.O., J.A. Galantini, R.A. Rosell, A.M. Miglierina & M.R. Landriscini. 1996. Cambios en la distribución del espacio poroso en un Entic Haplustoll con diferentes secuencias de cultivos en la región semiárida Argentina. [Agricultura Técnica 56 \(1\): 43-48.](#)
- Six J., R.T. Conant, E.A. Paul & K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms for soil organic matter: Implications for C saturation of soils. *Plant Soil* 141: 155-176.
- Suñer L.G., J.A. Galantini. 2012. Fertilización fosforada en suelos cultivados con trigo de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 30(1) 57-66.
- Suñer L., J. Galantini. 2013. Dinámica de las formas del P en suelos de la región sudoeste pampeana: Estudio de la incubación con fertilizante fosfatado. *Ciencia del Suelo* 31: 33-44.
- Szott LT & CA Palm. 1997. Nutrient stocks in managed and natural humid tropics fallows. *Plant and Soil*. 186: 293-309.
- Tate KR. 1984. The biological transformation of phosphorus in soil. *Plant Soil* 76:245-309.
- Unger PW. 1991. Organic matter, nutrient, and pH distribution in no - and conventional- tillage semiarid soils. *Agron. J.* 83: 186-189.
- Zibilske LM & JM Bradford. 2003. Tillage effects on phosphorus mineralization a microbial activity. *Soil Sci.* 168: 677-685.

Cambios en la estabilidad de agregados de suelos con diferente labranza

Julio O. Iglesias, Juan A. Galantini y Adrián Vallejos

Los sistemas de labranza modifican la cantidad y distribución del carbono, influyendo sobre el tamaño de los agregados y la estabilidad estructural de los suelos. Es importante conocer estos efectos a largo plazo para anticipar posibles efectos adversos sobre el funcionamiento del agroecosistema. La escasa información en el SO bonaerense sobre este aspecto, llevó a estudiar la experiencia que se encuentra en Tornquist.



Los sistemas de labranza modifican la cantidad y distribución del tamaño de los agregados y la estabilidad estructural de los suelos. Es importante conocer estos efectos a largo plazo para anticipar posibles efectos adversos sobre el funcionamiento del agroecosistema. La agricultura intensiva y el monocultivo deterioran la estructura del suelo, que se puede evaluar a través de la estabilidad de agregados (EA). Ella ha sido una variable sensible al uso y manejo del suelo, por ello propuesta como un indicador de calidad de suelos (Shepherd et al., 2001). La agregación de las partículas del suelo es un proceso edafogénico resultado de la compleja interacción órgano-mineral que puede ser modificada por el manejo. Sin embargo se considera que los resultados obtenidos en estudios sobre efecto de labranzas en la EA son aún contradictorios porque éstos son dependientes del pre tratamiento de las muestras, de su contenido de humedad y de la intensidad del tamizado. Por ello, las investigaciones sobre EA y la distribución de agregados por tamaño, son principalmente de valor comparativo y requieren de una detallada descripción de la metodología aplicada, para que los resultados se interpreten dentro del contexto de dicha metodología (Daraghmeah et al., 2009).

La teoría jerárquica de agregación propone que los microagregados se unen para formar macroagregados y los lazos dentro de microagregados son más fuertes que entre los macroagregados (Edwards & Bremner, 1967), así las partículas de suelo se unen a través de materiales orgánicos e inorgánicos (Tisdall & Oades, 1982).

El laboreo modifica la agregación del suelo por ruptura física de los macroagregados y por alteración de factores biológicos y químicos (Barto et al., 2010; Piccolo et al., 1998). En particular, la labranza convencional (LC) aumenta la exposición al aire, sol y viento, mientras que las prácticas de manejo reducidas como la siembra directa (SD) moderan el impacto de los ciclos mojado-secado, debido a la protección de residuos en superficie mejorando la EA

(Bronik & Lal, 2005). Por ello es importante cuantificar el efecto de diferentes sistemas de labranza y su relación con la estabilidad del suelo. Fedoroff (1987) sugiere la idea de utilizar los suelos naturales sin cultivar como la más alta calidad para la evaluación de la degradación del suelo, aunque no existe un consenso generalizado.

En base a estos antecedentes se planteó la hipótesis: “En la medida que se incrementa la intensidad del disturbio en el sistema de labranzas, aumenta la fracción de agregados menor a 1 mm obtenidos por tamizado en seco, consecuencia de la pérdida de estabilidad del suelo y este valor se puede utilizar como un indicador de la intensidad de disturbio”. El objetivo del presente trabajo fue: evaluar el efecto de los sistemas de labranza a largo plazo sobre la distribución de los diferentes tamaños de agregados.

Características de la experiencia

El ensayo se realizó en el establecimiento “Hogar Funke” ubicado en el partido de Tornquist, en un Argiudol típico profundo de textura franca limosa. El lote en estudio fue sistematizado en 1975 con curvas de nivel sin gradiente y desde el año 1986 sobre una parcela de 16 hectáreas se implementaron dos sistemas de labranza, SD y LC quedando dividida en 2 tratamientos de 8 hectáreas, uno SD y otro LC.

Durante el año en estudio en ambos sistemas se sembró trigo. En el mes de diciembre en las profundidades 0-5 y 5-10 cm, se tomaron 2 muestras en cada bloque y profundidad (un total de 6 réplicas en cada tratamiento y profundidad). Una fracción de suelo aledaño sin cultivar desde que se sistematizó el lote en estudio asumido como “Natural”, se muestreó de igual forma. De tal forma quedaron definidos tres tratamientos, Natural (Nat); siembra directa (SD) y labranza convencional (LC).

Las muestras de suelo secas al aire, se rompieron de forma manual siguiendo sus planos de debilidad y se los tamizó con tamiz de 8 mm. Para determinar la EA se utilizó el cambio del diámetro medio ponderado (CDMP) propuesto por De Leenher & De Boodt (1958), adaptado por Santanatoglia & Fernández (1982). La EA se expresó como valores de CDMP, (diferencia entre el DMP del tamizado en seco y el DMP del tamizado en húmedo); a mayor CDMP mayor inestabilidad del suelo (Vallejos et al., 2012). El método consiste en un tamizado en seco donde se separaron 4 fracciones: 8-4,8, 4,8-2,8, 2,8-2,0 y 2,0-1,0 mm. La muestra menor de 1 mm se descartó. Posteriormente con las fracciones obtenidas se realizó un tamizado en húmedo con tamices malla 4,8; 2,8; 2; 1; 0,5 y 0,3 mm. Se calculó el índice de estabilidad de agregados (IEA) expresado como el cociente entre un valor de estabilidad

(CDMP_{ref}) del suelo de referencia (natural, con valor 100) y el del tratamiento (CDMP_{trat}) multiplicado por 100, de esta forma valores menores de 100 para tratamientos disturbados expresan el porcentaje que conservan de la EA original del suelo (Echeverría et al., 2015).

$$IEA = \text{CDMP}_{\text{ref}} / \text{CDMP}_{\text{trat}} \times 100$$

CDMP: diámetro medio ponderado

En este trabajo se definió como macroagregados a los agregados > 2,8 mm, mesoagregados a los comprendidos entre 2,8 y 1 mm y microagregados a los < 1 mm. La muestra < 1 mm del tamizado en seco no se utilizó para tamizado en húmedo por ello los resultados obtenidos en los agregados en húmedo no se compararon con los obtenidos en el tamizado en seco dado que la cantidad de suelo de donde se partió no fue la misma.

Distribución de los tamaños de agregados tamizados en seco y húmedo

Cuando se analizó la distribución promedio de las fracciones de agregados de tamizado en seco se observó interacción entre tratamientos y profundidades en algunos tamaños de agregados. Posiblemente el laboreo en LC mezcló los dos estratos en estudio afectando en forma diferente las categorías de agregados, por tal motivo se analizó cada profundidad por separado.

En 0-5 cm los tratamientos afectaron la distribución de algunos agregados tamizados en seco (Tabla 1). En el tamaño 8,0-4,8 mm el Nat no difirió con SD, en cambio en 4,8-2,8 mm fue superior. Los agregados mayores de 4,8 mm se incrementaron a medida que disminuyó el disturbio, la ausencia de actividad agropecuaria en Nat y de labranzas en SD permitieron la unión de microagregados en agregados más grandes (8 a 4,8 mm), según los conceptos de la teoría de Tisdall & Oades (1982). En Nat, si bien no se midió la producción de materia seca, es de esperar mayor aporte que en LC, por que produjo biomasa durante todo el año por ausencia de barbecho y con un reciclado total por no haber extracción de grano ni de pasto.

Por otro lado cuando fue mayor el nivel de disturbio aumentó la cantidad de material (partículas y agregados menores de 1 mm) y presentó una tendencia a disminuir el porcentaje de agregados mayores de 2,8 mm. La disminución de los macroagregados en los sistemas cultivados sería el resultado de cambios en el aporte de carbono al suelo y por acción del laboreo.

En LC la fracción menor a 1 mm (34,6%), formada principalmente por material suelto por efecto del laboreo, evidenció mayor destrucción de los macroagregados, que SD y Nat. La disminución en la EA está relacionada al manejo y una disminución en el ingreso de residuos

afectaría la agregación (Kasper et al., 2009; Cacchiarelli et al., 2008). Una caída en el porcentaje de macroagregados asociada con el menor aporte de residuos de cultivo con diferentes secuencias fue observada por Shaver et al. (2002). Por otro lado Shu et al. (2015) observaron un incremento de la proporción de macroagregados cuando disminuyeron las labranzas y aumentaron los residuos en un suelo franco arenoso.

En el presente estudio los microagregados aumentaron por efecto las labranzas, producto de la destrucción de los macroagregados $< 0,250$ mm. En cambio, Elliott (1986) menciona que los microagregados no son afectados por las labranzas, en este trabajo solo se determinaron microagregados < 1 mm incluyéndose en esta fracción todo el material suelto. Esta categorización de los microagregados sería la causa de la diferencia con la bibliografía citada. En el estrato inferior (5-10 cm) los tratamientos Nat y SD presentaron mayores porcentajes de agregados $> 2,8$ mm que LC, probablemente producto del sistema de labranza. Los agregados menores que 1 mm aumentaron en LC y no se encontraron diferencias entre SD y Nat. En SD las diferencias observadas en los agregados < 1 mm fueron menos importantes que en el estrato superficial posiblemente el no laboreo promovió menor grado de disturbio que en superficie.

La cantidad de agregados < 1 mm mostró una tendencia del efecto de los tratamientos sobre la EA. En la capa superficial fueron todos diferentes (Nat $<$ SD $<$ LC), en profundidad LC fue el más inestable (Nat=SD $<$ LC). Por lo que esta fracción podría ser un indicador sensible de la estabilidad de la estructura del suelo.

La distribución promedio de las fracciones de agregados tamizados en húmedo (Tabla 1) presentó interacción entre tratamientos y profundidades en algunos tamaños de agregados. El análisis de la cantidad de los agregados en húmedo en la profundidad 0-5 cm presentó mayor cantidad de agregados superiores a 2,8 mm en Nat y SD, aunque este último no difirió de LC. Los agregados de este tamaño presentaron una tendencia a disminuir cuando aumentó el disturbio. El menor porcentaje de agregados menores de 1 mm fue condicionado por la resistencia de los agregados de 8 a 1 mm. Estos resultados fueron similares a los informados por Spaccini et al. (2001), quienes indicaron que el monocultivo reduce los agregados más grandes. La distribución de agregados tamizados en húmedo diferenció entre los tratamientos Nat y LC.

En 5-10 cm la cantidad de agregados en cada categoría fueron similares en todos los tratamientos excepto la fracción 4,8-2,8 mm y la fracción < 1 mm.

Tabla 1. Distribución promedio (%) de fracciones de agregados de tamizado en seco y húmedo.

		Tamaño de agregados (mm)						
seco		8,0-4,8	4,8-2,8	2,8-2,0	2,0-1,0	< 1		
0-5 cm								
Nat		29,02 a	29,55 a	7,81 a	16,28 a	17,33 c		
SD		24,68 ab	22,69 b	9,33 a	18,36 a	24,94 b		
LC		20,07 b	18,17 b	9,10 a	17,95 a	34,57 a		
5-10 cm								
Nat		35,32 a	28,17 a	7,31 a	14,45 a	14,75 b		
SD		39,47 a	26,48 a	6,73 a	14,21 a	13,11 b		
LC		29,16 b	19,54 b	6,35 a	15,37 a	29,57a		
Tratamiento	*	**	ns	ns	**			
Profundidad	**	*	**	ns	**			
Interacción	*	*	ns	ns	*			
húmedo		8,0-4,8	4,8-2,8	2,8-2,0	2,0-1,0	1-0,5	0,5-0,3	< 0,3
0-5 cm								
Nat		33,70 a	33,01 a	8,38 a	18,74 a	0,83 b	0,32 b	5,07 b
SD		28,13 ab	21,67ab	9,17 a	18,99 a	5,71 a	3,10 a	15,89a
LC		22,39 b	16,20 b	7,87 a	21,87 a	7,14 a	6,93 a	17,77a
5-10 cm								
Nat		37,94 a	23,44 a	7,20 a	15,64 a	4,13 a	2,49 a	9,16 b
SD		32,12 a	22,72 ab	7,22 a	15,04 a	3,46 a	5,38 a	14,06 a
LC		33,02 a	16,67 b	7,09 a	15,93 a	5,86 a	4,44 a	16,99 a
Tratamiento	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	*
Profundidad	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Interacción	*	ns	ns	ns	ns	*	*	ns

Tratamiento: Nat, natural; SD, siembra directa; LC, labranza convencional. Para cada profundidad analizada en cada tamaño de agregados (tamizados en seco o en húmedo), letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$, test DMS).*: $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; ns: no significativa

Estabilidad de agregados y cambio del diámetro medio ponderado

La mayores diferencias en la EA se encontraron en la capa superficial, donde se observó que el CDMP aumentó (Tabla 2) a medida que aumentó el disturbio con la historia de laboreo. Resultados similares fueron publicados por Sanzano et al. (2005) quien trabajó en un Haplustol típico con diferentes tratamientos obteniendo valores entre 0,42 y 1,35 mm. En la profundidad 5-10 cm no se encontraron diferencias en el CDMP entre Nat y SD.

Al analizar los resultados del IEA podemos afirmar que los suelos con mayor remoción tuvieron menor estabilidad estructural que el mismo suelo cuando disminuye el disturbio. En

0-5 cm el tratamiento LC presentó un valor menor que Nat (80%), en cambio SD solo el 37%. Coincidiendo con un efecto similar descrito por Echeverría et al 2015, trabajando en un Paleudol Petrocalcico en el estrato superficial. En 5-10 cm se observó que solo en LC el valor de IEA fue menor (44%) que el obtenido en los tratamientos Nat y SD.

Tabla 2. Cambio en el diámetro medio ponderado, índice de estabilidad de los agregados del suelo en los tratamientos estudiados.

Tratamiento			
	Nat	SD	LC
Prof. (cm)	CDMP		
0-5	0,24 c	0,38 b	1,20 a
5-10	0,53 b	0,54 b	1,00 a
0-10	0,38	0,46	1,10
	IEA		
0-5	100	63	20
5-10	100	103	56
0-10	100	81	38

Tratamiento: Nat, natural; SD, siembra directa; LC, labranza convencional. Para cada profundidad analizada letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$, test DMS). CDMP cambio en el diámetro medio ponderado; IEA: índice de estabilidad de agregados.

Conclusiones

La estabilidad de los agregados en la profundidad 0-5 cm permitió separar mejor los manejos estudiados mejor que en 5-10 cm. La distribución de tamaños de agregados en seco fue afectada por la intensidad de disturbio. Al disminuir las labranzas se observó una tendencia a incrementar la cantidad de agregados mayores a 2,8 mm.

La cantidad de agregados menores de 1 mm fue el tamaño más sensible para diferenciar el efecto del manejo, siguiendo el mismo patrón que la estabilidad de los agregados, y por ello, se la podría utilizar como un estimador simple de obtener.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Ing. Cristian Kleine (Hogar Funke) por su colaboración y a la regional Bahía Blanca AAPRESID por apoyar la realización del ensayo.

Bibliografía consultada

- Barto E.K.; F. Alt; Y. Oelmann; W. Wilcke & M.C. Rillig. 2010. Contributions of biotic and abiotic factors to soil aggregation across a land use gradient, *Soil Biol. Biochem.* 42: 2316–2324.
- Bronick C.J. & R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124(1): 3-22.
- Cacchiarelli J.; J.A. Galantini, R.A. Rosell. 2008. Estabilidad estructural y P en fracciones de agregados en la cuenca del A° El Divisorio (Coronel Pringles, BA). *Ciencia del Suelo* 26 (1) 71-79.
- Daraghmech O.A.; J.R. Jensen & C.T. Petersen. 2009. Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma* (150): 64-71
- De Leenheer L. & M. De Boodt. 1958. Determination of aggregate stability by change in mean weight diameter, In : Proc, Int, Symp, on soil structure, Medelinger, Belgie, 24: 290-300.
- Echeverría N.; G. Blanco; J.C. Silenzi; A.G. Vallejos; R. Jersonsk & M. De Lucia. 2008. Efecto del uso y manejo sobre la degradación física de un Hapludol éntico. XXI AACs, San Luis. En CD.
- Edwards A.P. & J.M. Bremner 1967. Microaggregates in soils. *J. Soil. Sci.* 18(1): 64-73.
- Elliott E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 627–633.
- Fedoroff, N. 1987. The Production Potential of Soils: Part I—Sensitivity of Principal Soil Types to the Intensive Agriculture of North-Western Europe. In *Scientific basis for soil protection in the European Community* (65-85). Springer.
- Iglesias J.O., J.A. Galantini, A.M. Miglierina, M.R. Landriscini, R.A. Rosell. 1998. Cambios en la distribución del espacio poroso debidos al sistema de labranza y al tránsito en un Hapludol típico de la Región Subhúmeda Argentina. *Rev. Fac. Agronomía (UBA)* 18 (1-2) 19-26
- Iglesias J.O., J.A. Galantini, R.A. Rosell, A.M. Miglierina y M.R. Landriscini. 1996. Cambios en la distribución del espacio poroso en un Entic Haplustoll con diferentes secuencias de cultivos en la región semiárida Argentina. [Agricultura Técnica \(Santiago, Chile\)](#) 56 (1): 43-48.
- Iglesias J., J.A. Galantini, H. Krüger, S. Venanzi. 2014. Soil pore distribution changes in no-till and conventionally tilled systems under animal grazing. *Agriscientia* 31(2) 93-102.
- Kasper M.; G.D. Buchan; A. Mentler & W.E.H. Blum. 2009. Influence of soil tillage systems on aggregate stability and the distribution of C and N in different aggregate fractions. *Soil Till. Res.* 105: 192–199.
- Piccolo G., R.A. Rosell, J.A. Galantini. 1998. Transformaciones de la materia orgánica en un suelo laterítico (Misiones, Argentina): I. Distribución del CO en fracciones de agregados. *Agricultura Técnica (Chile)* 58 (2) 133-141
- Santanatoglia O.J. & N. Fernández. 1982. Modificación del método de De Boodt y De Leenheer para el análisis de la distribución de agregados y efecto del tipo de embalaje y acondicionamiento de la muestra sobre la estabilidad estructural. *RIA.* 17(1): 23-31.
- Sanzano G.; R. Corbella; J. García & G. Fadda. 2005. Degradación física y química de un Haplustol Típico bajo distintos sistemas de manejos del suelo. *Ciencia del Suelo* 23: 93–100.
- Shaver T.M., G.A. Peterson; L.R. Ahuja; D.G. Westfall; L.A. Sherrod & G. Dunn. 2002. Surface soil physical properties after twelve years of dryland no-till management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(4): 1296-1303.
- Shepherd T.G.; S. Saggarr; R.H. Newman; C.W. Ross, & J.L. Dando. 2001. Tillage-induced changes to soil structure and organic carbon fractions in New Zealand soils. *Soil Res.* 39(3): 465-489.
- Shu X.; A. Zhu; J. Zhang; W. Yang; X. Xin & X. Zhang. 2015. Changes in soil organic carbon and aggregates stability after conversion to conservation tillage for seven years in the Huang-Huai-Hai of china. *J. Int. Agr.* 14(6): 1202-1211.
- Spaccini R; A Zena; CA Igwe; JSC Mbagwu & A Piccolo. 2001. Carbohydrates in water-stable aggregates and particle size fractions of forested and cultivated soils in two contrasting tropical ecosystems. *Biogeochemistry* 53(1): 1-22.
- Tisdal JM & JM Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141–163.
- Vallejos A.G.; J.C. Silenzi; N.E. Echeverría, & M. De Lucia. 2012. Utilización de cáscaras de girasol (*Helianthus annuus* L.) como enmienda orgánica y sus efectos sobre propiedades del suelo. *Agro-Ciencia, Chilean J. Agric. Anim. Sci.* 28(2): 117-126.

Rotación de cultivos

La alternancia de diferentes cultivos dentro del lote, en una secuencia planificada, tiene muchas ventajas sobre la fertilidad edáfica, la sanidad y producción del cultivo, el uso de la mano de obra y financieras, pero especialmente ambientales. Se llega al monocultivo, cuando solo se considera el resultado económico de corto plazo.

Dinámica de las formas de fósforo en el suelo y su relación con la productividad del cultivo

Liliana Suñer, Juan Manuel Martínez, Matías Duval, Fernando López, María Rosa Landriscini y Juan A. Galantini

Las características edafoclimáticas de los suelos del sudoste bonaerense condicionan la dinámica del fósforo en su relación suelo-planta. Podría esperarse una mejora del rendimiento si se desarrollan estrategias de fertilización específicas para esta región.



En las regiones semiáridas y subhúmedas el diagnóstico de la fertilidad edáfica adquiere un papel relevante, ya que los rendimientos se encuentran limitados por la falta de agua (Martínez *et al.*, 2015). Por otro lado, la disponibilidad de P para los cultivos, depende de variables que intervienen en el ciclo biogeoquímico de este nutriente. La complejidad química y la variabilidad espacial del P en los suelos dificultan la identificación de las diferentes formas de P y la determinación de su disponibilidad real para el cultivo (Hsu, 1966; Webber, 1978; Pierzynski *et al.*, 1990). El contenido de P total del suelo puede ser relativamente alto, desde 200 a 5000 mg kg⁻¹ (Kuo, 1996), y la capacidad del suelo de proveer P es muy variable. Aun cuando la reserva de P total en el suelo exceda ampliamente los requerimientos del cultivo, éste podría sufrir deficiencias.

Los suelos bajo cultivo pierden P a través de la exportación con los productos de cosecha (granos, frutos, forrajes) y, eventualmente, por erosión. Los primeros efectos se ven en las caídas del P orgánico, ya que la materia orgánica (MO) disminuye rápidamente cuando los suelos se cultivan: un 1% de pérdida de MO puede representar una pérdida de 80-120 kg ha⁻¹ de P de la capa superficial (Tiessen *et al.*, 1984; Vázquez, 2002).

En Argentina se ha incrementado notablemente la aplicación de nutrientes vía fertilizantes en los últimos años. Sin embargo, la relación aplicación/remoción todavía muestra un balance negativo reponiéndose un 59% del P extraído en grano por los cuatro cultivos principales (soja, maíz, trigo y girasol, García & Ciampitti, 2007). Estas cifras son similares a las que se han observado en los últimos 7-8 años e indican que el fuerte crecimiento en el uso de fertilizantes todavía no alcanza a compensar el crecimiento notable que se ha registrado en la producción de granos.

En la mayoría de los suelos agrícolas, el P orgánico comprende aproximadamente entre un 20-80% del total de P del suelo (Gahoonia & Nielsen, 2004). En la Argentina, el P orgánico representa entre el 78% y 83% del P total en suelos Molisoles del sudeste de la provincia de

Buenos Aires (Diez *et al.*, 2000; Picone & Zamuner, 2002); mientras que en suelos Vertisoles y Alfisoles de la provincia de Entre Ríos oscila entre el 41% y 74% del P total en los horizontes superiores (Boschetti *et al.*, 2000; Pascale *et al.*, 2000). En el oeste de la provincia de Buenos Aires se ha encontrado que el Po representa entre el 29 y 51% de la reserva total (Galantini *et al.*, 1997). Varios estudios realizados en los suelos de la región pampeana (Hepper, 1996; Vazquez, 2002), evidencian pérdidas importantes de P total, debidas principalmente a las fracciones más lábiles inorgánicas y orgánicas y es aquí donde radica la importancia del Po para determinar la disponibilidad de P del suelo (Andersohn, 1996). En el sudoeste bonaerense, con suelos de texturas gruesas y bajos niveles de materia orgánica, es escasa la información disponible sobre la dinámica del P, especialmente en los sistemas en siembra directa.

El manejo sustentable de las tierras necesita poder anticipar los efectos de su uso (Echeverría *et al.*, 2012), de manera que cuando el desarrollo de los cultivos agrícolas tienda a ser máximo, al mismo tiempo la degradación del ambiente y del suelo sea mínima (Reynolds *et al.*, 2009). En estos ambientes frágiles la relación costo-beneficio podría ser alta si no se realiza un diagnóstico adecuado. Por otro lado, se podría esperar una mejora del rendimiento si se desarrollan estrategias de recomendación de fertilización precisas para la región del sudoeste bonaerense.

El objetivo de este trabajo fue evaluar parámetros edáficos y de productividad en sitios con diferencias edafoclimáticas con el propósito de generar conocimiento que permita comprender mejor la dinámica del fósforo en el suelo y su relación con la productividad.

Aspectos metodológicos

Durante los años 2010, 2011 y 2012 se muestrearon 111 lotes de productores, bajo siembra directa, cultivados con trigo (*Triticum aestivum* L.) y con cebada cervecera (*Hordeum vulgare* L.), situados en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina), pertenecientes a las regiones semiárida y subhúmeda (Figura 1). Mayores detalles de los lotes fueron presentados por Martínez *et al.* (2015). Se muestrearon entre dos a diez lotes por campo. En el año 2010 se muestrearon un total de 33 lotes en 8 establecimientos agropecuarios, en el 2011 los lotes muestreados fueron 37 en un total de 12 establecimientos, y en el 2012 se muestrearon 11 establecimientos y el número de lotes ascendió a 41. Algunos establecimientos se repiten en los años.

En cada uno de los lotes se seleccionaron tres áreas de muestreo georreferenciadas, homogéneas y uniformes de aproximadamente 50 m², siendo estas representativas de los lotes para reducir la variabilidad espacial. El muestreo se llevó a cabo en esas áreas de muestreo en las profundidades de 0-20 cm, durante el invierno antes de la siembra del cultivo de trigo o cebada.

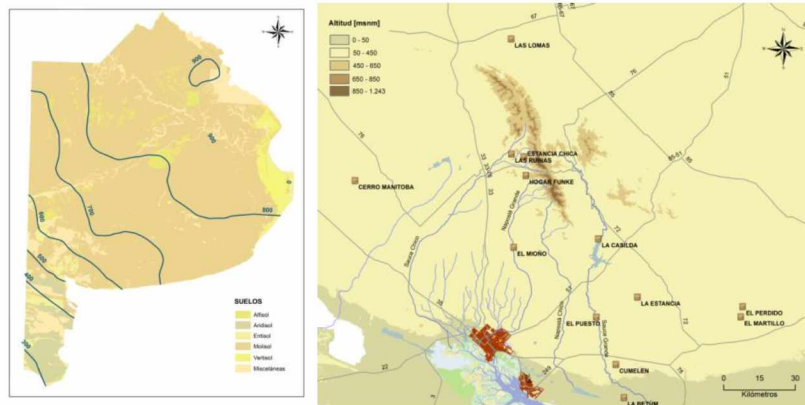


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios muestreados en el sudoeste bonaerense de la Provincia de Buenos Aires, Argentina

En las muestras de suelo se determinó: pH (relación suelo:agua 1:2,5); Contenido de carbono orgánico total (**C**), Nitrógeno total (**Nt**, Bremner, 1996); P extraíble (**Pe**, Bray & Kurtz, 1945); P inorgánico (**Pi**), y orgánico (**Po**) por el método de Saunders y Williams (1955); P total (**Pt**), mediante digestión con ácido perclórico empleando el procedimiento de (Sommers & Nelson 1972). Además se calculó la relación **Po/Po+Pi**, la cual da idea del “equilibrio” que puede existir entre el Po y el P total del suelo. Con respecto a los parámetros físicos se evaluó: textura, por el método de la pipeta (Gee & Bauder, 1986) y densidad aparente (Blake & Hartge, 1986). Posteriormente, se realizó la conversión de unidades para pasar de mg kg⁻¹ a kg ha⁻¹ utilizando la densidad aparente de cada sitio. Las propiedades edáficas de los sitios muestreados se detallan en la Tabla 1.

Se determinaron materia seca total aérea (MS) y rendimiento de grano (Rgr) al final del ciclo de cultivo. Sobre el material seco y molido se determinó el contenido de P en paja y grano.

La eficiencia de uso del agua, materia seca por unidad de agua utilizada, se calculó a partir de los datos de precipitación y el cambio en el almacenamiento de agua en el suelo durante los periodos de siembra y cosecha del trigo (Quiroga et al., 2006).

$$\text{EUA: (kg mm}^{-1}\text{)} = (\text{kg de grano}) / (\text{ppcc} + \text{Hs} - \text{Hc})$$

Donde,

ppcc = precipitaciones en el ciclo del cultivo (mm)

Hs = humedad del suelo a la siembra (mm)

Hc = Humedad del suelo a la cosecha (mm)

Tabla 1. Propiedades químicas y físicas de los sitios muestreados para la profundidad de 0-20 cm (Año 2010)

Sitios	MO g kg ⁻¹	N inorg. kg ha ⁻¹	Pe mg kg ⁻¹	pH	Textura			DA Mg m ⁻³
					A	L	a	
					g kg ⁻¹			
1	25	35	20	7,0	414	380	206	1,15
2	24	81	26	7,4	567	399	34	1,26
3	23	34	15	6,7	368	404	228	1,18
4	22	45	19	6,2	751	154	95	1,27
5	28	135	22	6,2	466	321	214	1,25
6	24	46	14	6,4	541	284	176	1,18
7	24	83	26	6,0	615	177	208	1,31
8	58	107	10	7,6	254	538	208	1,13

MO, materia orgánica (g kg⁻¹); N inorg., nitrógeno inorgánico a la siembra en forma de N- nitratos (kg ha⁻¹); Pe, Fósforo extraíble (mg kg⁻¹); pH, potencial Hidrogeno; DA, densidad aparente (Mg m³). Textura: A, Arena; L, Limo; a, arcilla.

Zilio *et al.* (2014) analizaron variables meteorológicas y los rendimientos de trigo de cuatro secuencias estudiadas y encontraron que la precipitación acumulada durante el ciclo del cultivo (período agosto-noviembre) era la que más influía en los rendimientos. Por otro lado, Martínez *et al.* (2015) indicaron que las lluvias de primavera fueron las más influyentes sobre el rendimiento. Barbieri *et al.* (2008) trabajando en Argiudoles Típicos del Sudeste Bonaerense, indicaron que las precipitaciones registradas durante el ciclo del cultivo fueron las que más afectaron el rendimiento en grano, con un R² del 95%. En este estudio se consideraron las precipitaciones anuales y las ocurridas durante el ciclo del cultivo (ppcc), período agosto-noviembre.

Resultados y discusión

Las características edáficas y climáticas se resumen en la Tabla 2. Desde el punto de vista edafoclimático se pueden diferenciar dos ambientes, el subhúmedo (próximo a la Sierra) y el semiárido (sectores próximos a Bahía Blanca y la costa).

Variabilidad entre regiones

El análisis estadístico para las diferentes variables analizadas se presenta en la Tabla 3. En el año 2010 que fue un año con déficit hídrico severo, en ambas regiones no se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas en los niveles de las diferentes variables analizadas. En el año 2011, que presentó escasez de agua pero no tan marcada como en 2010, se comienzan a observar diferencias significativas entre ambas regiones en algunas variables como precipitaciones durante el ciclo del cultivo, rendimiento en grano y fósforo disponible. Durante el año 2012 en donde hubo mayores precipitaciones en el mes de agosto y en noviembre se observa una diferencia significativa en la mayoría de las variables analizadas. Particularmente, teniendo en cuenta las condiciones edafoclimáticas evaluadas de los sitios estudiados, se evidenciaron diferencias estadísticas entre las regiones semiárida y subhúmeda de acuerdo al año climático y proporcional al aporte de lluvias, pero no en los tres años en conjunto.

Tabla 2. Tipo de suelo, características generales y climáticas (valores promedios) de los sitios muestreados

Cantidad de lotes (n)	Localidad más cercana	Región	Clasificación Taxonómica	Temperatura, °C					Precipitaciones	
				Temperatura, °C			Año	Ciclo		
				media	max	min	mm			
41	Tornquist	Subhúmeda	Argiudol Típico	14,5	20,9	8,2	695	255		
27	Las Oscuras	Semiárida	Argiustol Típico	15,0	21,4	8,6	533	246		
20	Cnel Dorrego	Semiárida	Argiustol Típico	14,7	20,9	8,4	648	282		
6	Pigue	Subhúmeda	Argiudol Típico	13,8	20,2	7,5	1045	410		
17	Saldungaray	Semiárida	Argiustol Típico	14,7	21,0	8,3	694	348		

Relación entre las variables analizadas

Del estudio de componentes principales con todas las variables involucradas surge que las variables se pudieron agrupar en dos componentes (CP1 y CP2) responsables del 50% de la variabilidad total aportada por los parámetros estudiados (Figura 2), y si se adiciona un tercer eje se aporta casi un 20% más (Figura 3). Por lo tanto se seleccionaron 3 componentes, un primer componente agrupa parámetros de cultivo (Rgr, Rpj y PMS) y de humedad como eficiencia en el uso del agua.

Una segunda componente agrupa las propiedades intrínsecas al suelo, como la granulometría (I+a). De esta manera, sobre el eje positivo del CP2 se ubican los suelos de textura más finas

mientras que por debajo del eje cero se ubicarán los suelos con mayor contenido de arena. La CP2 también agrupa C, Pt y Po; cambios en el contenido de C por las prácticas de manejo fueron referenciados en ciertos trabajos (Duval *et al.*, 2013).

Tabla 3. Comparación de medias de las regiones semiárida y subhúmeda para cada variable analizada en los tres años de estudio.

	2010			2011			2012		
	Semiárida	Subhúmeda		Semiárida	Subhúmeda		Semiárida	Subhúmeda	
C	1,95	1,38	ns	1,82	1,95	ns	1,45	1,92	**
L+a	51,05	51,85	ns	46,8	54,2	ns	40,1	55,54	**
pH	6,58	6,57	ns	6,26	6,39	ns	6,36	6,57	ns
Rgr	2508	2327	ns	2302	3217	*	3284	3408	**
PMS	9,7	8,2	ns	8,5	9,9	ns	11,9	13,2	ns
ppcc	212	202	ns	173,3	279,00	**	259,6	370,25	**
EUA	13,6	13,56	ns	15,3	12,29	ns	13,6	9,79	**
Pe	12,1	12,05	ns	13,3	8,98	*	18,3	7,88	**
Po	193,9	217,59	ns	193,7	194,34	ns	155,1	235,56	**
Pi	228,2	229,89	ns	312,7	270,09	ns	11,2	13,98	ns
Pt	365,3	449,35	ns	506,0	464,45	ns	318,4	432,26	**

C, Carbono (%); L+a, contenido de limo más arcilla (%); pH, potencial Hidrogeno; Rgr, Rendimiento en grano (kg ha⁻¹), PMS, contenido de fósforo en materia seca (%); ppcc, precipitaciones en el ciclo del cultivo (mm), EUA, eficiencia en el uso del agua; Pe, Fósforo extraíble (mg kg⁻¹); Po, Fósforo orgánico (mg kg⁻¹); Pi, Fósforo inorgánico (mg kg⁻¹); Pt, Fósforo total (mg kg⁻¹). ANAVA: Factor Principal fijo: Región, factor anidado: Sitio.

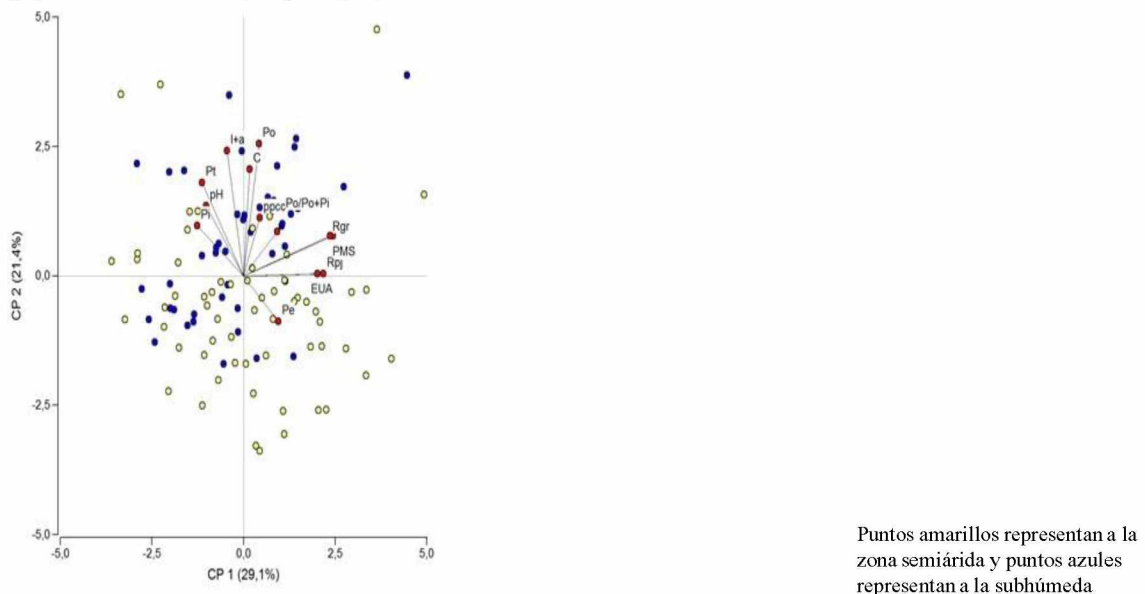
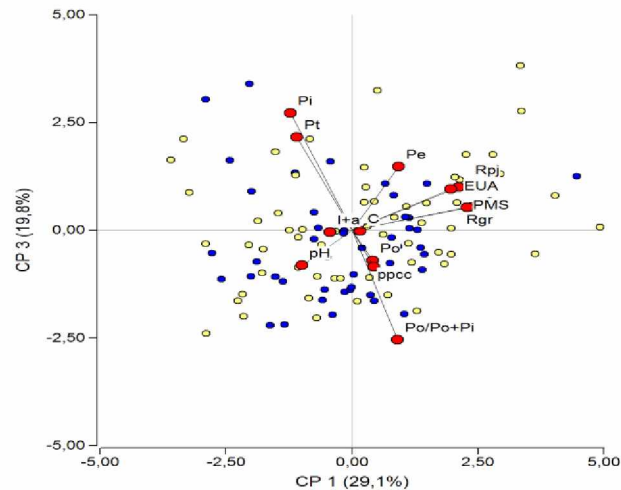


Figura 2. Bi-plot de componentes principales CP1 y CP2 para todas las variables estudiadas. Probablemente estas propiedades serían las más sensibles en el cambio en el uso de la tierra. Del biplot entre CP1 y CP2 se infiere que los suelos de textura más fina estarían más relacionados a las formas de P total y orgánica (Pt, Po). Algunos autores (Balesdent *et al.*, 1992; Hassink, 1994; Galantini *et al.*, 2004) han demostrado la importancia de la textura en los procesos de mineralización, asociados principalmente a la protección física de la MO que se produce en suelos más finos. En cambio en los suelos de textura más gruesas la variable que más influiría sería el Pe. Hassink (1995) concluyó que la textura del suelo determina la

proporción de cada tipo de material orgánico y que los suelos arenosos tienen la materia orgánica fácilmente descomponible, posiblemente son los suelos que se encuentran más asociados al P en la solución del suelo (P disponible). Esto coincide a lo concluido por Hassink *et al.* (1993) que informaron una mayor mineralización neta de la MO en los suelos arenosos con respecto a los arcillosos.



Puntos amarillos representan a la zona semiárida y puntos azules representan a la zona subhúmeda
 Figura 3. Bi-plot de componentes principales CP1 y CP3 para todas las variables estudiadas.

Se analizaron todas las variables en relación del rendimiento en grano, a fin de reconocer cuáles de las variables analizadas en los suelos estudiados ejercían mayor influencia en el rendimiento en grano. Fueron necesarios al menos tres componentes para conformar el vector de variación en una medida aceptable. En la Figura 4 se presenta el biplot entre las componentes 1 y 2. CP1 queda definido por las siguientes variables que se resultaron significativas Pt, Pi, PMS y EUA; para el CP2 quedaron seleccionadas L+a, C, Po y Pt. Por otro lado el CP3 seleccionó las variables relacionadas con la dinámica del fósforo Pe, Pt, Po y Po/Po+Pi.

Por otro lado se analizaron las variables en relación al P en materia seca, siendo éste el P que toma la planta, a fin de tratar de seleccionar aquellas variables que ejercieron mayor influencia en este parámetro. El análisis de componentes principales resultó en una explicación de la variación total del 69%. Fueron necesarios tres componentes para conformar el vector del nuevo sistema; un componente principal (CP1) fue el que más explicó esta variación y se encontró altamente influenciado por variables de cultivo, formas total e inorgánica de P y eficiencia en el uso de agua (Rpj, Rgr, Pi Pt, EUA). El componente CP2 asoció variables de calidad del suelo, prevaleciendo aquellas que ejercen influencia sobre los efectos de la biomasa microbiana (L+a, C, Po, Pt), y el tercer componente, CP3 que

asoció las formas de P (Pe, Pt, Po, Po/Po+Pi) y la EUA (Figura 5). Esto pone en evidencia que si bien se considera al Pe como la forma de fósforo edáfico que puede asimilar P la planta, en realidad no es específicamente el que regula la absorción del P por el cultivo. La absorción de P por la planta estaría más regulada por el contenido de Pt, Pi y la relación Po/Po+Pi. Evidenciando los complejos equilibrios del P en el sistema suelo-planta.

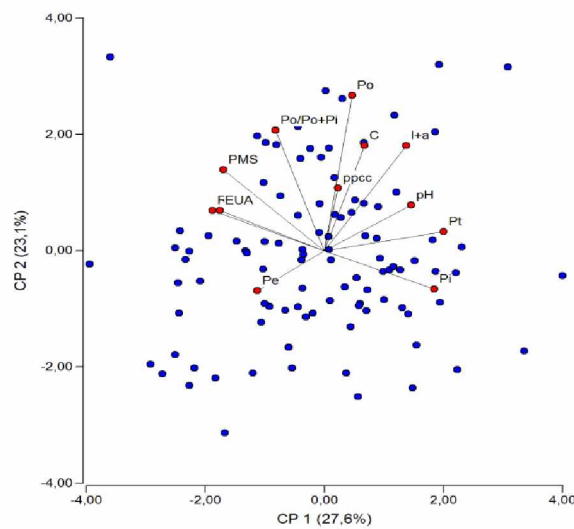


Figura 4. Bi-plot de componentes principales en relación al rendimiento en grano

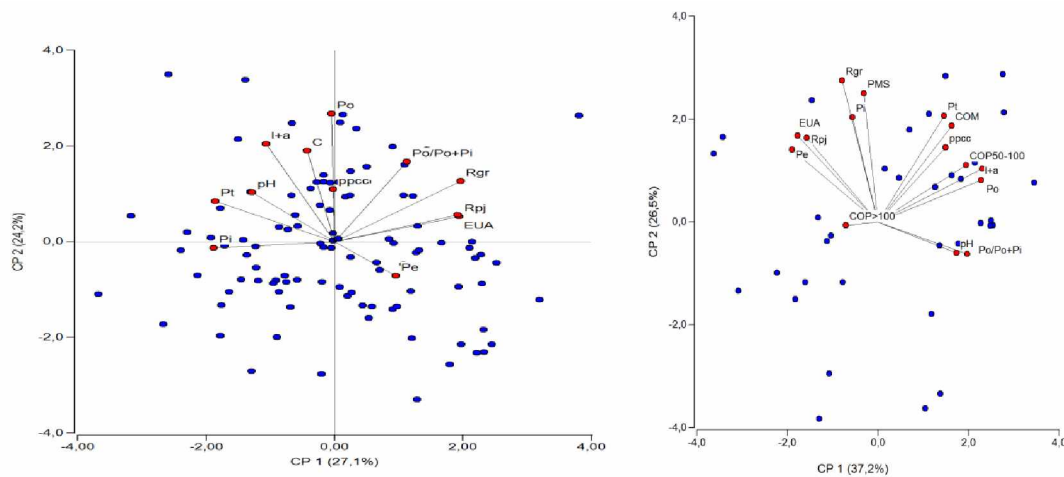


Figura 5. Bi-plot de componentes principales de todas las variables en relación al fósforo en materia seca y al rendimiento en grano

El contenido de materia orgánica total no es un buen indicador de la calidad o de la fertilidad del suelo, debido a que la mayor parte del material orgánico es estable y a que existen diferencias importantes en su calidad. En este sentido, Galantini & Rosell (2006) observaron que sistemas de producción contrastantes de la región semiárida pampeana tenían pequeñas diferencias en el contenido materia orgánica total pero diferencias significativas en la materia

orgánica "joven" o lábil, lo que se reflejaba en un aumento del rendimiento en grano y la cantidad nitrógeno tomada por el cultivo. Se relacionaron todas las variables con el rendimiento en grano, pero en este caso en lugar de incluir en el análisis de componentes principales el carbono orgánico total (C), se incluyeron las 3 formas carbono particulado. Con este nuevo análisis, las dos primeras componentes principales (CP1 y CP2) explican el 64 % de la variabilidad total, permitiendo la representación gráfica de todas las propiedades medidas en un mismo plano (Figura 5). En los suelos estudiados, las fracciones granulométricas tienen gran importancia, sin embargo, para mejorar el ajuste es necesario incluirlo en regresiones múltiples con otros índices y parámetros tanto edáficos como climáticos. Las variables incluidas en el CP1 fueron L+a Pe, Po, Pt y la fracción particulada de COP50-100, esto estaría sugiriendo que la dinámica del P en SD estaría vinculada a la mineralización de la fracción lábil de la MO. El CP2 queda conformado básicamente por 5 variables, Rgr, PMS, Pi, Pt y COM evidenciando la importancia de la fracción COM en relación a la dinámica del P y la absorción por el cultivo.

Conclusiones

Particularmente las condiciones edafoclimáticas de los sitios evaluados, no mostraron una diferencia entre los sitios de la zona semiárida y subhúmeda. En este caso las diferencias se evidenciaron en mayor medida de acuerdo al año climático, pero no en los tres años en conjunto. En los años de estudio, diferencias estadísticamente significativas entre regiones (semiárida y subhúmeda) estuvieron indicadas por las diferencias en las precipitaciones durante el ciclo del cultivo, las cuáles provocaron diferencias principalmente en el año 2012. Las variables que más influenciaron el rendimiento en grano y en el fósforo asimilado por la planta estuvieron vinculadas tanto a las formas de P y la relación $Po/Po+Pi$, como a la materia orgánica lábil (COP50-100). Esto pone en evidencia la necesidad de considerar el equilibrio entre las diferentes formas de P y la dinámica del sistema que va a influir sobre la relación suelo-planta.

Bibliografía consultada

- Andersohn C. 1996. Phosphate cycles in energy crop systems with emphasis on the availability of different phosphate fractions in soil. *Plant & Soil* 184: 11- 21.
- Anderson G. 1980. Assessing organic phosphorus in soils. p. 411-431. In F.E. Khasawneh et al. (eds.) *The role of phosphorous in agriculture*. ASA, Madison, WI.
- Bray R.H.; Kurtz L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Balesdent J.; Chenu C.; Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res* 53: 215-230.
- Blake G.R., K.H. Hartge 1986. Bulk density. p. 363-375. In A. Klute (ed.) *Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Agron. Monogr. 9.* ASA and SSSA, Madison, WI.
- Boschetti N.G.; Valenti R.; Vesco C.; Sione M. 2000. Contenido de fósforo total en suelos con características vérticas de la provincia de Entre Ríos. *Rev. Facultad de Agronomía* 20: 53-58.
- Duval M.E.; Galantini J.A.; Iglesias J.O.; Canelo S.; Martínez J.M.; Wall L. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural [Soil Till Res](#)
- Echeverría N.; Querejazu S.; De Lucia M.; Silenzi J; Forjan H.; Manso L. 2012. Estabilidad y carbono orgánico de agregados bajo rotaciones en siembra directa. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata.
- Gahoonia T.S.; Nielsen N.E. 2004. Roots traits as tools for creating phosphorus efficient crop varieties. *Plant and Soil* 260: 47-57
- Galantini J.A.; Landriscini M.R.; Miglierina A.M.; Iglesias J.O.; Rosell R.A. 1997. Formas de fósforo en Agroecosistemas de La Pampa. Argentina. VIII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. La Serena. Chile.
- Galantini J.A., N. Senesi, G. Brunetti, R. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* [123: 143-152](#).
- Galantini J.A.; Rosell R. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid pampean soils. *Soil Till. Res.* [84:75-79](#).
- García F.; Ciampitti I. 2007. Requerimientos nutricionales y balances de nutrientes. *Agromercado* 27 BsAs Argentina 2-6.
- Gee G. W.; Bauder J. W. 1986. Particle-size Analysis. In: *Methods of Soil Analysis* (Ed. A. Klute) Part 1 Madison. Wisconsin. USA.
- Hassink J.; Bouwman, L.A.; Zwart, K.B.; Bloem, J.; Brussaard, L. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. *Geoderma* 57(1): 105-128.
- Hepper G.; Hevia G.; Buschiazzi D.E.; Urioste A.M.; Bono A. 1996. Efectos de la agricultura sobre fracciones de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana central. *Ciencia del Suelo* 14 (2): 96-99.
- Hsu P.H. 1966. Formation of Gibbsite from Aging Hydroxy-Aluminum Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 30: 173-176.
- Jackson M. L. 1958. *Soil chemical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.
- Kuo S. 1996. Phosphorus. In *Methods of soil Analysis 3-Chemical Methods* (Sparks et al. eds.). ASA, Madison, Wisconsin, USA. 894-895.
- Martínez J.M.; Galantini J.A.; Landriscini. M.R. 2015. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de la provincia de Buenos Aires (Argentina): Momento de aplicación. *Agriscientia* 32 (1): 15-27.
- Pascale C.; Heredia O.; Giufre L. 2000. Distintas fracciones de P en suelos de Entre Ríos. *Revista Facultad de Agronomía* 20: 59-62
- Reynolds W.D.; Drury C.F.; Tan C.S.; Fox C.A.; Yang X.M. 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. *Geoderma* 152:
- Sainz Rozas H.; Echeverría H.E. 2008. Relevamiento de la concentración de fósforo asimilable en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana. XXI CACS.
- Saunders W.M., E. G. Williams. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soil. *J. Soil Sci.* 6:254-267
- Sawhney B.L. 1973. Electron Microprobe Analysis of Phosphates in Soils and Sediments. *Soil Science Society of America Journal* 37: 658-660
- Sommers L. E.; Nelson D. D.W. 1972. Determination of total phosphorus in soil. *Soil Science Society of American Proceeding* 36:902-904.
- Vazquez M.E. 2002. Balance y fertilidad fosforada en suelos productivos de la región pampeana. *Informaciones Agronómicas* 16: 3-7. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.
- Villamil M.B.; Bollero G.A.; Darmody R.G.; Simmons F.W.; Bullock D.G. 2006. No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops: Effects on Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am J.* 70: 1936-1944.

Formas de fósforo edáfico en diferentes secuencias de cultivos bajo siembra directa

Liliana Suñer, Ramiro García, Juan A. Galantini, Horacio Forjan

En Argentina el crecimiento de la siembra directa ha alcanzado el 90% de la superficie agrícola-ganadera del país. Este cambio hace que no se conozcan los efectos de largo plazo sobre las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Esta carencia de información es más evidente en relación a los cambios en las formas de fósforo edáfico y su disponibilidad bajo diferentes secuencias de cultivos.



La mayor parte del fósforo (P) total del suelo no se encuentra disponible para los cultivos, sino que está en un equilibrio dinámico entre las formas orgánicas (Po) e inorgánicas (Pi). Las formas lábiles son aquellas que se encuentran disponibles en el corto o mediano plazo para las plantas y los microorganismos del suelo. Este P extraíble (Pe) generalmente es bajo, dadas las características de los materiales originales de los suelos de la región pampeana (Suñer & Galantini, 2012) y su contenido se estima mediante la extracción por métodos clásicos, normalmente Bray-Kurtz u Olsen. La intensificación de la agricultura de las últimas décadas ha acentuado estas deficiencias de nutrientes (Echeverría & García, 2005; Duval et al., 2013), ya que los balances de P son negativos en la mayoría de los sistemas agrícolas y ganaderos.

La disponibilidad de P depende tanto de la cantidad disponible inicialmente, como de la capacidad del suelo para reemplazar los iones que son tomados en la vecindad de las raíces. La movilización de las formas menos disponibles hacia la solución del suelo es muy lenta (años) y depende tanto de sus características físicas y químicas, del contenido de las diferentes formas de P y de la actividad biológica.

En los sistemas en siembra directa, el incremento en la cantidad de residuos en la superficie del suelo produce una acumulación en el contenido de Po, modificando la solubilidad del Pi y la distribución de las formas lábiles. Los métodos clásicos de extracción de P del suelo no miden la contribución potencial de P del residuo y de las formas orgánicas de mayor labilidad. La acumulación de Po en los suelos se produce como resultado de aplicaciones de Pi (mediante fertilizantes fosfatados) o fuentes orgánicas debido a una mayor inmovilización neta o un mayor ingreso de residuo vegetal al suelo.

Conocer las formas y la disponibilidad del P en el suelo es esencial para plantear estrategias de fertilización a largo plazo que tiendan a maximizar la eficiencia de uso del fertilizante, asegurar un balance nutricional y garantizar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Galantini et al., 2000, Suñer & Galantini, 2012, 2013).

Se han propuesto varias técnicas de fraccionamiento de P a fin de identificar las diferentes formas en función de su labilidad. Los procedimientos de extracción secuencial de distintas fracciones de P_i y P_o desarrollados por Hedley et al. (1982) y Tiessen et al. (1984) han sido los más utilizados. La asunción implícita es que el P lábil del suelo (fácilmente disponible para las plantas) es removido en principio por extractantes suaves, en tanto las formas menos disponibles del P pueden ser extraídas con ácidos y álcalis fuertes (Buehler et al., 2002). El P moderadamente lábil incluye el P que es extraído con NaOH, considerado biológicamente asimilable en un lapso intermedio de tiempo. Sería interesante poder relacionar el pool de P orgánico con las características de la materia orgánica comprendida en ese mismo pool a fin de determinar si las diferentes prácticas de manejo producen diferencias en su calidad y cuáles son los cambios que se producen en relación al P, los cuales podrían modificar su interacción con el suelo.

Para evaluar la calidad del suelo son muy utilizadas las técnicas de la espectroscopia Infrarroja (IR) pues brindan una solución a bajo costo y en corto tiempo permitiendo mostrar la presencia de ciertos grupos funcionales. Se puede obtener información cualitativa de grupos funcionales como R-COOH, OH-R fenólico, OH- alcohólico, OH- enólico, R-C=O, entre otros, de compuestos estructurales aromáticos y alifáticos.

Se ha planteado como objetivo de este trabajo evaluar el efecto de distintas secuencias de cultivos sobre la dinámica de las diferentes formas de fósforo edáfico y determinar cambios estructurales en suelos bajo SD continua y variable uso agrícola.

Aspectos metodológicos

El sitio experimental es un ensayo de larga duración bajo SD ubicado en Chacra Experimental Integrada Barrow (38°19'25'' S; 60°14'33'' W), cercana a la localidad de Tres Arroyos, en la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

La zona se clasifica como de clima mesotermal subhúmeda. Las temperaturas máxima, media y mínima promedio anual son 20,4, 14,9 y 7,4°C respectivamente, caracterizando un ambiente templado con un período libre de heladas. Las heladas van desde el 23 de abril hasta el 2 de noviembre (valores medios históricos).

El suelo es un Paleudol petrocálcico, Serie Tres Arroyos. Se utilizó un diseño en bloques (cuatro) completamente aleatorizados. En cada parcela se tomaron muestras de suelo (por triplicado) a 0-5, 5-10 y 10-20 cm de profundidad y una muestra compuesta a > 20 cm.

Se trabajó sobre un sistema ya implantado de cinco secuencias iniciado en 1998, tres exclusivamente agrícolas y dos mixtas, las que incluyeron pastoreo directo.

Las agrícolas respondieron a los siguientes esquemas: 1 **Agrícola conservacionista**, 3 **Agrícola de invierno** (para suelos limitados), 5 **Agrícola intenso**. Las mixtas fueron: 2 **Mixto: rotación con pasturas** (sin verdeos), 4 **Mixto tradicional con verdeos**.

El ensayo se llevó a cabo en un lote con menor profundidad de suelo (tosca a 60 cm), intentando representar los suelos regionales con esta característica. Todas las parcelas se fertilizaron con 70 kg ha⁻¹ fosfato diamónico en el año de muestreo. Se utilizó una parcela sin cultivar y sin fertilizar como testigo, anexa al ensayo, en cada bloque se tomó una muestra por profundidad. Las muestras fueron tomadas antes de la siembra de invierno durante el año 4 del tercer ciclo (2013).

Se realizó el fraccionamiento secuencial de P según Hedley et al. (1982) modificado por Tiessen & Moir (1993). En la Tabla se describen los extractantes utilizados, la denominación y la fracción de P que extraen:

Tabla 1. Secuencia del fraccionamiento y la designación de las fracciones analizadas en el fraccionamiento secuencial de Hedley

Extractante	Denominación	Fracción determinada
H ₂ O	Piag	Pi libremente intercambiable
NaHCO ₃	Pibic	P lábil inorgánico
	Pobic	P lábil orgánico
NaOH	PiNa	P inorgánico moderadamente lábil (ligado al Fe, Al)
	PoNa	P orgánico moderadamente lábil (ligado a los ác. húmicos)
HCl 1M	PHCl dil	P asociado al Ca
Residuo de suelo (Digestión)	Pres	P residual

El fósforo disponible para las plantas se estimó mediante el método de Bray-Kurtz (1945).

A raíz de la influencia que tiene el pH sobre la solubilidad de los compuestos de P se determinó el pH; relación suelo: agua 1:2,5 (Jackson, 1958).

El P en todos los extractos fue determinado por el método colorimétrico de vanadato de amonio de Murphy & Riley (1962).

Teniendo en cuenta la estratificación que la SD produce sobre el contenido de nutrientes en el suelo (Suñer *et al.*, 2007), el pH, el Pe y los resultados del fraccionamiento secuencial de P, se analizaron a diferentes profundidades.

En los suelos de todas las muestras se determinó el carbono total por combustión seca mediante un analizador automático LECO (LECO Corporation, St Joseph, MI)

El extracto obtenido durante el fraccionamiento secuencial de Hedley para la extracción del fósforo orgánico relacionado a los ácidos húmicos, extraído con NaOH (PoNa) fue analizado por espectrometría infrarroja en la región 4000-400 cm^{-1} . Se realizaron análisis IR a los efectos de caracterizar los compuestos orgánicos en esta fracción y relacionarlos con el P orgánico obtenido. Finalmente se compararon las relaciones entre las intensidades de los principales picos. Las relaciones consideradas fueron: 1650/2920, 1650/1540, 1720/2920, 1380/1620, 1511/2920, 1400/1450, 1440/1210, 1034/2920, 1034/1540.

Se realizó el análisis de varianza (ANAVA) y el test de diferencia de medias significativas (DMS) entre los contenidos de P en los extractos de las diferentes fracciones, usando el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Resultados y discusión

Valores de pH

Todos los tratamientos produjeron una disminución del pH, en relación con el suelo de referencia, particularmente mayor en las secuencias 3 y 5. La secuencia 5 (agrícola intensa) fue la que presentó mayor disminución de pH con respecto al testigo, esto se observó tanto en 0-5 como en 5-10 cm. La secuencia 2 (mixta sin verdeos) fue la que permitió mantener los valores de más cercanos al testigo (Figura 1). Este comportamiento podría estar relacionado con la variación en el contenido de MO (Galantini *et al.*, 2000).

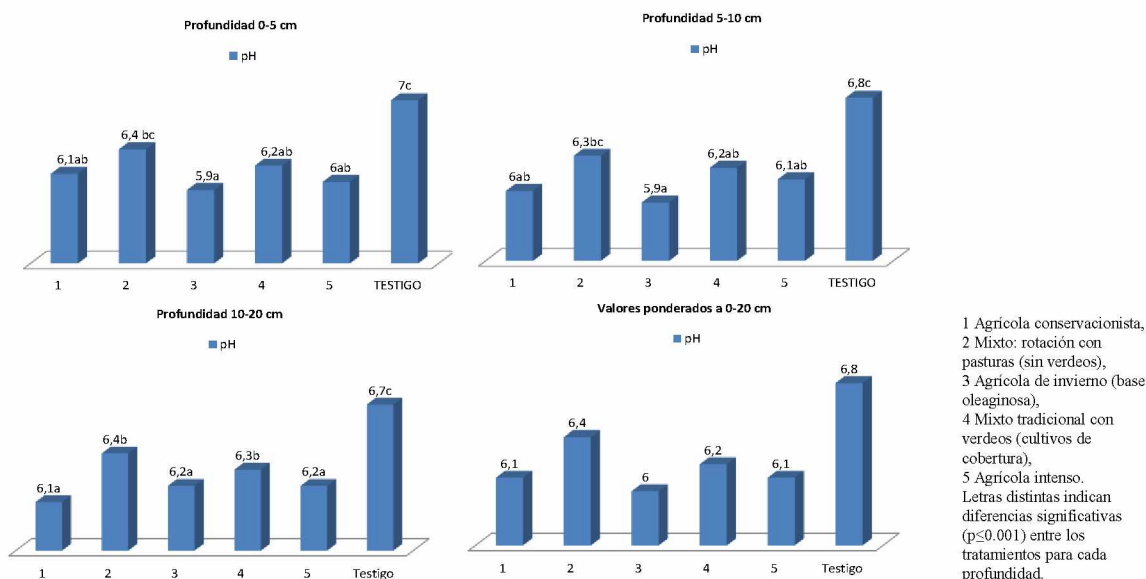


Figura 1. Valores de pH a diferentes profundidades y para cada situación de manejo analizada.

Si se considera la profundidad de 10-20 cm, las secuencias agrícolas (1, 3 y 5) mantuvieron los valores más bajos de pH, mientras que las secuencias mixtas (2 y 4) fueron las que menos disminuyeron los valores de pH con respecto al testigo.

Contenido de las formas de P

En general, todas las formas de P presentan una disminución en función de la profundidad de muestreo. Las diferencias significativas más importantes entre las secuencias de cultivo se observaron a los 0-5 cm de profundidad (Tabla 2). A los 5-10 cm, en cambio, las diferencias encontradas fueron menores y en 10-20 las únicas formas de P las cuáles presentaron diferencias significativas ($p < 0.01$) entre los tratamientos fueron Pe y P unido al Ca.

A los 0-5 cm de profundidad la secuencia 2 (con pastura) produjo una disminución de las formas de P disponible y de las formas lábiles, tanto orgánicas como inorgánicas. También en ésta secuencia se produjo un aumento significativo en el fósforo orgánico ocluido en los microagregados (PoNa), favorecido posiblemente por la mayor actividad biológica en la pastura cultivada (Wick *et al.*, 1998). La fracción lábil extraíble (Pibic) desciende en el suelo cultivado posiblemente debido al aprovechamiento que hicieron del mismo las plantas y por las transformaciones que sufrió hacia formas inorgánicas más resistentes (Tiessen, 1995). Si bien se esperaría que el P proveniente del fertilizante influiría sobre las fracciones de Pi moderadamente lábiles (PiNa, Buehler *et al.*, 2002), en este caso no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

Tabla 2. Fracciones de fósforo en los suelos estudiados

Prof cm	Manejo	Pe	Piag	Pibic	PiNa	PHCl dil	Pobic	PoNa	Pres	Pi/Po
		ppm								
0-5	1	65,9c	24,5c	37,4b	66,6ab	76,9b	243,0b	270,6a	319,7b	128,5
	2	27,2a	6,3a	14,1a	35,2a	57,9a	144,2a	650,7b	323,4b	55,7
	3	64,1c	16,6b	28,7ab	74,4b	63,3ab	199,9b	548,7ab	379,0c	119,9
	4	35,6b	12,2b	24,9ab	52,3ab	73,5b	165,2ab	287,5ab	232,5a	89,6
	5	59,8c	16,0b	35,7b	55,6ab	64,6ab	227,0b	609,8b	490,8d	107,3
	Testigo	43,9b	17,6bc	46,5b	54,0ab	65,4ab	145,0a	125,3a	179,2a	112,2
5-10	1	37,2c	12,4bc	17,4ab	47,4ab	53,0ab	198,8c	311,1	220,7a	77,3
	2	14,2a	5,76a	4,6a	24,0a	41,78a	108,3ab	403,3	289,6b	34,3
	3	38,5c	9,5abc	13,1ab	37,6ab	47,9ab	168,2abc	460,4	504,8d	60,3
	4	16,0a	7,4ab	17,4ab	32,0ab	62,0bc	73,7a	238,1	288,04b	57,0
	5	25,8b	7,1a	28,2b	63,3b	51,1ab	152,6abc	432,8	400,14c	98,8
	Testigo	18,6ab	14,6c	22,6ab	38,2ab	74,9c	191,8bc	224,4	231,9a	75,6
10-20	1	14,1c	3,8a	9,7a	19,3a	39,0ab	83,4a	303,3	246,67c	32,8
	2	6,0a	2,9a	4,8a	13,0a	32,4a	84,7a	516,9	339,4d	20,8
	3	15,0c	5,2a	13,6a	13,9a	38,0ab	91,8a	665,6	453,6e	32,8
	4	6,6a	2,3a	6,6a	11,8a	39,0ab	71,5a	411,2	277,8b	20,7
	5	10,11b	4,7a	14,9a	12,3a	36,1a	105,0a	496,9	341,5d	32,0
	Testigo	8,86ab	5,2a	14,95a	16,6a	49,8b	78,2a	485,8	193,3a	36,9
0-20 (Valores ponderados)	1	32,8	11,1	18,6	38,1	52,1	152,2	297,0	209,4	67,9
	2	13,3	4,5	7,1	21,3	41,1	105,5	521,9	323	32,9
	3	33,1	9,2	17,3	35,0	46,7	137,9	585,0	448	61,4
	4	16,2	6,1	13,9	27,0	53,6	95,5	337,0	269	47,0
	5	26,4	8,1	23,4	35,9	47,0	147,4	509,1	477	67,5
	Testigo	20,1	10,7	24,7	31,4	60,0	123,3	330,3	244	66,9

1 Agrícola conservacionista, 2 Mixto: rotación con pasturas (sin verdeos), 3 Agrícola de invierno (base oleaginosa), 4 Mixto tradicional con verdeos (cultivos de cobertura), 5 Agrícola intenso.

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,001$) entre los tratamientos para cada profundidad y para cada forma de P determinada.

En las secuencias 3 y 5 se observó un aumento del Pe, en concordancia con el pH más bajo, donde empieza a aparecer la forma divalente HPO_4^{2-} que es la forma más asimilable para las plantas (Holford, 1997).

A la profundidad de 5-10 cm, la secuencia 2 presentó los valores más bajos de Pe en relación a los demás tratamientos. No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para la mayoría de las formas de P analizadas en la profundidad de 10-20 cm. La fracción de P orgánica moderadamente lábil (extraíble con NaOH), fue la fracción predominante en todos los tratamientos y profundidades. Los ensayos mixtos disminuyeron la proporción de Pi en relación al Po. Esta caída es mucho mayor en el tratamiento con pasturas (secuencia de manejo 2), donde la cantidad de Po aumentó significativamente (Po moderadamente lábil). En otros estudios (Suñer *et al.*, 2013) se ha observado que durante el período con pastura disminuyó el P disponible en favor de la acumulación de formas orgánicas. Esto posiblemente está asociado al incremento de materia orgánica que se observa durante el período ganadero. El Po lábil fue más bajo en los sistemas ganaderos que en los agrícolas.

Espectroscopia Infrarroja

La Figura 2 presenta los espectros de absorción FT-IR obtenidos en los extractos de PoNa obtenidos de los suelos de la profundidad 0-5 cm para los distintos manejos analizados. En términos generales, se observa que los manejos han modificado la estructura de las moléculas

orgánicas del suelo, en particular las relacionadas con las formas orgánicas de P. La magnitud del cambio y las variaciones en la labilidad pueden tener efecto sobre la disponibilidad del cultivo. A continuación se detallan cada uno de los cambios, en qué región del espectro se puede observar y a que corresponde.

La comparación de los espectros IR, de las muestras analizadas, indica que las bandas más afectadas por el manejo serían: la banda de absorción IR que se centra alrededor de los 3400 cm^{-1} y corresponde al estiramiento del enlace O-H de los grupos alcohol alifático, fenol o ácido carboxílico (Andjelkovic *et al.*, 2006). Las bandas a 2920 y 2850 cm^{-1} características de los estiramientos de los enlaces C-H (Song *et al.*, 2001). La absorción a 1720 cm^{-1} se asigna al estiramiento del enlace C=O de los grupos COOH. Las bandas que aparecen entre 1600 y 1650 cm^{-1} son debidas al estiramiento del enlace C=O en carboxilatos, cetonas y ácidos carboxílicos. El pico a 1400 cm^{-1} es debido a la deformación del enlace C-H alifático y al estiramiento asimétrico del COO⁻. Las bandas en 1511 y 1540 cm^{-1} son debidas al estiramiento del enlace C=C. Las relaciones entre los principales picos de IR para ácidos húmicos son indicativas de los grados de aromaticidad y policondensación (Amir *et al.*, 2003).

A partir de la intensidad de los principales picos del espectro de IR de las sustancias húmicas encontrados en la bibliografía (Silverstein *et al.*, 1991). Los valores del grado de aromaticidad (relación de absorbancia 1650/2920) y del grado de policondensación (1034/2920 y 1034/1540) (Amir *et al.*, 2003) medidas en los extractos de PoNa mostraron diferentes entre manejos. El pico a 1650 se debe principalmente al estiramiento de los dobles enlaces conjugados de los compuestos aromáticos. Los picos a 1540, 2920 cm^{-1} se deben a los compuestos alifáticos, y sirven de referencia del contenido de C alifático. El pico en 1034 cm^{-1} se asigna fundamentalmente a la presencia de estructuras aromáticas policondensadas del tipo de las ligninas (Amir *et al.*, 2003).

La secuencia del grado de aromaticidad (1650/2920) obtenida a partir de la relaciones de absorbancia de los espectros IR de las muestras analizadas fue la siguiente 6>5>1>4>3>2. La secuencia del grado de policondensación (1034/1540) obtenida a partir de la relaciones de absorbancia de los espectros IR de las muestras analizadas fue la siguiente 3 >5>4>2>6>1.

Según estos resultados, los sistemas de manejo más contrastantes son el 2 y el 3, por lo tanto se esperaría que los parámetros evaluados resultaran en valores diferentes. Sin embargo al analizar el grado de aromaticidad ambas secuencias presentaron valores similares (baja aromaticidad), pero la 3 presentó mayor grado de policondensación que la 2.

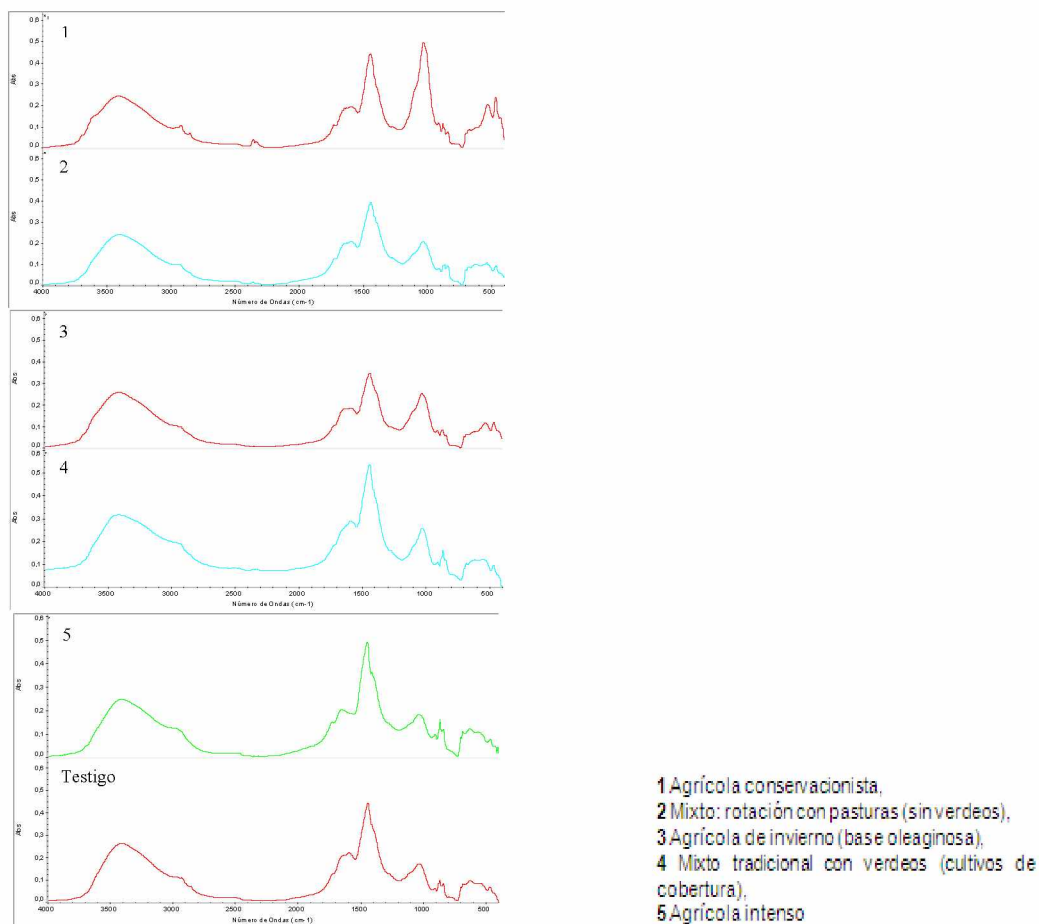


Figura 2. Espectros IR de los extractos de PoNa para las muestras estudiadas a la profundidad de 0-5 cm

Dada la complejidad de las moléculas es difícil determinar la naturaleza exacta de su estructura, pero es posible inferir la presencia de núcleos aromáticos, así como algunos grupos funcionales. Por otro lado, ¿Cómo es posible explicar el comportamiento similar que parecieran tener los manejos 2, 3 y 5 con respecto a la dinámica del PoNa? Las tres secuencias presentan el pool de PoNa más importante de los manejos analizados, siendo la relación Pi/Po mucho menor en el manejo 2. Al analizar las relaciones 1380/1620 se observó que justamente esos manejos son los que muestran la mayor cercanía. La relación 1380/1620 resultó en el orden $2 > 5 > 3 > 4 > 6 > 1$ para todos los sistemas de manejo analizados, se trata de las bandas correspondientes a los distintos modos de vibración del mismo grupo funcional, carboxilato. Los valores de dicha relación resultan, ligeramente superiores en la rotación que incluye mayor número de pasturas (secuencia 2).

Teniendo presente que estas tres secuencias de manejo presentaron altos valores de PoNa, y de estos, la secuencia 2 tenía valores más bajos de Pe, ¿cuál podría ser la diferencia en cuanto a la calidad química de la molécula que en la secuencia 2 mantendría los niveles de fósforo disponible más bajos? Del análisis de los espectros IR surge que si se estudia la relación 1050/1260, que relaciona un éster alifático con un éster aromático, vemos que la 2 tiene una relación de 1,3 y la 5 tiene una relación de 0,94, es decir que el tipo de éster que predomina mayormente en el manejo 2 es alifático y en la 5 los esteres que tendrían mayor preponderancia son los de tipo aromático. La presencia de fosfatos inorgánicos en solución puede ser explicada por la baja hidrólisis de P orgánico o más probablemente por la pérdida de ortofosfato asociado con materiales húmicos (Levesque & Schnitzer, 1967, Gerke & Hermann, 1992). Posiblemente, el fosfato monoéster podría ser una de las especies dominantes en la secuencia 2, esta especie orgánica es más resistente a la mineralización (Guggenberger *et al.*, 1996). Esto podría explicar que la secuencia de manejo 2 libera menos P a la solución del suelo, manteniendo el Pe más bajo.

En nuestro estudio las muestras de las secuencias 3 y 5 (de las tres que tuvieron altos valores de PoNa) tuvieron los porcentajes más altos de P inorgánico extraíble con NaOH (PiNa). Esto puede indicar que la distribución de la especies de P principalmente está controlado por las “proporciones” de las especies de P respectivas en el extracto alcalino total, a partir del cual se precipitan y sólo una parte de P está en asociación libre con ácidos húmicos (Bedrock *et al.*, 1994). En consecuencia, esta parte de P no sería necesariamente altamente resistente.

Conclusiones

La materia orgánica del suelo (MOS) y sus fracciones, específicamente los ácidos húmicos, son indicadores físico, químico y biológico de los cambios que se producen entre los sistemas, pudiendo ser consideradas para evaluar diferencias en relación a los nutrientes que ciclan. No sólo es importante la cantidad de su aporte sino, específicamente con relación a las formas de P, puede mostrar cambios en su estructura que modificarán la forma en que este nutriente interactúe con la matriz del suelo.

La inclusión de pasturas en una rotación mantiene más bajos los niveles de fósforo extraíble o disponible para las plantas, sin embargo ésta es la secuencia que mantiene más altos los niveles de P moderadamente lábil (PoNa) el cuál podría encontrarse disponible durante el ciclo del cultivo.

Bibliografía consultada

- Amir S.; Hafidi M.; Bailly J. R.; Revel J. C. 2003. Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their Sephadex® gel fractions. *Agronomie*, 23: 269 - 275.
- Bedrock C. N.; Cheshire M.V.; Chudek J.A.; Goodman, B. A.; Shande, C.A. 1994. use of ³¹P-MNR to study the forms of phosphorus in peat soils. *Sci. Total Environ.* 152, 1-8
- Bray R.H.; Kurtz L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Buehler S; Oberson A.; Rao I.M., Friesen D.K.; Frossard E. 2002. Sequential Phosphorus Extraction of a ³³P-Labeled Oxisol under Contrasting Agricultural Systems. *Soil Sci Soc Am J.* 66(3): 868-877.
- Campitelli P.; Ceppi S. 2008. Effects of composting technologies on the chemical and physicochemical properties of humic acids. *Geoderma*, 144: 325-333.
- Duval M.E.; Galantini J.A.; Iglesias J.O.; Canelo S.; Martínez, J.M.; Wall, L. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil and Tillage Research* [131: 11-19](#).
- Echeverría H.E.; García F.O. (eds). 2005. *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Galantini J.; Landriscini M.; Iglesias J.; Miglierina A.M.; Rosell, R. 2000. The effects of crop rotations and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 2. Nutrient balance, yield and grain quality. *Soil Till. Res.* [53:137-144](#).
- Galantini J.A.; Rosell R. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid pampean soils. *Soil & tillage Research*. [84:75-79](#).
- Galantini J.A.; Suñer L.; Iglesias J.O. 2007. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: efectos de largo plazo sobre las formas de fósforo en el suelo. *Revista Investigaciones Agropecuarias (RIA – INTA)* [36 \(1\): 63-81](#).
- Hedley MJ; Stewart, J.; Chauhan, B. 1982. Changes in Inorganic and Organic Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46(5): 970-976.
- Hepper, G.; Hevia G.; Buschiazzi D.E.; Urioste, A.M.; Bono A. 1996. Efectos de la agricultura sobre fracciones de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana central. *Ciencia del Suelo* 14 (2): 96-99.
- Holford, I.C.R. 1997. Soil phosphorus: its measurement and uptake by plants. *Australian Journal Soil Research* 35:227-240.
- Jackson M. L. 1958. *Soil chemical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.
- Levesque M.; Shnitzer M. 1967. Organo-metallic interactions in soils, 6. Preparation and properties of fulvic acid-metal phosphates. *Soil Sci.* 103. 183-190.
- Mckenzie R.H., J.W. Stewart, J. Domaar, G. Schaalje. 1992. Long-term crop rotation and fertilizer effects on P transformations: Chernozemic soil. *Can. J. Soil Sci.* 72: 581-589.
- Ohno T.; Griffin T. S., Liebman M.; Porter G. A. 2005. Chemical characterization of soil phosphorus and organic matter in different cropping systems in Maine, U.S.A. *Agriculture, ecosystems and environment* 105:625-634
- Suñer L.; Galantini J. 2012. Fertilización fosforada en suelos cultivados con trigo de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* [30\(1\) 57-66](#).
- Suñer L.; Galantini J.; Minoldo G. 2014. Dynamics of soil P forms in wheat-based crop sequences in the semiarid region of Argentina. *Applied and Environment Soil Science*. [6 pages](#).
- Suñer L.; Galantini J.; Varela P.; Rosell R. 2007. Estratificación de las formas de fósforo en Siembra Directa y su relación con la disponibilidad para los cultivos. En *Revista Técnica Especial AAPRESID, CIC, CERZOS y UNS*. [Eds. Galantini et al. 28-31](#).
- Suñer L.G.; Galantini J.A.; Rosell R.A.; Chamadoira, M.D. 2002. Cambios en el contenido de las formas de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana cultivados con trigo (*Triticum aestivum*). *Rev. Fac. Agron., La Plata* [104\(2\): 105-111](#).
- Suñer L.; Galantini J. 2013. Dinámica de las formas del P en suelos de la región sudoeste pampeana: estudio de la incubación con fertilizante fosfatado. *Ciencia del suelo*.; [31:33-44](#)
- Tiessen H (ed.). 1995. *Phosphorus in the Global Environment: Transfers, Cycles, and Management*. John Wiley & Sons, New York. 462 pp.
- Tiessen H.; Moir J. 1993. Characterization of available P by sequential extraction. En: *Soil sampling Methods of analysis*. Carter, M.R. (Ed). Boca Raton. USA. Lewis publishers. Pp 75-86
- Tiessen, H.; Stewart, J.W.; Cole C.V. 1984. Pathways of phosphorus transformation in soils of differing pedogenesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:853-858.

Cambios en algunas propiedades químicas edáficas y en productividad de la cebada en rotación con arveja

María Leticia Coronato, Gabriela Minoldo, Juan A. Galantini

La incorporación de leguminosas en la rotación tiene ventajas sobre la nutrición del cultivo siguiente. Sin embargo, no se conoce exactamente la mejor estrategia para complementar con fertilizantes inorgánico ni como es la dinámica de las fracciones orgánicas en este tipo de rotación.



En la Región Pampeana argentina, considerada una de las áreas de mejor aptitud en el mundo para la producción agrícola, muchos de los suelos han sido objeto de graves procesos degradativos debido a la labranza convencional continua durante más de un siglo. Uno de los efectos más relevantes ha sido la disminución de los niveles de materia orgánica (MO), con el consiguiente efecto negativo sobre la disponibilidad de los nutrientes, principalmente nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S), y junto con ellos, el descenso de su productividad potencial. En las últimas décadas estos efectos se agudizaron (Galantini y Rosell, 1997, García, 2006). Miglierina, 1991 reportó pérdidas de MO (20%), N total (50%) y P (30%) luego de 60 años de cultivo de las praderas vírgenes.

La MO está compuesta principalmente de carbono (C) (Rosell et al., 2001) y se encuentra dividida en compartimentos que tienen tiempos variables de ciclado y diferentes formas de protección (Galantini, 2005). Los materiales más jóvenes, compuestos principalmente por residuos poco transformados, son biológicamente más activos. Aquellos de edad intermedia contribuyen al estado físico, edáfico mientras que los más antiguos presentan una marcada influencia sobre la reactividad físico-química del suelo. Los primeros inciden predominantemente sobre la macroestructura, mientras que la MO más evolucionada mejora la microestructura (Buyanosky et al., 1994).

La SD genera innumerables beneficios, entre los que se destacan los mayores niveles de cobertura de los suelos y mejor control de la erosión, con rastrojos que aportan de materiales de diferente cantidad y calidad a las sustancias húmicas.

La rotación de cultivos modifica la cantidad y calidad de la MO del suelo (Galantini et al., 2002, 2004). Sus beneficios sobre la producción, involucran la combinación de sus efectos sobre las condiciones físicas, químicas y biológicas de los suelos y sobre la dinámica de las plagas y patógenos, todo esto, con importancias relativas variables de acuerdo a las

condiciones ambientales (Bullock, 1992). Desde el punto de vista productivo y de la calidad del suelo, la dinámica de la MO total aporta muy poco al estudio de los efectos de corto plazo, ya que las fracciones orgánicas más abundantes son las más transformadas y estables (Tan et al., 2007; Galantini, 2005), por lo que se necesita una gran cantidad de años para observar diferencias producto de las prácticas de manejo. Aquellas fracciones de naturaleza más dinámica como el carbono orgánico lábil o particulado (COP) resultan más sensibles a los efectos de los sistemas de producción (Dalal et al., 2005; Duval et al., 2013).

En la actualidad, los nutrientes que más frecuentemente limitan la producción en la región semiárida pampeana son el N, el fósforo P y el azufre S. La eficiencia de uso de los fertilizantes nitrogenados depende en gran medida de la cantidad, intensidad y frecuencia de las precipitaciones. La escasez hídrica, junto al estrés térmico durante el llenado del grano, ocasionan grandes fluctuaciones no sólo de los rendimientos, sino también en el contenido proteico y calidad de los granos (Galantini *et al.*, 2004; Landriscini *et al.*, 2015).

Se han observado importantes efectos de las leguminosas sobre las propiedades químicas del suelo (Miglierina *et al.*, 2000; Minoldo, 2010) así como sobre la nutrición, el balance nutricional y la productividad del cultivo de trigo implantado posteriormente (Galantini *et al.*, 1992; Minoldo, 2010; Sa Pereira et al., 2017). La incorporación de N a través de las leguminosas está sujeto a pérdidas al igual que el que es aportado al sistema a través de la aplicación de fertilizantes (Galantini *et al.*, 2002). Sin embargo, existe una ganancia de N residual, como consecuencia de la mayor fijación del N atmosférico y de la conservación más eficiente de este nutriente en forma orgánica (Azam *et al.*, 1986; Coronato *et al.*, 2014).

La región pampeana argentina es una de las áreas de producción de granos más importantes del mundo en las que se cultiva principalmente soja, maíz, girasol y trigo. En la década del '20 comenzó a cultivarse cebada (*Hordeum vulgare L*) aunque fue, durante mucho tiempo, considerada como un cultivo menor, destinado principalmente a maltería (Pastore y Teubal, 1992). La producción récord argentina de cebada cervecera de los últimos 15 años se registró en la campaña 2012, con un volumen de 5.158.190 Mg. El 90 % de la producción se concentra en la provincia de Buenos Aires, el resto se divide entre las provincias de Santa Fe, Córdoba y La Pampa (Figura 1).

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto combinado del cultivo de una leguminosa y la fertilización nitrogenada sobre algunas propiedades edáficas y la productividad de un cultivo posterior.

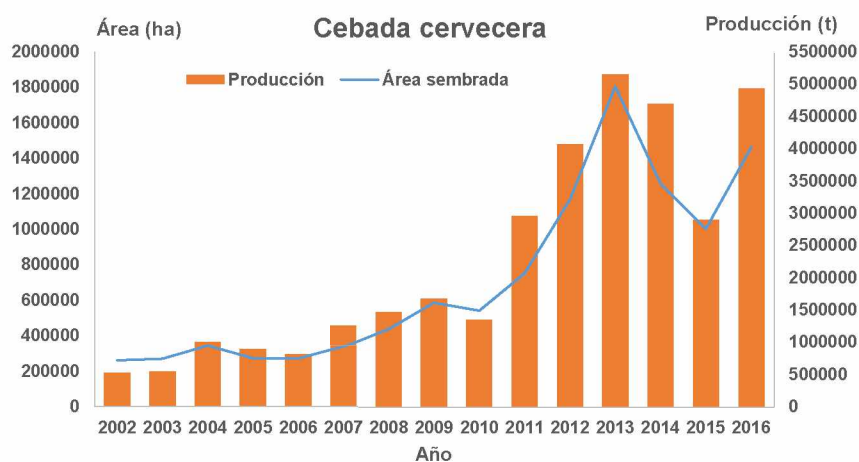


Figura 1. Área sembrada y rendimientos promedio de cebada cervecera en Argentina, periodo 2002-2016 (SAGPyA, 2016).

Materiales y métodos

El ensayo se llevó a cabo en el establecimiento Cumelén, perteneciente al Sr. Javier Irastorza, situado geográficamente en el Paraje Las Oscuras (38°49' 6" S; 61°37' 22" O), partido de Coronel Dorrego de la provincia de Buenos Aires (Figuras 2a y 2b).

Se utilizó un lote de producción bajo siembra directa (Lote 12), cuyo suelo clasifica como *Argiustol Típico* (Soil Survey Staff, 2010) de profundidad efectiva variable de 60-70 cm hasta el horizonte petrocálcico.

En el año 2012, la totalidad del lote se cultivó con arveja (*Pisum sativum*) y dentro del mismo, se sembró una franja de 24 m de ancho (dos pasadas de sembradora) con trigo pan (*Triticum aestivum* var. Buck Guapo) (Figura 3a). Ambos cultivos se cosecharon en madurez fisiológica.

En 2013, la totalidad del lote se cultivó con cebada (*Hordeum vulgare* var. Scarlett). Dentro del área, se ubicaron 3 sectores, bloques o parcelas apareadas (I, II y III) que incluían a la arveja y al trigo (de 10 x 15 m cada una), además de una pequeña parcela intermedia sin vegetación (2 x 1,5 m), que se mantuvo sin cultivo mediante la aplicación de glifosato (Figura 3b). En macollaje, las plantas de cebada se fertilizaron con dosis crecientes de N (0, 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹) en forma de urea

El diseño experimental consistió en parcelas divididas en 3 bloques completos aleatorizados, utilizando el cultivo antecesor, como *Factor Principal*, y las dosis de fertilización nitrogenada como *Factor Secundario*.



Figura 2. Ubicación geográfica del sitio muestreado y del lote en el establecimiento. (Google Earth, 2017)

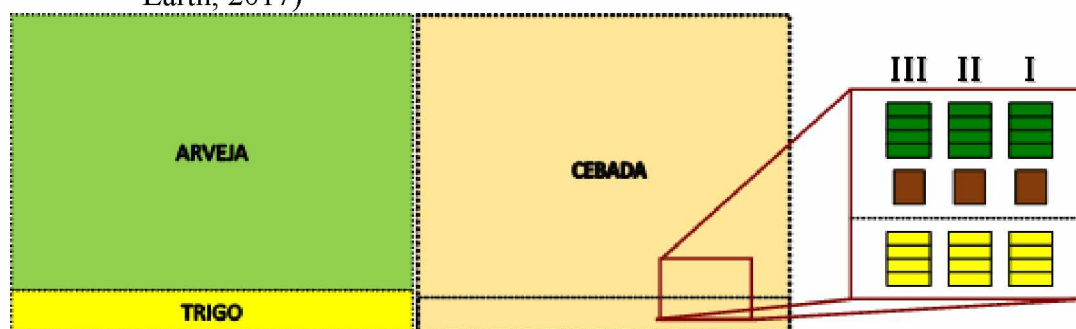


Figura 3. Diseño experimental del ensayo, a) año 2012 b) año 2013.

Muestreo de suelo y determinaciones analíticas

Durante los ciclos de cultivo de la arveja y trigo (12/09, 3/11 y 10/12 de 2012) y al momento de la fertilización y cosecha de la cebada (13/8 y 27/11 de 2013), se tomaron muestras compuestas de suelo de los 0-20 cm y 20-60 cm de profundidad.

El suelo se secó al aire y se tamizó por 2000 μm . Posteriormente, previa dispersión mecánica durante 60 minutos con agua destilada y bolitas de vidrio para favorecer la desagregación, se sometió a un fraccionamiento físico por tamaño de partícula (Galantini, 2005), para obtener la fracción gruesa (FG; $>100 \mu\text{m}$), la fracción media (FM; $100- 53 \mu\text{m}$). La fracción fina (FF) se obtuvo por la diferencia entre fracciones mencionadas anteriormente. Las muestras de suelo entero y sus fracciones se sometieron a las siguientes determinaciones:

En el suelo entero ($<2000 \mu\text{m}$):

Humedad gravimétrica, N disponible (N-NO_3^- y N-NH_4^+) (Mulvaney, 1996), carbono orgánico total (COT), por combustión seca a 1500°C (Analizador automático LECO), pH (1:2,5) y P extraíble (Bray y Kurtz, 1945).

En las diferentes fracciones se determinó Carbono orgánico particulado grueso (COPg), en la FG, y fino (COPf), en la FM. A partir de las concentraciones de C y N, y utilizando un valor promedio de densidad aparente del suelo de $1,26 \text{ Mg m}^{-3}$ se obtuvieron los contenidos en de C Mg ha^{-1} y N kg ha^{-1} , ponderando los valores medios en los 0-60 cm de profundidad.

Muestreo de plantas y determinaciones analíticas

En madurez fisiológica de todos los cultivos, en cada subparcela se realizaron muestreos de material vegetal (dos cortes de 1 metro lineal) para la evaluación de la producción de granos y materia seca total aérea (MSta).

Se determinaron los rendimientos con sus respectivos componentes: peso total, peso grano, índice de cosecha y espigas por unidad de superficie (espigas m^{-2}).

También se determinó la concentración de N total (%) en grano y paja por el método semimicro Kjeldahl (Bremner, 1996) y se estimó la proteína (%) de los granos de cebada utilizando un factor de 6,25 (CACBUE, 2013).

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se realizaron los test ANAVA, diferencias de medias (DMS Fischer) y regresiones, utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2009).

Resultados y Discusión

En el año 2012 las precipitaciones en Las Oscuras mostraron una distribución anual acorde a las características medias de la zona, con lluvias más abundantes en otoño y primavera, intermedias en verano, y una estación seca en invierno (Figura 4). Durante dicho año las lluvias acumuladas alcanzaron 624 mm, de los cuales 437 mm ocurrieron entre los meses de mayo y diciembre. En junio y julio, se registraron valores casi nulos de 3 y 4 mm respectivamente.

Antes de la siembra del trigo, las concentraciones promedio de Pe de 0-20 cm del suelo fueron de 19 mg kg^{-1} y el pH igual a 6,3.

Bajo estas condiciones, los rendimientos medios de las parcelas ensayadas alcanzaron 1480 kg ha^{-1} en trigo y 3300 kg ha^{-1} en arveja, con índices de cosecha de 0,32 y 0,50, respectivamente. Datos suministrados por el productor de rendimientos medios del lote de arveja (1796 kg ha^{-1}) resultaron contrastantes. Las diferencias de casi un 50 % se atribuyeron

a inconvenientes de manejo a cosecha frecuentemente observadas en este cultivo; alto nivel de desgrane por dehiscencia explosiva de vainas y corta altura de despeje de las mismas. Los valores de proteína de los granos fueron 7,5 % en trigo y 12 % en arveja. Estos corresponderían a unos 19 y 66 kg de N ha⁻¹ exportados del sistema en los granos, resultados significativamente menores comparados con datos de ensayos anteriores (Coronato et al., 2014).

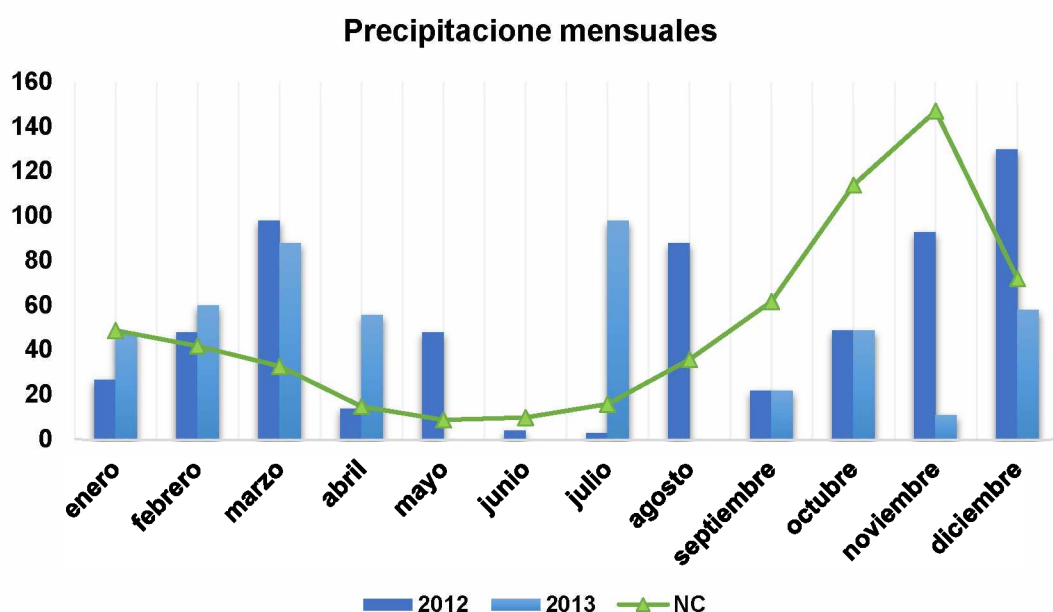


Figura 4. Distribución anual de las precipitaciones años 2012 y 2013 campo Cumelén y necesidad teórica de agua para cereales de invierno (Nc), (Paoloni y Vazquez 1985).

Efectos del cultivo de arveja

El cultivo de arveja produjo efectos significativos sobre el contenido de N disponible del suelo en la profundidad de 0-60 cm. Sin embargo, respecto al C de las distintas fracciones orgánicas no se observaron diferencias entre tratamientos luego de un año con leguminosa (Tabla 1). En este caso, la mayor disponibilidad de N y las precipitaciones en el periodo cercano al muestreo favorecerían una rápida descomposición de los residuos.

Efectos del barbecho

La combinación de la capacidad buffer del suelo y la extensa longitud del barbecho estival probablemente hayan enmascarado posibles variaciones en los niveles de pH en ambas profundidades estudiadas, así como entre antecesores del cultivo de cebada y las parcelas testigo con glifosato (Tabla 2). En superficie el pH se mantuvo próximo a 6,0 y en profundidad osciló entre valores de 7,1 y 7,7.

Conforme a lo observado en el pH, la disponibilidad Pe no mostró cambios entre años. Sin embargo se observó que luego del cultivo de trigo los niveles de Pe disminuyeron significativamente. En cambio cuando el antecesor fue arveja el Pe se mantuvo cercano a los valores del inicio del ensayo (19 mg kg^{-1}). Esto, posible resultado de las características de su rizosfera, que acidifica el suelo liberando protones (Tang y Yu, 1999) e incrementando la disponibilidad de P inorgánico, el que será absorbido y transformado a formas orgánicas.

Efecto sobre el cultivo posterior

Una estimación simple del aporte de N de una leguminosa es calcular el valor de reemplazo del fertilizante a la cual la cebada con antecesor trigo iguala en rendimiento a la cebada con antecesor leguminosa y sin fertilización (Ruffo y Parson, 2004). Este simple índice permite estimar el aporte de N de las leguminosas, a pesar de no considerar los efectos de rotación a nivel químico, físico y biológico del suelo los cuales pueden ser muy importantes dentro del sistema.

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo en diciembre 2012, luego de la cosecha de arveja y en madurez fisiológica del trigo.

Antecesor	FF	COT	COPg	COPf	N disp.	H°
	(%)	Mg ha ⁻¹	(0-20 cm)		(0-60 cm)	(%)
Arveja	41	33,6 a	2,1 a	5,8 a	244 ab	16
Trigo	41	34,8 a	2,5 a	4,9 a	165 a	14
Glifosato	40	37,0 a	2,3 a	6,5 a	322 b	19

COT, COPg y COPf: carbono orgánico total, particulado grueso y particulado fino (Mg ha^{-1}) de 0-20 cm de profundidad. H°: porcentaje de humedad y N disp. (Nitrógeno disponible, kg ha^{-1}) de 0-60 cm de profundidad. Letras diferentes entre antecesores indican diferencias significativas ($\alpha < 5\%$).

En 2013, las precipitaciones alcanzaron 490 mm. Tanto las curvas de producción de MSta como grano de cebada mostraron comportamientos diferentes de respuesta al antecesor y a la fertilización. Tanto para la producción de MSta como para el rendimiento en grano, la cebada con antecesor leguminosa mostró rendimientos superiores independientemente de las dosis de urea aplicada. Las diferencias alcanzaron los $1900 \text{ kg de MSta ha}^{-1}$ y $1094 \text{ kg grano ha}^{-1}$ cuando la cebada se mantuvo sin fertilizar.

En ambos casos, los aumentos en la producción por efecto de la fertilización en la cebada con antecesor gramínea no alcanzaron el rendimiento de cebada cultivado después de arveja sin N.

Tabla 2. Valores de pH, P extraíble y N disponible en 0-20 y 20-60 cm del suelo, antes y después del barbecho.

Antecesor	Prof. (cm)	pH		Pe (mg kg ⁻¹)		N disp. (kg ha ⁻¹)	
		2012	2013	2012	2013	2012	2013
Arveja	0-20	6,2	6,0	21,8	19,1	114	69
	20-60	7,5	7,7	-	-	130	159
	0-60					244	228
Trigo	0-20	6,2	6,1	13,3	12,5	90	48
	20-60	7,1	7,1	-	-	75	150
	0-60					165	154
Glifosato	0-20	5,8	5,6	16,7	15,5	192	-
	20-60	7,0	6,9	-	-	130	-
	0-60					322	

Pe; P extraíble (mg kg⁻¹), N disp.; N disponible (kg ha⁻¹).

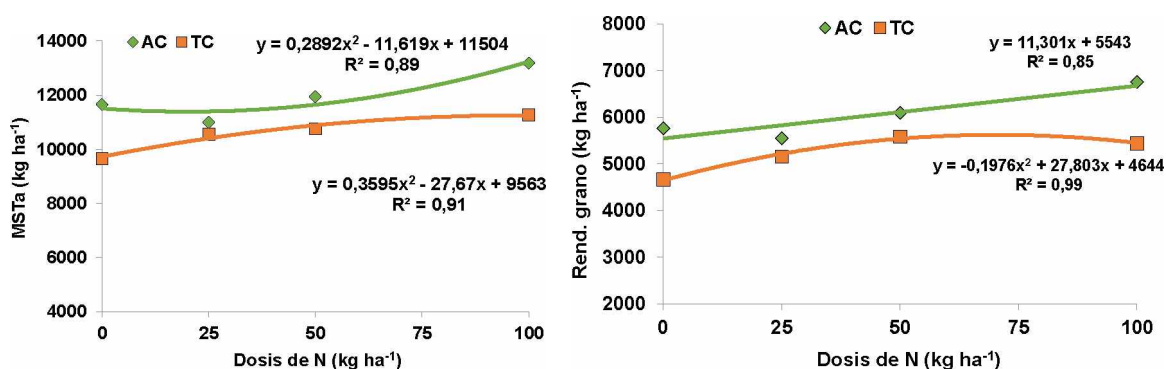


Figura 5. Rendimientos de materia seca total aérea y (kg ha⁻¹) de cebada (MSta) con antecesor arveja (AC) o trigo (TC) vs dosis de N (kg ha⁻¹).

Este hecho demostró que los beneficios de la inclusión de arveja en la rotación no sólo está supeditada al aporte de N vía fijación simbiótica, sino que demuestra además, la existencia de otros efectos positivos adicionales, como podrían ser cambios en la disponibilidad de P desde formas menos lábiles por cambios de pH edáfico en la rizosfera de la leguminosa y su transformación a formas orgánicas.

Adicionalmente al efecto positivo de la rotación con leguminosa, la cebada respondió a las mayores dosis de N con rendimientos máximos 6750 kg grano ha⁻¹. Si bien las diferencias de

rendimiento medio en grano de cebada entre antecesores con dosis de 0 y 100 kg de N no superaron los 300 kg de grano (1094 vs 1310), los verdaderos beneficios se detectaron al analizar los datos de proteína, los cuales aumentaron 2,1 unidades (Figura 6).

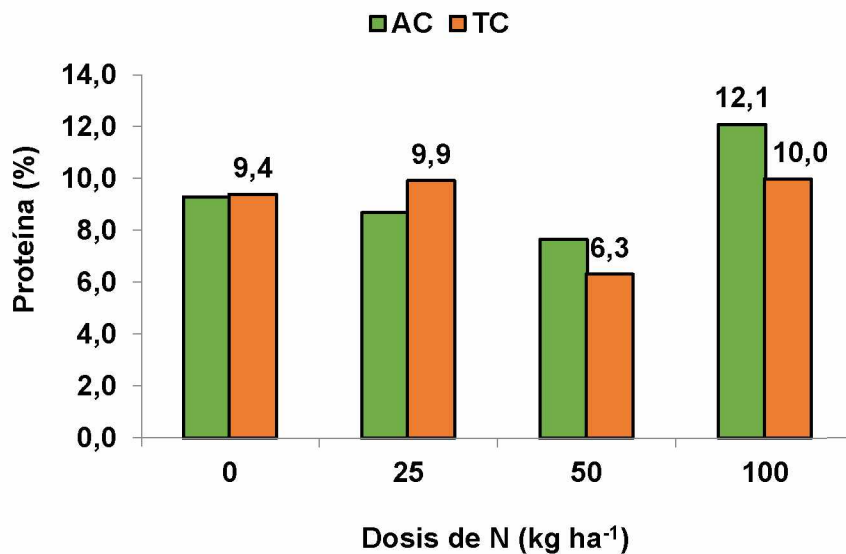


Figura 6. Porcentaje de proteína en grano vs dosis de fertilizante nitrogenado (kg ha⁻¹).

Conclusiones

La inclusión de leguminosas aumenta los rendimientos de los cultivos sucesores y disminuye el riesgo de la práctica de fertilización en la región semiárida.

El manejo de la fertilización bajo SD debe tener en cuenta un análisis integral de las variables edáficas, clima, prácticas agronómicas y cultivos antecesores, todas ellas interactúan al momento de evaluar cómo optimizar la eficiencia de uso de los nutrientes.

Bibliografía consultada

- Azam F.; Malik K.A.; Sajjad M.I. 1986. Uptake by wheat plant and turnover within soil fractions of residual N from leguminous and inorganic fertilizer. *Plant and Soil*, 95: 97-108.
- Bray R.H. y Kurtz L.T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Bullock D.G. 1992. Crop rotation. *Critical Reviews. Plant sciences* 11 (4): 309-326.
- Cattáneo M. 2013a. El cultivo de cebada en Argentina. IV Congreso Latinoamericano de Cebada. Bahía Blanca.
- Cattáneo M. 2013 b. Situación del cultivo y la industria en diferentes países del Cono Sur. IV Congreso Latinoamericano de Cebada. Bahía Blanca.
- Coronato M.L.; Minoldo G.V.; Galantini J.A.; Iglesias J.O. 2014. Efecto del cultivo de arveja sobre algunas propiedades edáficas y la productividad del trigo. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Bahía Blanca*.
- Duval M.E.; Galantini J.A.; Iglesias J.O.; Canelo S.; Martínez J.M. y Wall L. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil & Till. Res.* [131: 11-19](#).
- FAOSTAT, 2014. Datos de producción por cultivo, Cebada cervecera 2000-2013. <http://faostat3.fao.org/browse/Q/QC/S>
- Galantini, J.A. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En L. Marban y S. Ratto (Eds.): *Manual "Tecnología en Análisis de Suelos: Alcances a laboratorios agropecuarios" de la AACs. Capítulo IV parte 2, 103-114*.
- Galantini J.A.; Iglesias J.O.; Rosell R.A.; Glave A. 1992. Rotación y fertilización en sistemas de producción de la región semiárida argentina I. Productividad (calidad y rendimiento) del trigo. *Rev. Fac. Agronomía UBA* 13 (1) 67-75.
- Galantini J.A.; Rosell R. 1997. Organic fractions, N, P, S changes in Argentine semiarid Haplustoll under different crop sequences. *Soil & Till. Res.* [42:221-228](#).
- Galantini J.A.; Rosell R.A.; Brunetti G.; Senesi N. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo* 20: 17-26.
- Galantini J.A.; Senesi N.; Brunetti G.; Rosell R.A. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* [123:143-152](#).
- García F.O. 2006. La nutrición de los cultivos y la nutrición de los suelos. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 29: 13-16. INPOFOS Cono Sur.
- Haynes, R.J., M.H. Beare. 1996. Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid soils. pp. 213–262. In M.R. Carter and B.A. Stewart (Ed.) *Adv. Soil Sci.* CRC.
- Landriscini M.R.; Martínez J.M.; Galantini J.A. 2015. Fertilización foliar con nitrógeno en trigo en el sudoeste bonaerense. *Ciencia del Suelo*, [33: 186-193](#).
- Miglierina A.M. 1991. Materia orgánica y sistemas de producción en la región semiárida.
- Miglierina A.; Iglesias J.; Landriscini M.; Galantini J.; Rosell R. 2000. The effects of crop rotations and fertilization on wheat productivity in semiarid Pampean region. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil & Till. Res.* [53, 129-135](#).
- Minoldo G. 2010. Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivos del SO bonaerense sobre propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo Tesis Magister Ccias Agrarias. UNS, 154 pp.
- Mulvaney R.L. 1996. Nitrogen – Inorganic forms. p. 1123-1184. In D.L. Sparks et al. (ed.) *Methods of soil analysis. Chemical properties.* SSSA 5. Madison, WI.
- Pastore R.; Teubal M. 1992. Articulaciones agroindustriales en el complejo cervecero. *Desarrollo Económico* 124: 523-544
- Prieto G. 2012. Las legumbres: arveja y garbanzo. *Publicación INTAEEA Oliveros*.
- Rosell R.A.; Gasparoni J.C.; Galantini J.A. 2001. Soil organic matter evaluation. En R Lal et al. (eds.). *Assessment Methods for Soil Carbon.* Serie *Advances in Soil Sci. Soc.* CRC Press, Boca Raton, FL. 311-322.
- Ruffo M.L.; Parsons A.T. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 21: 13-16. INPOFOS Cono Sur.
- Sa Pereira E, M. Duval, J.A. Galantini. 2017. Decomposition from legume and non-legume crop residues: effects on soil organic carbon fractions under controlled conditions. *Spanish Journal of Soil Science* [7\(2\) 86-96](#)
- Tan Z.; Lal R.; Owens L.; Izaurralde R. C. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil Till. Res.* 92: 53-59.
- Tomaso J.C. 2004 Cebada Cervecera en la Argentina. *Idia XXI* 6, Junio 2004.

Cultivos de cobertura en el monocultivo de soja: producción de biomasa y aporte de nutrientes

Matías Duval, Juan A. Galantini, Julia Capurro y Juan M. Martínez

El predominio del cultivo de soja en los sistemas agrícolas actuales genera un balance negativo de la materia orgánica, con consecuencias sobre la disponibilidad de nutrientes, y procesos erosivos por falta de cobertura del suelo. Los cultivos de cobertura surgen como alternativa para incrementar el aporte de carbono al sistema, reducir la erosión del suelo y evitar la lixiviación de nutrientes.



Actualmente en Argentina la mayor parte de los cultivos se implantan bajo el sistema de siembra directa (SD) (Derpsch et al., 2010). A su vez, los sistemas agrícolas actuales se caracterizan por largos períodos de barbecho en secuencias de cultivos con predominio de soja de primera como una única cosecha anual (Caviglia et al., 2011). Esto puede repercutir negativamente sobre la calidad del suelo. Existen evidencias que una alta proporción de soja en la rotación, asociado con una escasa entrada de residuos con baja relación C:N, puede afectar los contenidos de carbono orgánico total del suelo (COS) (Wright y Hons, 2005). Por lo tanto, la falta de rotación de cultivos, incluso bajo SD, podría conducir a pérdidas tanto de COS como de productividad si las entradas de carbono al suelo por los residuos de cosecha son inferiores a salidas por descomposición y/o erosión (Pittelkow et al., 2015).

La intensificación de la secuencia de cultivos mediante la inclusión de alternativas invernales mejoraría muchos aspectos de los actuales sistemas agrícolas permitiendo una producción sostenible, eficiente y rentable. En este sentido, los cultivos de cobertura (CC) invernales serían una alternativa promisoría para aportar residuos ricos en C y promover al desarrollo y mantenimiento de la cobertura de los suelos, además de otros beneficios sobre las propiedades químicas, físicas y biológicas edáficas (Daliparthi et al., 1994). Varias gramíneas de invierno tales como centeno (*Secale cereale* L.), avena (*Avena sativa* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.), triticale (x *Triticosecale* Wittmack) y raigrás anual (*Lolium multiflorum* Lam.) son utilizadas como CC logrando un importante aporte de C entre cultivos consecutivos de soja, manteniendo o mejorando los niveles de COS (Álvarez et al., 2006). Sin embargo, el COS es poco probable que cambie en el corto plazo (3-4 años), pero si las fracciones más lábiles, las asociadas a residuos en etapas tempranas de descomposición y

ligadas a las fracciones estructurales más gruesas del suelo (carbono orgánico particulado, COP) (Christensen, 2001; Galantini et al., 2004).

El COP es la fracción más activa del COS y es utilizado como indicador de la calidad del suelo en el corto plazo, ya que es sensible a los cambios en las prácticas de manejo (Duval et al., 2013). Estas fracciones han demostrado ser buenos indicadores ante cambios en las secuencias de cultivos (Salvo et al., 2010) y podría mostrar cambios tempranos en el suelo por la inclusión de CC. El siguiente trabajo tiene por objetivo evaluar el efecto de diferentes especies de CC sobre el balance y dinámica del COS y sus fracciones.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio y diseño experimental

El estudio se realizó en la localidad de Correa, provincia de Santa Fe (32°57'21"S, 61°18'18"O) durante seis años consecutivos (2006-2012) en un suelo Argiudol típico serie Correa. El lote presentaba una historia agrícola de cuarenta años, los últimos diez en SD, con predominio de soja (*Glycine max* L. Merr.) y barbecho invernal. Entre mayo y julio de cada año se sembraron los CC bajo el sistema de SD. Los CC utilizados fueron: (T) trigo pan (*Triticum aestivum* L.), (A) avena (*Avena sativa* L.), (V) Vicia (*Vicia sativa* L.), (A+V) avena+vicia y (Ct) un tratamiento control (sin CC) con barbecho químico. Los cinco tratamientos fueron dispuestos en un diseño en bloques completos aleatorizados con 3 repeticiones y parcelas de 500 m² (50 × 10 m). Durante los años 2008, 2009 y 2011, se tomaron muestras de suelo para evaluar el efecto acumulado tres, cuatro y seis CC consecutivos. En cada año, dentro de cada parcela, las muestras de suelo (3 réplicas) fueron tomadas al azar a las profundidades de 0-20 cm.

Cultivos de cobertura

La producción de materia seca aérea total (MS) en los distintos CC se determinó al momento de secado. El crecimiento de los CC se suprimió en promedio a los 150 días desde su siembra, en estadios reproductivos, con aplicaciones de glifosato.

Determinaciones químicas edáficas

Sobre muestras de suelo se determinó el contenido de carbono orgánico total (COS) y, a través del fraccionamiento por tamaño de partícula (Duval et al., 2013), el carbono orgánico particulado (COP) en la fracción gruesa (105-2000 µm) y media (53-105 µm) denominados COP_g y COP_f, respectivamente.

Análisis de datos

Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó análisis de varianza (ANOVA). Todos los datos fueron analizados utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2013).

Resultados y discusión

Producción de MS de los CC

En los seis años evaluados, la cantidad de MS producida presentó diferencias significativas entre CC ($p < 0,001$) y entre años ($p < 0,001$) (Figura 1). Los tratamientos T y A, en promedio, presentaron una producción de MS 24 y 91% superior a los de A+V y V, respectivamente; a su vez también se observaron diferencias significativas entre A+V y V, donde la leguminosa pura acumuló menores contenidos de MS, salvo en el año 2011, donde no se hallaron diferencias (Figura 1). La producción de MS de las gramíneas (T y A) osciló entre 4,6 y 11,1 Mg ha^{-1} , diferenciándose significativamente de V con producciones de MS entre 2,5 y 4,6 Mg ha^{-1} . El tratamiento A+V presentó valores de MS entre 4,9 y 8,5 Mg ha^{-1} siendo inferiores a las de gramíneas puras en los años 2006, 2009 y 2010 (Figura 1). Unger y Vigil (1998) también observaron que las gramíneas se adaptan mejor como CC que las leguminosas debido a su mayor generación de biomasa aun en condiciones de sequía. La vicia se caracteriza por presentar un crecimiento lento, en etapas iniciales, en relación a las gramíneas, influyendo en la producción de MS. El aporte de C por los CC presentó las mismas diferencias que la MS debido a que la concentración de C de los diferentes CC no presentó diferencias significativas (43-45% C).

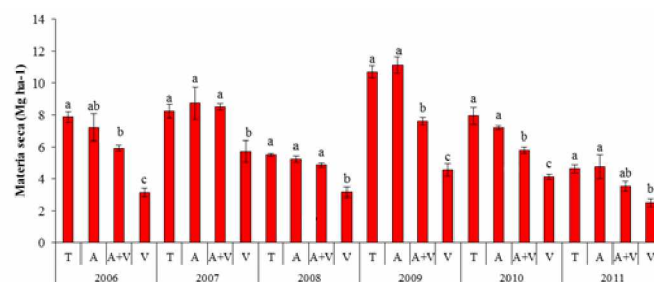


Figura 1: Producción de materia seca aérea total (Mg MS ha^{-1}) de los cultivos de cobertura. Para cada año letras diferentes indican diferencias significativas entre CC ($p < 0,05$).

Aporte de carbono de los CC: efecto sobre COS y las fracciones lábiles

En el 2008, a pesar del significativo aporte de C por los CC ($T=3177\pm 606$; $A=3116\pm 847$; $A+V=2835\pm 723$ y $V=1768\pm 644$ $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), no evidenciaron cambios significativos en los niveles de COS en relación a Ct (Figura 2a). A partir del cuarto año con CC (2009) se observaron diferencias significativas entre los CC y Ct (Figura 2a). Los tratamientos A y A+V presentaron un aumento significativo del COS en relación a Ct, mientras que en T y V, si bien también aumentó el COS ($0,7 \text{ g kg}^{-1}$ más que Ct), dicho aumento no llegó a ser significativo. En el 2011, los tratamientos T, A y A+V aumentaron los niveles de COS en un 14, 9 y 9%, respectivamente, diferenciándose significativamente de Ct. Es decir, estos CC mejoraron el balance de C, cumpliendo el principal objetivo de esta práctica de manejo para la zona en estudio. Los aumentos del COS estuvieron significativamente relacionados con la cantidad de C producido por los CC (Figura 1).

Al igual que el COS, los niveles de C de las fracciones lábiles (COP_g y COP_f) no reflejaron diferencias entre los CC y Ct durante el 2008 en 0-20 cm (Figura 2b y c). Esto sugiere que tres años de aportes de residuos no fueron suficientes para influir en las fracciones más dinámicas y lábiles de la materia orgánica del suelo, a pesar de que el aporte de MS fue diferente entre tratamientos (Figura 1). Estos resultados coinciden con lo reportado por Sainju et al. (2007) quienes no encontraron efectos de los CC sobre diferentes fracciones orgánicas lábiles luego de dos años de efectos acumulados. Si bien se encontraron mayores concentraciones de COP_g en los CC que en Ct, la alta variabilidad de los datos evaluados ($\text{CV}= 40\%$) podrían haber enmascarado las diferencias entre tratamientos, variabilidad también encontrada en otros estudios (Duval et al., 2013, Galantini et al., 2014).

A partir del 2009, el aumento del COS por los CC estuvo dado principalmente por la mayor concentración de COP_g (Figura 2b). En los años 2009 y 2011 los tratamientos con CC aumentaron significativamente los niveles de COP_g en relación con Ct. También se observaron diferencias entre los CC, donde en general, las gramíneas presentaron mayores niveles de COP_g que V. Esta diferenciación entre especies puede deberse a la mayor calidad del aporte de la leguminosa ($\text{C:N}=10-14$), aumentando la velocidad de descomposición de los residuos afectando directamente el COP_g . En relación con Ct, en promedio, los tratamientos T, A y A+V aumentaron el COP_g un 66 y 95% en el 2009 y 2011, respectivamente, mientras que V lo aumentó en un 33 y 49% para los respectivos años (Figura 2b).

El COP_f , en relación al COP_g , se caracteriza por presentar una degradación más lenta y, por lo tanto, es relativamente menos lábil (Benbi et al., 2012). Esta fracción, presentó diferencias significativas entre tratamientos a partir del 2011 (Figura 2c). En ese año se observaron aumentos significativos del COP_f en T, A y A+V, mientras que V no se diferenció de Ct. Los aumentos observados en esta fracción fueron menores a los encontrados para COP_g , siendo del 32% para T, A y A+V y, aunque no significativo, 16% para V en el último año.

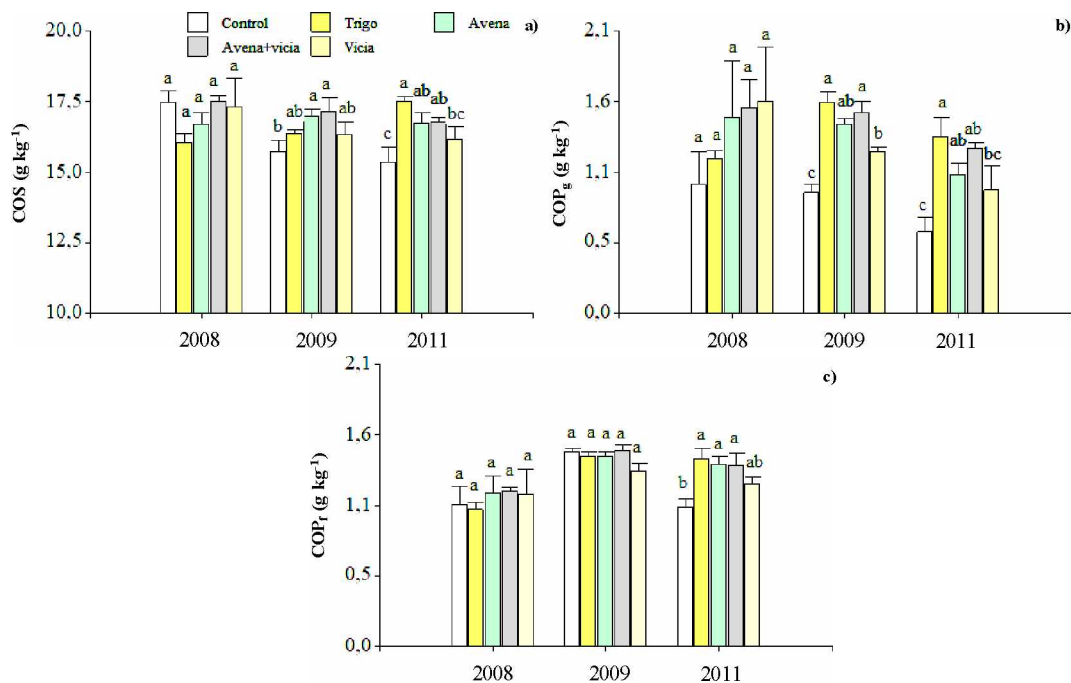


Figura 2: Efecto de la inclusión de los CC sobre el (a) carbono orgánico total (COS), (b) particulado grueso (COPg) y (c) particulado fino (COPf) en 0-20 cm.

Los $7,0 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, promedio de los CC con gramíneas equivalente a $3,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, tuvieron efectos significativos sobre el sistema de producción de soja continua, en el que se observó luego de tres años una tendencia a mejorar los niveles de COS y un aumento significativo a partir del cuarto año (Figura 2a). El aporte de C por parte de la soja no varió entre tratamientos, hecho asociado a que no hubo diferencia en el rendimiento (Duval et al., 2016). Por lo tanto, las diferencias encontradas en los niveles de COS y sus fracciones deberían interpretarse como el efecto acumulado de diferentes aportes y su descomposición desde la inclusión de los CC.

El fraccionamiento físico por tamaño de partícula reflejó que la inclusión de los CC aumentó la concentración de C en la fracción más dinámica y directamente asociada al aporte de residuos (COP_g) a partir del cuarto año (2009) y, también sobre la fracción más

transformadas (COP_f) a partir del sexto año (2011) en 0-20 cm (Figura 2b y c). En este trabajo se observó que el COP_g mostró mayor sensibilidad a la práctica de manejo dado que, luego de cuatro años, los tratamientos con CC presentaron mayores concentraciones respecto al control. La inclusión de CC en lugar de un período de barbecho mejoró los niveles orgánicos del suelo mediante la sustitución del periodo de barbecho desnudo (fuente de C) por un período adicional de asimilación de C (Lal, 2001).

La cantidad de C aportado por los CC jugaron un papel importante en el efecto de los CC en los niveles orgánicos del suelo (total y sus fracciones) (Figura 2). Los niveles similares o mayores de COS, COP_g y COP_f observados 0-20 cm, con CC gramíneas (T, principalmente) que con V sugieren que las gramíneas pueden ser más eficientes que las leguminosas en el aumento de los niveles de C del suelo, debido, por un lado al aumento de la entrada de C (mayor aporte) y, por otro lado, a su menor calidad (C:N= 29-39), que puede haber resultado en una más lenta descomposición de sus residuos en el suelo.

Balance de carbono

Sobre la base de la producción de MS y el contenido de C (Figura 1), T y A serían las mejores opciones de CC en sistemas de monocultivo soja. La inclusión sistemática de CC en las secuencias agrícolas, con alta frecuencia de soja, realizó aportes significativos a la calidad del suelo. En el 2006 (inicio del ensayo), el contenido de COS fue de 55,2 Mg ha⁻¹, disminuyendo un 7,4 y 2,5% en Ct y V, respectivamente luego de seis CC consecutivos. Por el contrario, el COS aumentó entre un 5,4 a 0,9% en los tratamientos T, A y A+V diferenciándose significativamente de Ct. En estos casos, se observaron incrementos entre 4,6 y 7,1 Mg COS ha⁻¹. Dichos valores son similares a los reportados sobre una amplia revisión de ensayos de CC en diferentes sitios de la Región Pampeana (Rimski-Korsakow et al., 2015). Como resultado, la utilización de CC (T, A y A+V) en monocultivo de soja aumentó el COS a una velocidad de 597 a 98 kg C ha⁻¹ año⁻¹, mientras que se perdió COS a un ritmo de 824 y 289 kg C ha⁻¹ año⁻¹ sin CC o utilizando leguminosas (V), respectivamente. En la Figura 3 se observa la relación en el aporte de C por parte de los residuos (CC + soja) y los cambios del COS durante el período de estudio (2006-2011). A partir de dicha información, se puede estimar el aporte de C necesario para no generar disminuciones en los contenidos de COS. En este caso, se necesitan al menos 4,5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para no generar disminuciones en los contenidos de COS en el horizonte superficial. Estos resultados concuerdan con lo reportado por otros autores, quienes estimaron aportes de 4,1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para mantener niveles de COS entre 16,9 y 18,9 g kg⁻¹ en 0-15 cm (Pikul et al., 2008; Benjamin et al., 2010). Por lo

tanto, después de seis años, el aumento del aporte de residuos al suelo por el uso de CC aumentó el almacenamiento de COS en un sistema de monocultivo soja presentando, a su vez, diferencias entre especies. En este sentido, desde el punto de vista de conservación o aumento de los contenidos de COS, los sistemas de cultivo con la inclusión de CC como A, A+V y T serían una opción viable, principalmente este último por los mayores aumentos del COS (Figura 2a). Por medio de simulaciones, Milesi Delaye et al. (2014) calcularon que para mantener los niveles de la materia orgánica en situaciones de monocultivo de soja era necesario utilizar CC. Estos autores estimaron que un CC incorporaría entre 2,3 y 3,1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, valores similares a los hallados en este estudio para T, A y A+V.

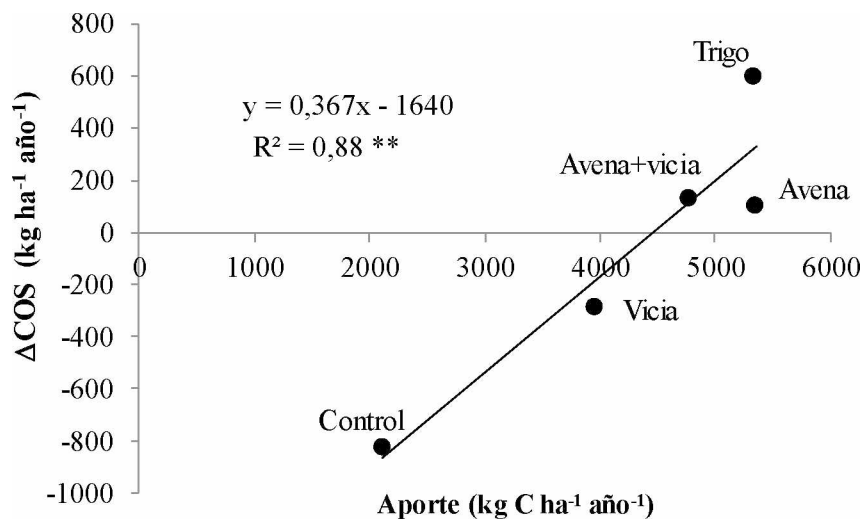


Figura 3: Relación entre el cambio del carbono orgánico total ($\Delta\text{COS}_{2011-2006}$) y el aporte promedio de carbono a través de los residuos.

Conclusiones

La utilización de CC contribuye a incrementar los contenidos de COS en los agroecosistemas simplificados que predominan actualmente en la Región Pampeana. Las gramíneas como CC fueron más eficientes en producir MS y por consiguiente más eficaces en incrementar el COS en comparación con el barbecho tradicional.

Luego de cuatro años se modificaron, principalmente, los niveles de las fracciones orgánicas más lábiles (COP_g) mientras que luego de seis años los efectos de los CC se hallaron tanto en las fracciones lábiles (COP_g y COP_f) como en el COS. Dichas fracciones evidenciaron que la inclusión de gramíneas (puras o consociadas) como CC son una alternativa de manejo válida para generar cobertura y mejorar el balance de carbono de los suelos bajo monocultivo de soja en el sur de Santa Fe.

Bibliografía consultada

- Álvarez, C.; M. Barraco; M. Díaz-Zorita; C. Scianca. 2006. Uso de cultivos de cobertura en rotaciones con base soja: efecto sobre algunas propiedades edáficas y rendimiento de los cultivos en un Hapludol típico del noroeste bonaerense. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Benbi, D.K.; A.S. Toor; S. Kumar. 2012. Management of organic amendments in rice-wheat cropping system determines the pool where carbon is sequestered. *Plant Soil*. 360 (1-2), 145-162.
- Benjamin, J.G.; A.D. Halvorson; D.C. Nielsen; M.M. Mikha. 2010. Crop management effects on crop residue production and changes in soil organic carbon in the central Great Plains. *Agron. J.* 102(3):990-997.
- Caviglia, O.P.; V.O. Sadras; F.H. Andrade. 2011. Yield and quality of wheat and soybean in sole- and double-cropping. *Agron. J.* 103: 1081-1089.
- Christensen, B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52(3), 345-353.
- Daliparthi, J.; S. Herbert; P. Veneman. 1994. Dairy manure application to alfalfa: crop response, soil nitrate, and nitrate in soil water. *Agron. J.* 86: 927-933.
- Derpsch, R.; T. Friedrich; A. Kassam; H. Li. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 3: 1.
- Duval, M.E.; J.A. Galantini; J.O. Iglesias; S. Canelo; J.M. Martínez; L. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil & Till. Res.* [131: 11-19](#).
- Duval, M.E.; J.A. Galantini; J.E. Capurro; JM Martínez. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil & Till. Res.* [161, 95-105](#).
- Galantini, J.A.; M. Duval; J.O. Iglesias; H. Krüger. 2014. Continuous wheat in semiarid regions: long-term effects on stock and quality of soil organic carbon. *Soil Sci.* [179, 284-292](#).
- Lal, R. 2001. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 145-191.
- Milesi Delaye, L.A.; A.B. Irizar; G.O. Magrín; A.E. Andriulo. 2014. Perspectivas para el stock orgánico del suelo de la Pampa Ondulada bajo diferentes escenarios agronómicos y climáticos. In: Pascale Medina C. (Ed.). *Suelos, Producción Agropecuaria y Cambio Climático*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, E-Book.
- Pikul, J.L.; J.M.F. Johnson; T.E. Schumacher; M. Vigil; W.E. Riedell. 2008. Change in surface soil carbon under rotated corn in eastern South Dakota. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:1738-1744.
- Pittelkow, C.M.; X. Liang; B.A. Linnquist; K.J. Van Groenigen; J. Lee; M.E. Lundy; N. Van Gestel; J. Six; R.T. Venterea; C Van Kessel. 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517, 365-368.
- Rimski-Korsakov, H.; C.R. Alvarez; R.S. Lavado. 2015. Cover crops in the agricultural systems of the Argentine Pampas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6), 134A-140A.
- Sainju, U.M.; B.P. Singh; W.F. Whitehead. 1998. Cover crop root distribution and its effects on soil nitrogen cycling. *Agron. J.* 90:511-518.
- Sainju, U.M.; B.P. Singh; W.F. Whitehead; S. Wang. 2007. Accumulation and crop uptake of soil mineral nitrogen as influenced by tillage, cover crops, and nitrogen fertilization. *Agron. J.* 99: 682-691.
- Salvo, L.; J. Hernandez; O. Ernst. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil Till. Res.* 109: 116-122.
- Unger, P.W.; M.F. Vigil. 1998. Cover crops effects on soil water relationships. *J. Soil Water Conserv.* 53:200-207.
- Wright, A.L.; F.M. Hons. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 141-147.

Cambios en el pH del suelo y en la disponibilidad de fósforo durante la descomposición de residuos de leguminosas

Juan Ignacio Vanzolini, Juan A. Galantini, Liliana Suñer y Juan Manuel Martínez

El pH es uno de los factores determinantes de la fertilidad de un suelo y puede ser afectado por el manejo de los cultivos y sus residuos. La acumulación de materia orgánica sobre la superficie del suelo en siembra directa puede modificar el pH, con posibles implicancias en la disponibilidad de nutrientes, en especial el fósforo.



Se ha sugerido que la acumulación de materia orgánica (MO) podría tener efecto de acidificación, sobre todo en suelos en que se cultivan leguminosas (Tang et al., 1999). Esta acidificación del suelo se atribuye principalmente a un desbalance entre los ciclos del carbono (C) y el nitrógeno (N), tanto de corto como de largo plazo. En general, las plantas absorben cationes y aniones de la solución del suelo para satisfacer sus requerimientos de crecimiento. Las cantidades relativas de los iones absorbidos por las raíces están determinadas por los requerimientos específicos de la planta para estos iones y la composición de la solución del suelo. En la mayoría de los casos, las plantas absorben más cationes que aniones y expulsan protones para mantener el balance de cargas. En las leguminosas que realizan la fijación biológica de N_2 , la excreción de protones desde las raíces está estrechamente relacionada con la acumulación de aniones orgánicos (malato, citrato y oxalato) en el tejido vegetal. La liberación de protones por la planta causa un incremento en el pH de las células que estimula la síntesis de aniones orgánicos (Mengel & Steffens, 1982). Los aniones orgánicos acumulados en el material vegetal, son fuente de alcalinidad potencial que puede causar el aumento de pH durante su descomposición por la actividad de los microorganismos del suelo. Las características de un suelo, en especial su pH, pueden condicionar el proceso de descomposición de un residuo y, por lo tanto, modificar el efecto que éste pueda realizar sobre las propiedades químicas o físicas edáficas.

Cuando se utilizan cultivos de cobertura (CC) bajo siembra directa para la producción de cultivos comerciales, los residuos se acumulan sobre la superficie del suelo y la redistribución de los nutrientes contenidos en ellos. El potencial para el cambio de pH de los residuos en superficie es mayor cuando se aplican fertilizantes, residuos ricos en N y cuando no se aplican enmiendas (Schomberg *et al.*, 1994). Estos cambios en el pH del suelo pueden

modificar los equilibrios de las diferentes formas en que se encuentran algunos nutrientes, en especial del P, así como su disponibilidad para las plantas (Lindsay, 1979; Suñer et al., 2018). En este contexto, en suelos bajo siembra directa con la implementación de CC podrían producirse cambios de cierta magnitud sobre el pH del suelo superficial y modificar de alguna manera la disponibilidad de otros nutrientes, entre ellos el P. Actualmente no existe información sobre la magnitud de estos cambios en diferentes suelos, ni sobre la duración de estos cambios, ni los factores que pueden incidir sobre ellos.

El objetivo del siguiente trabajo fue evaluar el efecto del agregado de residuos de vicia villosa y avena sobre el pH y el P extraíble en diferentes suelos.

Metodología

A fin de evaluar el efecto del agregado de residuos de vicia sobre el pH y el P extraíble (Pe), se realizaron tres ensayos de incubación. Los residuos fueron íntegramente mezclados con los suelos, humedecidos al comenzar la incubación y periódicamente a lo largo de la experiencia. Se tomaron muestras a los 10, 20, 30, 60, 90 y 120 días.

Los suelos utilizados fueron obtenidos en el área de influencia de la EEA INTA Hilario Ascasubi y de la zona de Bahía Blanca. Se recolectaron muestras de los primeros 20 cm del perfil en cada uno de los sitios. Las muestras secadas al aire fueron tamizadas por 2 mm y completamente homogeneizadas. De cada una se analizaron el pH inicial y Pe. Además, los suelos estudiados fueron caracterizados física y químicamente (Tabla 1).

Los residuos fueron obtenidos de la materia seca de CC de vicia en 50% de floración y de avena encañada. Las muestras fueron recolectadas en el momento previo a la aplicación del herbicida, secadas (60°C), molidas (< 1 mm) y analizada su composición química (Tabla 2).

Ensayos

Experiencia para evaluar el efecto del tipo de residuo aplicado

Se utilizaron dos suelos (A1 y C1) y se aplicaron residuos de vicia (V) y de avena (A) en dos dosis (D1 y D4).

Experiencia para evaluar el efecto de la dosis de residuo aplicada

Se utilizaron dos suelos (A1 y C1) de características similares pero diferente origen. Se aplicó diferentes dosis de residuos de vicia: 0, 10, 20, 30 y 40 g MS kg⁻¹ suelo (D0,D1,D2,D3,D4).

Experiencia para evaluar el efecto del residuo aplicado sobre diferentes suelos

Se utilizaron los residuos de vicia (V) y de avena (A) en dos dosis (D1 y D4) en todos los suelos Tabla 1.

En total, se procesaron 504 unidades experimentales, en las que se determinó pH (en solución 1:2,5) y Pe por el método de Bray & Kurtz (1945).

Tabla 1. Propiedades básicas de los diez suelos utilizados en las distintas experiencias.

Suelo	Ubicación	pH	Pe ppm	Tamaño (μm)			Carbono orgánico (%)			MO %
				0-50	50-100	100-2000	COM	COPf	COP	
A1	Ascasubi	7,0	30	27	27	42	0,83	0,15	0,13	2,53
A2	Ascasubi	7,0	25	25	14	61	0,73	0,13	0,24	1,86
C1	Cabildo	7,1	43	22	22	56	0,74	0,09	0,12	2,19
C2	Cabildo	8,0	8	25	24	50	0,63	0,10	0,10	1,21
C3	Cabildo	6,5	7	24	23	52	0,62	0,08	0,09	1,29
C4	Cabildo	6,3	30	36	33	29	1,04	0,21	0,12	2,02
C5	Cabildo	6,7	8	37	29	31	0,89	0,17	0,09	1,72
C6	Cabildo	7,2	6	28	19	52	0,54	0,08	0,10	1,91
Cg	Cagliari	7,2	13	19	15	65	0,68	0,15	0,24	1,15
O	Tte. Origone	7,4	5	14	11	73	0,56	0,12	0,25	1,20

Tabla 2. Composición química del residuo utilizado en las incubaciones.

Residuo	C	N	S	P	Na	Mg	Ca	K	Cl	C:N
	%					mg g^{-1}				
Vicia	41,2	4,00	2,82	3,29	1,28	2,77	14,8	38,3	7,66	10
Avena	42,1	2,34	2,20	2,70	1,7	1,34	4,1	31,6	4,60	18

Resultados y discusión

Efecto de la cantidad de residuo agregada

El pH inicial fue 7,0 para A1 y 7,1 para C1, valor que en los tratamientos sin agregado de residuos disminuyó durante la incubación en ambos casos. Este descenso del pH se lo atribuye a la mineralización del N original del suelo, seguida del proceso de nitrificación. Por este motivo, el efecto de los residuos en cada momento se analiza como el aumento respecto del testigo (Figura 1). El agregado de residuos produjo cambios significativos en el pH del suelo y en el Pe, que fueron variables según el suelo y momento analizado.

En esta experiencia, el pH de los suelos mostró un incremento casi instantáneo tanto en A₁ como en C₁, aunque de diferente magnitud (Figura 1). El aumento inicial de pH se correspondió con las dosis aplicadas, así el incremento fue mayor cuando mayor fue la dosis de residuo adicionada (D₄>D₃>D₂>D₁).

En A₁, el ascenso inicial de pH después de la adición de residuos fue de menor magnitud que en C₁. El escaso aumento de pH en A₁ con las dosis de residuos más altas, se adjudicó a los altos niveles de MO que tenía el suelo (2,5%). Probablemente, A₁ presentó alta actividad de microorganismos descomponedores y tuvo capacidad para estabilizar más rápidamente el pH.

La disminución del pH con D1 y D2 a partir de los 30 días de incubación, se atribuyó a la nitrificación del N mineralizado del residuo con la consiguiente liberación de H^+ .

En C_1 se observó un incremento inicial promedio de 1,9 unidades en el pH cuando el suelo fue tratado con las dosis más altas de residuo (D3 y D4). Posiblemente, el menor contenido de MO del suelo y la menor actividad microbiana, motivó el aumento en el pH ante la liberación de los aniones contenidos en el residuo. Por el contrario, el agregado de D1 y D2 en C_1 no provocó cambios en el pH final del suelo.

Los niveles iniciales de P de los dos suelos fueron de 30 ppm para A1 y de 43 ppm para C_1 . El agregado de residuos de vicia incrementó la disponibilidad de P en el suelo. Los residuos de vicia utilizados contenían $3,29 \text{ mg P g}^{-1}$, por lo que las dosis de residuo de vicia incorporaron P al suelo al descomponerse. Sin embargo, se hallaron algunas evidencias de cambios en el Pe que podrían estar relacionadas con el cambio de pH del suelo.

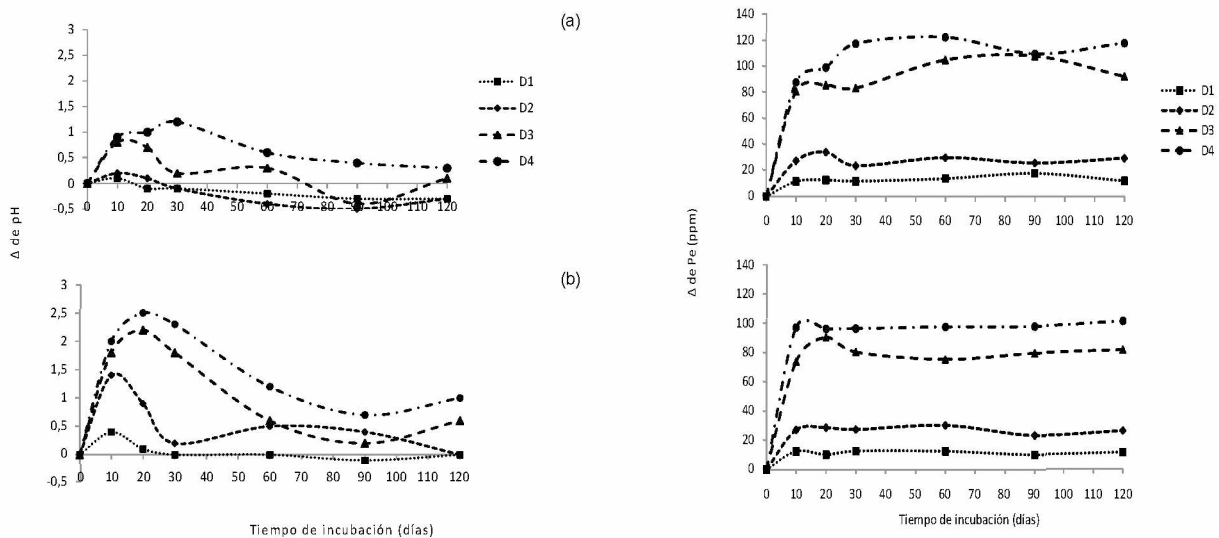


Figura 1. Cambios en el pH y el Pe en los suelos (a) A1 y (b) C_1 con el agregado de diferentes cantidades de residuo de vicia, durante los 120 días de incubación.

Efecto de la calidad de los residuos agregados

Cuando se agregó residuo de avena, el valor de pH observado en el suelo incubado fue mayor que el registrado en el caso del residuo de vicia. Esto se contradice con lo afirmado por varios autores sobre la mayor capacidad de “alcalinización” de las leguminosas respecto de las gramíneas, aunque posiblemente se deba a la baja cantidad de residuo incorporada. Con el agregado de D4, el residuo de vicia produjo un mayor valor de pH del suelo que el residuo de avena, durante el transcurso de los 120 días de incubación. Es decir, la capacidad de

"alcalinización" de los residuos leguminosa se pone de manifiesto cuando los aportes son altos.

Los cambios fueron más marcados en el suelo C1, con menor contenido de MO (Figura 2).

Con respecto al cambio observado en el Pe, los aumentos producidos por el agregado de la menor dosis de residuo, fueron similares entre las especies estudiadas. Sin embargo, cuando se agregó la dosis más alta, el cambio en el Pe fue mayor en el caso de la vicia que en el caso de la avena (Figura 5). La velocidad con que se descomponen los residuos pudo haber sido diferente debido a las características de calidad diferenciales que presentan las gramíneas y las leguminosas. Una rápida descomposición de los residuos de vicia no sólo modifica el pH del suelo sino que favorece la descomposición de los materiales orgánicos nativos por aporte de nitrógeno y la transformación del fósforo orgánico a inorgánico.

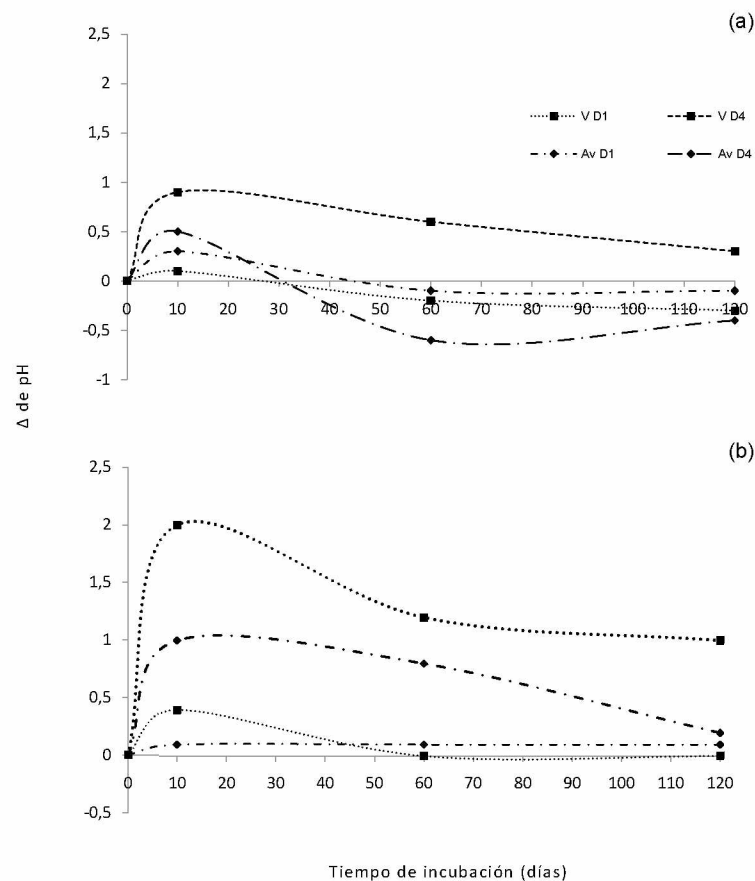


Figura 2. Cambio del pH del suelo (a) A1 y (b) C1, durante la incubación con el agregado de dos cantidades (D1 y D4) de residuo de vicia y residuo de avena (V y Av)

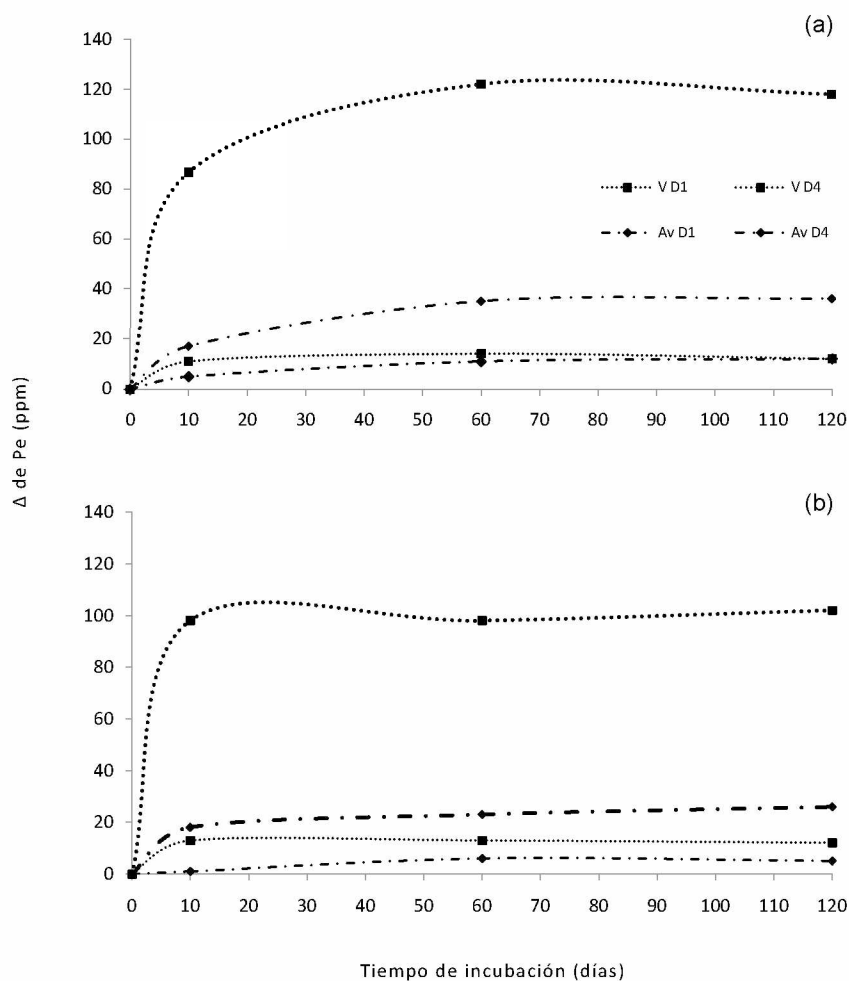


Figura 3. Cambio del Pe del suelo (a) A1 y (b) C1, durante la incubación con el agregado de dos cantidades (D1 y D4) de residuo de vicia y residuo de avena (V y Av)

Efecto de las características edáficas sobre los cambios observados

Con los datos obtenidos de los 10 suelos analizados, se realizó una regresión múltiple a fin de encontrar un modelo que permitiera describir los efectos del agregado de residuos de vicia sobre el pH y el Pe del suelo.

Los cambios iniciales observados en el pH del suelo con dosis bajas de residuo se relacionaron con el pH inicial del suelo, el C de la MO estable (COM) y particulada (COP_f) ($R^2_{aj}=0,81$). A los 60 días de incubación no se encontró significancia en ningún componente. Al finalizar la incubación, el cambio de pH se relacionó con el pH inicial del suelo y el COM ($R^2_{aj}=0,73$).

Con dosis altas, el cambio inicial en el pH del suelo se relacionó con el pH inicial y el COM ($R^2_{aj}=0,43$). A los 60 días de iniciada la experiencia, la variación en el pH se relacionó con los dos factores citados en el inicio y con el COP ($R^2_{aj}=0,80$). En la culminación de la

experiencia se determinó que tanto el pH inicial, el COM, el COP_f, como la textura (fracción fina<100) se relacionaron con el cambio de pH ($R^2_{aj}=0,93$).

Con la dosis más baja de residuos, el pH de los suelos C1, C2, C3, C5, O y Cg no cambió cumplidos los 120 días de incubación. Sin embargo, cuando se agregó la mayor dosis, el cambio de pH en cada suelo fue distinto. En C1 y C3, el pH al final de la incubación fue mayor que el pH inicial.

En los suelos A1, C4 y C6, con dosis bajas, el pH al finalizar la incubación fue menor que el pH inicial. En el caso de los dos primeros suelos, el agregado de la dosis máxima, incrementó el pH. Sin embargo, en C6 se observó también una disminución en el pH final, respecto del inicial.

En el caso de los cambios evidenciados en el Pe, no se halló un modelo que los describiera en los primeros 60 días de incubación. Sólo se encontró una relación a los 120 días de comenzada la experiencia y los parámetros asociados fueron el contenido de MO, el COM y el COP ($R^2_{aj}=0,94$). Cuando se agregó la mayor dosis de residuo, en las tres fechas de análisis se encontró una relación fuerte del cambio en el Pe con la MO y la textura.

El aumento en el Pe de los suelos con el agregado de la dosis menor de residuo, no superó los 10-15 ppm.

El agregado de residuos causó un cambio en el pH del suelo, cuya magnitud y dirección dependió de las características iniciales del suelo y de la cantidad de residuo adicionado. Las reacciones del suelo ante la descomposición del residuo fueron variables y esta variabilidad se relacionó con la capacidad de aquél de restablecer su pH.

El cambio en el Pe correspondió con la cantidad de P contenida en el residuo agregado. No obstante, por la dinámica del nutriente en el suelo sería erróneo asumir que el Pe medido en los diferentes momentos proviene sólo del residuo. Posiblemente, parte del cambio en la disponibilidad del P en el suelo se deba también a la variación observada en el pH.

Estas experiencias de incubación difieren de los sistemas reales, en los que los residuos que son dejados en superficie, quedan expuestos a pérdidas por descomposición y erosión, y por lo tanto, varían en el aporte de cationes/aniones y N. Sin embargo, exponen la posibilidad de que ocurra un cambio de pH en el suelo por el aporte de residuos de leguminosas y que éste modifique la dinámica del P en el suelo. Estos cambios se producirían en la delgada capa que se modifica en suelos bajo siembra directa y podría tener efectos acumulativos si la técnica se repitiera en el tiempo.

Conclusiones

La descomposición de los residuos de vicia modifica el pH de la capa superficial del suelo en el corto plazo y posteriormente tiende a su valor inicial. El cambio depende de la cantidad de residuos aplicados, del pH inicial y del contenido de las fracciones orgánicas. El cambio es mayor en suelos con bajo nivel de MO donde la descomposición del residuo es más rápida.

El P extraíble rápidamente aumenta con la aplicación de los residuos, manteniéndose estable en ese nivel más alto. Este incremento podría originar un cambio en los equilibrios de las formas de P al modificarse el pH del ambiente edáfico.

Sería importante tener en cuenta este efecto sobre el microambiente edáfico cuando se están evaluando estrategias de fertilización con fósforo.

Bibliografía consultada

- Galantini, J.A., Rosell, R.A., 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil & Till. Res.* **87**: 72-79.
- Galantini, J.A., Rosell, R.A., Brunetti, G., Senesi, N., 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo* **20**, 17-26.
- Mengel, K., Steffens, D., 1982. Relationship between the cation/anion uptake and the release of protons by roots of red clover. *Z Pflanzenernaehr Bodenkd* **145**, 229-236.
- Migliarina, A.M., Iglesias, J.O., Landriscini, M.R., Galantini, J.A., Rosell, R.A., 2000. The effects of crop rotations and fertilization on wheat productivity in the pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil & Till. Res.* **53**, 129-135.
- Schomberg, H.H., Ford, P.B., Hargrove, W.L., 1994. Influence of crop residues on nutrient cycling and soil chemical properties. In: Unger, P.W. (Ed.), *Managing Agricultural Residues*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, pp. 100-119
- Suñer L.G., J.A. Galantini. 2012. Fertilización fosforada en suelos cultivados con trigo de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* **30(1)** 57-66.
- Suñer L., J.A. Galantini. 2013. Dinámica de las formas del P en suelos de la región sudoeste pampeana: Estudio de la incubación con fertilizante fosfatado. *Ciencia del Suelo* **31**: 33-44.
- Suñer L., R. García, J.A. Galantini, H. Forján, A. Paz González. 2018. Edaphic forms of phosphorus in no-tillage cropping sequences in the Argentine southern central Pampas. *Geoderma* **323**: 107-115.
- Tang, C., Sparling, G.P., McLay, C.D.A., Raphael, C., 1999. Effect of short-term legume residue decomposition on soil acidity. *Australian Journal of Soil Research* **37**, 561-573.
- Vanzolini J.I., J.A. Galantini. 2013. Cultivos de Cobertura. Cap. 10 en *Vicias: Bases agronómicas para el manejo en la Región Pampeana*. (Eds. J.P. Renzi y M.A. Cantamutto). pags. 233-250. ISBN: 978-987-521-470-5
- Vanzolini J.I.; J.A. Galantini; R. Agamennoni. 2013. Cultivos de cobertura de Vicia villosa Roth. en el valle bonaerense del Río Colorado. Cap 4 en "Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción", Eds. C. Álvarez; A. Quiroga; D. Santos; M. Bodrero, Ediciones INTA, págs. 21-28. ISBN 978-987-679-177-9
- Vanzolini J.I., J.A. Galantini, J.M. Martínez, L. Suñer. 2017. Changes in soil pH and phosphorus availability during decomposition of cover crop residues. *Archives of Agronomy and Soil Science* **63** (13) 1864-1874. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340.2017.1308493>

Captura de carbono por los cultivos de cobertura y su costo hídrico

Juan A. Galantini y Eduardo de Sa Pereira

La agricultura permanente, con largos barbechos y pobre cobertura del suelo, favorece el balance negativo de carbono en el suelo. ¿En qué medida y a que costo los cultivos de cobertura revierten esta situación?



El aumento del área agrícola y desplazamiento de la ganadería a zonas marginales o a cría intensiva ha impulsado la reducción de la superficie con pasturas en favor de cultivos que incluyen periodos de barbecho. Cuanto menor y más errática es la disponibilidad de lluvias, más largos tienen a ser los barbechos, de esta forma su eficiencia disminuye (Rosell et al., 1994), los residuos en superficie se descomponen (Sa Pereira et al., 2017) y se pierde la protección del suelo (López et al., 2015).

Se reconoce que para una agricultura de conservación la protección del suelo de los procesos erosivos es fundamental, donde se propone un límite de 30% de cobertura del suelo como valor mínimo. Estudios en el SO Bonaerense han encontrado que en siembra directa (SD) al momento de la siembra esta cobertura mínima en la mayoría de los casos no se logra (López et al., 2015).

Las condiciones del barbecho son favorables para la descomposición de los materiales orgánicos lábiles en el suelo, con la liberación de nutrientes que pueden ser utilizados por el cultivo a implantar. La posibilidad de pérdida de los nutrientes liberados, en particular los más móviles, aumenta con los barbechos largos, mientras que la eficiencia en la conservación del agua disminuye, ya que las lluvias generalmente superan la capacidad de almacenar agua del suelo.

En esta situación, los cultivos de cobertura (CC) representan una alternativa positiva para mejorar el balance de carbono y generar protección del suelo, además de favorecer otros aspectos productivos. En los últimos años se han realizado muchos trabajos evaluando cultivos alternativos y su efecto sobre el cultivo siguiente, sobre algunas propiedades químicas o sobre la dinámica del agua.

El objetivo de esta revisión fue evaluar la información existente relacionada con el aporte que hacen los CC al balance de carbono en suelos de nuestro país y cuál es el costo hídrico.

Abordaje metodológico

En la presente revisión se incluyeron ensayos realizados en diferentes lugares del país con resultados publicados en Congresos, Tesis o Revistas científicas.

Los ensayos considerados se encontraban en Marcos Juárez y Rio Cuarto en la provincia de Córdoba, en Correa y Armstrong en la provincia de Santa Fe, en C. del Uruguay en la provincia de Entre Ríos, en Anguil en la provincia de La Pampa, en Balcarce, Coronel Suarez, 25 de Mayo, Pergamino, H. Ascasubi y Villegas en la provincia de Buenos Aires (Beltrán et al., 2016, 2018; Carfagno et al., 2008,2012; Duval et al., 2015, 2016, 2017; Quiroga et al., 2009; Restovich et al., 2012; Sa Pereira et al., 2012, 2014, 2017a,b; Scianca et al., 2008, 2012; Studdert et al., 2008; Vanzolini et al., 2012, entre otros).

En todos los casos esta mencionado la cantidad de casos de los cuales se calculó el dato.

Se consideró la siguiente información obtenida en cada ensayo:

Tipo de cultivo de cobertura y producción de materia seca;

Ciclo desde la siembra a la suspensión del crecimiento del CC, en días

Lluvias durante el periodo

Balace de agua en el suelo

Concentración de Carbono en planta y cálculo de la cantidad, kg C ha⁻¹

Concentración de nitrógeno, fósforo y azufre en planta y cálculo de las cantidades, kg ha⁻¹

Evaluación de la productividad de los cultivos de cobertura y fijación de carbono

En base a la evaluación de diferentes sitios en regiones semiáridas a húmedas de Argentina, años y ensayos (191 casos) se determinó la productividad de los CC, el uso de agua y la fijación de C. Se analizan en este artículo algunos de los resultados más relevantes. En promedio, los CC produjeron 4900 kg de materia seca, fijando 2100 kg de C con una eficiencia de 12 kg de C ha⁻¹ mm⁻¹. Una observación importante de la revisión realizada fue la obtención de información parcial en muchos casos, que no permiten evaluación más detallada del efecto de los CC.

En promedio para todos los sitios, años y ensayos (191 datos) el promedio de materia seca producida fue 4933 kg ha⁻¹, con un valor mínimo de 1120 y un máximo de 12776 kg ha⁻¹. El uso consuntivo también fue muy variable, de 63 a 769, ya que se incluyen en las más variadas regiones del país (Tabla 1).

En 106 casos se realizaron análisis de carbono en el CC, con un valor promedio de 43% y una variación bastante importante, desde 34 a 49%. Agrupando gramíneas o leguminosas no se encontraron diferencias en la concentración, pero si diferencias entre años, y la variabilidad fue igualmente importante.

La concentración de N presentó una variabilidad mayor, ya que fue variable según fuera gramínea, leguminosa o mezcla, y dependiendo del estado evolutivo al momento de la finalización del ciclo del CC. En relación a P y S, la cantidad de datos fue baja para poder hacer cualquier observación.

El aporte de C en cada situación se calculó utilizando el valor de biomasa productividad y la concentración de C determinada, o en el caso de no existir, con el valor promedio de todos los análisis contabilizados. En promedio, los CC fijaron 2120 kg de C ha⁻¹, con un valor máximo de 5452 (Tabla 2).

En este sentido, es importante considerar la capacidad que tiene el suelo para el almacenamiento del agua de las precipitaciones y cuál es la probabilidad de recarga de esa capacidad. Dentro de la variabilidad esperable por la amplitud de situaciones que se consideraron, queda en evidencia un aporte interesante de C al suelo. Este aporte complementa el realizado por el cultivo de cosecha y puede ser fundamental para inclinar la balanza cuando se analiza el balance de C del sistema en el mediano y largo plazo.

En promedio la eficiencia en el aporte de carbono fue de 12 kg ha⁻¹ por cada mm de agua usada (Tabla 3), esto repercute de manera diferente en las regiones semiáridas y sub-húmedas pampeanas en las que el agua falta o es limitante. En la región semiárida las eficiencias en la fijación de carbono son más altas pero el riesgo en la disponibilidad hídrica es mayor y en las regiones sub-húmedas las eficiencias en la fijación de carbono son más bajas pero el riesgo en la disponibilidad hídrica es menor. La alta variabilidad encontrada entre casos estaría asociada al efecto de la disponibilidad hídrica, donde en los sitios donde el agua es más limitante la eficiencia podría aumentar significativamente, seguramente a expensas de la disponibilidad de agua y potencial de rendimiento del cultivo siguiente. En estos casos, el resultado para el balance de carbono del sistema podría ser más favorable, si bien el resultado económico puede ser desfavorable al no tener precio ese carbono.

En los 88 casos en los que se determinó el N en la materia seca, se pudo ver una variabilidad amplia de valores, con un promedio de 81,3 kg de N ha⁻¹, llegando a un máximo de 234 kg de N ha⁻¹ (Tabla 4). Estos valores representan una reserva importante de N para el cultivo/s siguiente.

Tabla 1. Producción de los cultivos de cobertura (biomasa total aérea en el momento del secado) y uso consuntivo

	Producción de materia seca	Uso consuntivo
	Kg/ha	mm
Promedio	4933	244
Desvío	2388	168
Mínimo	1120	21
Máximo	12776	769

Cantidad de datos 191

Tabla 2. Contenido de Carbono (C), Nitrógeno (N), Fosforo (P) y Azufre (S) de los cultivos de cobertura

	C	N	P	S
	%			
Promedio	42,7	2,21	0,17	0,28
Desv.	2,53	0,94	0,07	0,07
Mínimo	34,5	0,61	0,12	0,19
Máximo	48,5	4,45	0,37	0,40
Cantidad de casos	106	99	14	11

Tabla 3. Eficiencia en la captación de carbono (C), nitrógeno (N), fosforo (P) y azufre (S) de los casos analizados.

	Aporte de C	Eficiencia Aporte de C	Eficiencia Aporte C/día	N	P	S
	(kg C ha)	kg ha / mm	kg /ha/mm/día			
Promedio	2120	12	0,1	81,3	8,2	9,5
Desv.	1042	10	0,1	47,9	3,9	3,5
Mínimo	466	1	0,0	15,0	3,5	6,3
Máximo	5452	71	0,4	234,2	14,9	16,4
casos	191	177	137	88	10	7

Cuando la partición se realiza por cultivo (Tabla 4) se observó que las gramíneas de invierno presentaron una mayor producción de biomasa (35%) como de aporte de carbono (36%) que la Vicia. La asociación Avena y Vicia mostro un comportamiento semejante a las gramíneas invernales, lo que estaría confirmando las ventajas de la inclusión de la leguminosa en lo que se relaciona al aporte de N sin modificar la productividad ni el aporte de C.

Tabla 4. Cantidad de casos, producción de biomasa en materia seca y aporte de carbono en kg ha⁻¹.

	Cantidad de casos	Producción de biomasa	Aporte de Carbono
Avena Vicia	27	5675	2437
Gramíneas invierno	80	5635	2431
Vicia	44	4165	1781

Consideraciones finales

Los resultados analizados en esta revisión muestran una amplia variabilidad, la que incluye regiones de las más diversas del país, con resultados importantes en cuanto a la cuantificación de algunos aspectos claves como: producción, calidad y eficiencia en la fijación de carbono.

La propuesta metodológica tiene como objetivo plantear una guía para maximizar la información que se puede obtener de los ensayos en los que se estudian los cultivos de cobertura. Esta propuesta debería estar complementada con un medio para la difusión de esos resultados.

Es importante ampliar esta base de datos y ajustar los valores para los diferentes ambientes productivos del país.

Bibliografía consultada

- Álvarez, C.; Barraco, M.; Díaz-Zorita, M. & Scianca, C. 2006. Uso de cultivos de cobertura en rotaciones con base soja: efecto sobre algunas propiedades edáficas y rendimiento de los cultivos en un Hapludol típico del noroeste bonaerense. En: XXI Congreso argentino de la ciencia del suelo. Resúmenes. Anales, Salta .AACS, CD-ROM.
- Beltrán M., L. Brutti, R. Romaniuk, S. Bacigaluppo, F. Salvagiotti, H. Sainz-Rosa, J.A. Galantini. 2016. Efecto del trigo como cultivo de cobertura sobre la dinámica de la materia orgánica en el suelo y la disponibilidad de macro y micronutrientes. [Ciencia del Suelo 34\(1\) 67-79](#).
- Beltrán M.J., H. Sainz Rozas, J.A. Galantini, R.I. Romaniuk, P. Barbieri. 2018. Cover crops in the Southeastern region of Buenos Aires, Argentina: effects on organic matter physical fractions and nutrient availability. [Environmental Earth Sciences 77:428](#).
- Carfagno P., M. Eiza, F. Babinec y A. Quiroga. 2012. Inclusión de cultivos de cobertura en la dinámica hídrica de hapludoles y haplustoles del oeste de la provincia de Buenos Aires y noreste de La Pampa. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Eds. C. Álvarez, A. Quiroga, D. Santos; M. Bodrero) INTA. págs. 36-49
- Carfagno, P.; Eiza, M.; Quiroga, A. & Babinec, F. 2008. Cultivos de cobertura: Efecto sobre la dinámica del agua en el suelo. En: XXI Congreso argentino de la ciencia del suelo. Resúmenes. Anales, San Luis. AACS, CD-ROM.
- Duval M., J.A. Galantini, Julia E. Capurro, J.M. Martinez, F.M. López. 2016. Use of different winter cover crops species in soybean monoculture: effects on soil organic carbon and its fractions. [Soil & Tillage Research 161:95-105](#)
- Duval, Matías E.; Galantini, Juan A.; Capurro, Julia E.; Beltrán, Marcelo J. 2017. Producción y calidad de diferentes cultivos de cobertura en monocultivo de soja. Ciencias Agronómicas (FCA-UNR) XXIX 7-13
- Duval, ME; JE Capurro, J.A. Galantini & J.M. Andriani. 2015. Utilización de cultivos de cobertura en monocultivo de soja: efectos sobre el balance de carbono. [Ciencia del Suelo 33 \(2\) 247-261](#)

- Galantini, J.; Iglesias, J.; Landriscini, M.; Suñer, L. & Minoldo, G. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la argentina. Ed. J.A. [Galantini](#).
- Quiroga, A.; Fernandez, R.; Frasier, I. & Scianca C. 2009. Cultivos de cobertura. Análisis de su inclusión en distintos sistemas de producción. En: I Jornadas Nacionales de Sistemas Productivos Sustentables. Bahía Blanca. CD-ROM AACCS 2009. Pp. 9.
- Restovich S. y A. Andriulo. . 2012. Cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: biomasa aérea, captura de nitrógeno, consumo de agua y efecto sobre el rendimiento en grano. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Eds. C. Álvarez et al.) INTA. págs. 29-35
- Rillo S., C. Álvarez, R. Bagnato, E. Noellemeyer. 2012. Cultivos de cobertura: gramíneas y leguminosas en el centro oeste de la provincia de Buenos Aires. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Eds. C. Álvarez, A Quiroga, D. Santos; M. Bodrero) INTA. págs. 58-68
- Sá Pereira E, M. Duval, J.A. Galantini. 2017. Decomposition from legume and non-legume crop residues: effects on soil organic carbon fractions under controlled conditions. [Spanish Journal of Soil Science 7\(2\) 101-111](#)
- Sá Pereira E. de, J Galantini y A Quiroga. 2012. Sistemas de cultivos de cobertura de suelo de otoño/invierno: sus efectos sobre la disponibilidad de agua. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción ((Eds. C. Álvarez et al.) [INTA 76-82](#)
- Sá Pereira E. de, J.A. Galantini, A. Quiroga, M.R. Landriscini. 2014. Efecto de los cultivos de cobertura otoño/invernales sobre el rendimiento y acumulación de N en maíz en el sudoeste bonaerense. [Ciencia del Suelo 32 \(2\) 219-231](#).
- Sá Pereira E., J.A. Galantini, A. Quiroga. 2017. Calidad de cultivos de cobertura en sistemas de siembra directa del sudoeste bonaerense. [Ciencia del Suelo 35 \(2\) 337-350](#).
- Salvagiotti F., A. Vernizzi, M. Bodrero y S. Bacigaluppo. 2012. Cambios en el corto plazo en distintas fracciones de la materia orgánica en respuesta a la inclusión de cultivos de cobertura en secuencias basadas en soja. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Eds. C. Álvarez et al.) INTA 88-91
- Salvagiotti F., A. Vernizzi, M. Bodrero y S. Bacigaluppo. 2012. Cambios en el corto plazo en distintas fracciones de la materia orgánica en respuesta a la inclusión de cultivos de cobertura en secuencias basadas en soja. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Eds. C. Álvarez, A Quiroga, D. Santos; M. Bodrero) INTA. págs. 88-91
- Scianca C., C. Álvarez, M. Barraco, A. Quiroga, P. Zalba 2008. Cultivos de cobertura en un argiudol típico del noroeste bonaerense. XXI congreso de Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes – San Luis.
- Scianca C; M.F Varela, M Barraco, C. Alvarez & A. Quiroga 2012. Cultivos de cobertura en un Hapludol Thapto Árgico de La Pampa arenosa: análisis de cinco campañas. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Eds. C. Álvarez et al.) INTA INTA. págs. 105-116.
- Studdert, G.A.; Domínguez, M.E.; Videla, C. & Echeverría, H. 2008. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la argentina. Ed. Juan Alberto Galantini. 1ra edn. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 309 pp.
- Vanzolini J.I., J.A. Galantini y R. Agamennoni. 2012. Cultivos de cobertura de Vicia villosa Roth. en el valle bonaerense del Río Colorado. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción (Eds. C. Álvarez et al.) [INTA 21-28](#).
- Vázquez M.E. L.A. Berasategui, E.R Chamorro, L.A. Taquín, L.A. Barberis, 1990. Evolución de la estabilidad estructural y diferentes propiedades de la pradera pampeana. Ciencia del Suelo 8: 203-210.
- Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M. G. and Lértora, F. (2003). Environmental 3 assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. Environmental Monitoring and Assessment, 87: 169-195

Fertilización de cultivos

Reponer los nutrientes extraídos del sistema durante las cosechas es fundamental para asegurar sustentabilidad productiva. En este sentido, la fertilización es fundamental, pero debe realizarse conociendo su impacto en el sistema suelo-planta-ambiente para mejorar la eficiencia y evitar posibles impactos negativos.

Balance de nitrógeno para el cálculo de la dosis de fertilizante en trigo

Juan M. Martínez, Matías Duval, María R. Landriscini, Fernando López y Juan A. Galantini

En las regiones semiárida y subhúmeda con suelos de texturas gruesas y bajos niveles de materia orgánica, no existe información disponible sobre la mineralización del nitrógeno proveniente de la descomposición de los residuos y de la materia orgánica del suelo para la aplicación del método de balance de nitrógeno como una herramienta en la recomendación de fertilizantes.



Es necesario conocer la dinámica del nitrógeno (N) debido a su importancia en la sostenibilidad de los sistemas productivos (Martínez et al., 2015a,b; 2016 a,b). En el manejo eficiente del N es necesario un correcto diagnóstico de la necesidad de fertilización para optimizar la nutrición nitrogenada de los cultivos. La variabilidad de los rendimientos en las regiones semiárida y subhúmeda obliga a un correcto diagnóstico de la fertilización para maximizar la relación costo-beneficio, evitando problemas económicos y ambientales. En estos ambientes con limitaciones climáticas la oferta de N del suelo proviene de la mineralización del N orgánico, residuos de cosecha, enmiendas orgánicas, además del N inorgánico remanente de otros años (St. Luce et al., 2011). La mineralización de N proviene principalmente de la materia orgánica (MO) del suelo, proporcionando del 50 al 80% de las necesidades de N de los cultivos, que pueden liberar o retener al N para aumentar la productividad en el corto plazo o la conservación del sistema a largo plazo.

Los suelos del sudoeste bonaerense se caracterizan por texturas gruesas y bajos niveles de materia orgánica (Martínez et al., 2016b). Además, existe escasa información sobre la mineralización del nitrógeno proveniente de la MO del suelo, para aplicar el balance de N como herramienta en la recomendación de fertilizantes. Generalmente, los productores aplican bajas dosis de N, sin realizar previamente un muestreo de suelos para la evaluación de la fertilidad. Se podría esperar un aumento del rendimiento si se desarrollaran estrategias de recomendación de fertilización precisas para la región que permitan evaluar si los balances de N son positivos o negativos. El balance de N evalúa la oferta de N por el suelo y la demanda por el cultivo. Es uno de los métodos más aceptados para cuantificar la dinámica del N en el sistema suelo-planta y simula procesos de ganancias, pérdidas y transformaciones del elemento en el sistema (García & Davedere, 2007). Sin embargo, surge la incertidumbre sobre la cuantificación de la mineralización de N en estos suelos. Para un cultivo de ciclo

anual, el balance general de N en el suelo se calcula según la siguiente ecuación (Meisinger, 1984):

$$Nf+Na+Nmo+Nii=Np+Ng+Ne+NI+Niin+Nif$$

Nf: N aportado por fertilizante

Ng: N perdido en forma gaseosa

Na: N aportado de fijación biológica

NI: N perdido por lavado

Nmo: N mineralizado de la materia orgánica

Ne: N perdido por erosión

Nii: N inorgánico inicial

Niin: N inorgánico inmovilizado

Np: N absorbido por la planta

Nif: N inorgánico en cosecha

A partir de este balance propuesto, Meisinger (1984) sugirió que los principales componentes de entrada de N tienen diferente eficiencia de uso (eficiencia del Nii (EF-Nii), de la mineralización (EF-Nmo y del Nf (EF-Nf) por lo que a partir del balance se podría calcular la necesidad de fertilizante nitrogenado a partir de la siguiente ecuación (Salvagiotti et al., 2008):

$$Nf = \frac{Np - (Nmo * EF-Nmo) - (Nii * EF-Nii)}{(EF-Nf)}$$

La mayoría de las estimaciones de la contribución de N por mineralización del suelo, se basan en las incubaciones aeróbicas durante largos períodos (Stanford & Smith, 1972). Una de las principales desventajas de estas metodologías es que demanda mucho tiempo operativo (Walley et al., 2002). Permite determinar la fracción del N del suelo que es susceptible de ser transformada a formas minerales, también denominada N potencialmente mineralizable (Martínez et al., 2017; Martínez & Galantini, 2017). Esta fracción del N orgánico se considera una estimación estandarizada de la máxima mineralización que podría producirse en el suelo. Se han desarrollado diversos métodos químicos y biológicos (Griffin, 2008; Martínez & Galantini, 2017), rápidos y sencillos para identificar el potencial de mineralización proveniente del N orgánico, con distintos niveles de éxito. Entre ellos, las incubaciones anaeróbicas de suelo (Nan) son importantes debido a la sensibilidad del método para observar cambios que se producen en el suelo debido al manejo (Fabrizzi et al., 2003). Además, sus valores se asemejan a los obtenidos por incubaciones aeróbicas de largo plazo, por lo que el Nan ha sido propuesto como el mejor indicador del N potencialmente mineralizable (Martínez et al., 2017). El objetivo de este trabajo fue estimar las dosis de fertilizante nitrogenado a partir de balances de masa de N durante dos años en sitios con diferencias edafoclimáticas.

Aspectos metodológicos

Durante 2010 y 2011 se seleccionaron dos sitios (Las Oscuras, LO y Tornquist, T) bajo siembra directa, pertenecientes a productores de la Regional AAPRESID Bahía Blanca. Se seleccionaron cinco lotes en LO y tres en T. Los lotes seleccionados fueron destinados al

cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.). Los mismos se ubican en el sudoeste bonaerense, dentro de lo que comprende la región semiárida y subhúmeda. Se tomaron muestras compuestas de suelos al momento de la siembra y cosecha del trigo en las profundidades 0-20 cm y 20-60 cm en ambos años. Algunas de las propiedades edáficas químicas y físicas de los lotes seleccionados para el 2010 se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades químicas y físicas de los lotes muestreados por sitio en 2010 en la capa de 0-20 cm.

Sitio	Lote	COT	Pe	pH	Textura
		g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		
LO	A	7,4	15	6,3	Arenosa franca
	B	13,3	16	6,2	Franca
	C	14,8	13	6,2	Franca
	D	10,8	19	6,0	Franca arenosa
	E	7,0	13	6,1	Arenosa franca
T	A	16,2	13	6,4	Franca
	B	23,0	15	6,4	Franca
	C	23,1	26	6,8	Franca

COT, carbono orgánico total; Pe, fósforo extraíble.

En madurez fisiológica del trigo se cosechó la biomasa aérea total, se determinó rendimiento en grano, N en el grano y N en paja. El N del suelo proveniente de la mineralización de la MO, se cuantificó a partir de incubaciones anaeróbicas del suelo (Nan) (Waring & Bremner, 1964) sobre las muestras obtenidas de la profundidad 0-20 cm. Para la conversión de concentración a cantidad se utilizó una densidad aparente de 1,3 Mg m⁻³.

Para calcular la cantidad de fertilizante nitrogenado a aplicar se utilizó el balance de masa (Meisinger, 1984). Como eficiencia del N inorgánico inicial, de mineralización y de fertilizante se tomaron los valores propuestos por la bibliografía (EF-Nii=0,5 y EF-Nmo=0,6 y EF-Nf=0,65). Como fuente del fertilizante nitrogenado se usó urea granulada (46-0-0).

Resultados y discusión

En ambos sitios y años se observó una concentración otoño-estival de las precipitaciones y alta variabilidad (Figura 1), tanto en la cantidad total como en la distribución mensual, siendo una característica de estos sitios del sudoeste bonaerense (Landriscini et al., 2015; Martínez et al., 2015a; Martínez et al., 2017). Los rendimientos hallados en cada sitio y lote fueron variables de acuerdo al año estudiado (Figura 1). En LO se observaron los mayores rendimientos para el año 2010, mientras que en los lotes seleccionados en T los mayores rendimientos se determinaron en 2011, a excepción del lote A. La variabilidad obtenida en

los rendimientos es una situación usual en estas regiones con limitantes hídricas, por lo que el cálculo de la eficiencia del fertilizante cobra gran relevancia.

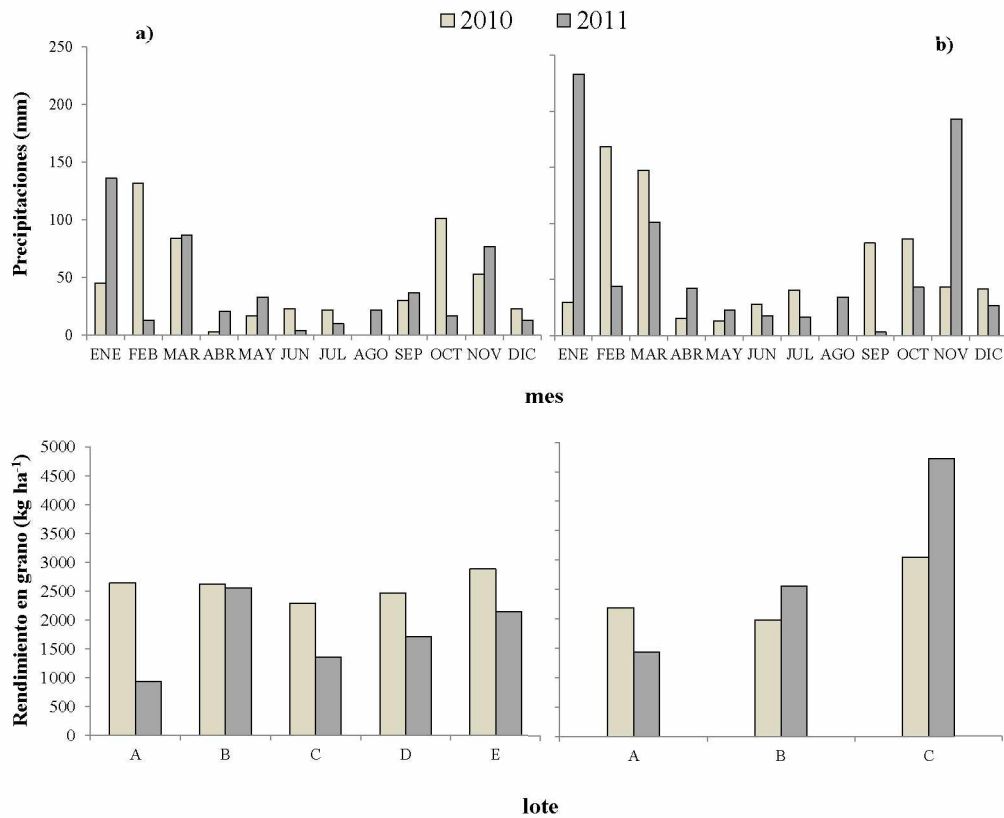


Figura 1. Precipitación mensual y rendimientos de trigo para a) Las Oscuras y b) Tornquist en 2010 y 2011.

A partir de los datos obtenidos, la necesidad de fertilizante (urea) fue variable, sin una tendencia firme y dependiendo principalmente de la absorción de N por el cultivo y del N inorgánico al momento de la siembra (Tabla 2). En los dos años se observaron diferencias, confirmando la tendencia anterior y demostrando el efecto de la variabilidad climática, que produjo sobre el cultivo una diferente absorción de N. Debido a que se consideran insignificantes las pérdidas de N en estos suelos por las condiciones climáticas, el método del balance de N sería una herramienta certera para calcular la necesidad de fertilizante a aplicar. Sin embargo, la variabilidad anual de todos los factores del balance de masa, indica que la estrategia de fertilización debería ser ajustada anualmente de acuerdo a un potencial de rendimiento del cultivo.

Tabla 2. Necesidad de N y fertilizante en forma de urea (46-0-0) para trigo, estimados a partir del balance de masa de nitrógeno (Nf) por cada establecimiento, lote y año.

Año	Sitio	Lote	Nii	Nmo	Np	Necesidad de N	Urea a aplicar	
			(kg ha ⁻¹)					
2010	LO	A	18	60	91	70	153	
		B	76	42	100	57	124	
		C	26	59	76	43	92	
		D	41	62	94	56	121	
		E	24	61	100	80	174	
	T	A	55	59	31	0	-	
		B	41	52	87	55	119	
		C	29	96	40	0	-	
	2011	LO	A	37	132	65	0	-
			B	55	110	70	0	-
C			67	56	73	9	19	
D			45	62	64	7	16	
E			50	137	107	0	-	
T		A	26	68	43	0	-	
		B	14	123	87	11	23	
		C	54	121	124	37	82	

LO, Las Oscuras; T, Tornquist. Nii, N inorgánico al momento de la siembra; Nmo, N proveniente de la mineralización; Np, N absorbido por la planta en madurez fisiológica. $Nf = (Np + (Nmo * Ef - Nmo) - (Nii * Ef - Nii)) / Ef - Nf$

Conclusiones

El método del balance de N permite cuantificar de manera certera la necesidad de N de fertilizante, debido a que explica mayormente la dinámica del N dentro del sistema suelo-planta, especialmente cuando las pérdidas de N pueden considerarse despreciables. A pesar de la precisión en la determinación de la necesidad de fertilizante, la variabilidad encontrada en estas zonas no hace posible establecer una única dosis de fertilizante para todos los años.

Es importante conocer el nitrógeno inorgánico al momento de la siembra, así como el N que se mineraliza durante la estación de crecimiento en cada lote para mejorar el diagnóstico y optimizar la dosis de fertilizante a aplicar.

Es necesario repetir estos estudios durante muchos años para plantear estrategias de fertilización que permitan incrementar la eficiencia de uso del nitrógeno, favoreciendo los márgenes económicos y reduciendo los riesgos ambientales por el uso irracional.

Bibliografía consultada

- Fabrizzi K.; A. Morón; F. Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1831-1841.
- García F.O.; I. Daverede. 2007. Diagnóstico para recomendación de fertilización nitrogenada en cultivos de interés económico. En: Yamada, T et al. (eds.). Nitrogenio e enxofre na agricultura brasileira. Pp. 277-320. IPNI Brasil. Piracicaba, Sao Paulo, Brasil.
- Griffin, TS. 2008. Nitrogen availability. En: Schepers JS et al.(eds.) Nitrogen in agricultural soils. *Agronomy Monograph* 49. 616-646. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, USA
- Landriscini M.R.; J.M. Martínez; J.A. Galantini. 2015. Fertilización foliar con nitrógeno en trigo en el sudoeste bonaerense. *Ci. Suelo*, 33, 186-193.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini. 2017. A Rapid Chemical Method for Estimating Potentially Mineralizable and Particulate Organic Nitrogen in Mollisols. *Commun Soil Sci. Plant Anal.* 48, 113-123.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. *Soil & Till. Res.* 169, 71-80.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.R. Landriscini. 2015a. Diagnóstico de fertilidad nitrogenada en el sudoeste bonaerense mediante el uso de un clorofilómetro en trigo. *Ci. Suelo* 33, 31-43.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.R. Landriscini. 2015b. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de Buenos Aires (Argentina): efectos de la dosis y momento de aplicación. *Agriscientia* 32, 15-28.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2016a. Indicadores edáficos de la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense. *Rev. Ci. Agron.* XXVI, 23-31.
- Martínez J.M.; M.R. Landriscini; G.V. Minoldo; J.A. Galantini. 2016b. Uso de un clorofilómetro para el diagnóstico de fertilización nitrogenada en la región del sudoeste bonaerense en trigo de secano sobre dos antecesores. *Rev. Ci. Agron.* XXVIII, 35-45.
- Meisinger J.J. 1984. Evaluating plant-available nitrogen in soil crops system. En: Hauck,R.D. (ed) Nitrogen in Crop Production. ASA-CSSA-SSSA. Madison, Wisconsin, pp. 391-416.
- Salvagiotti F.; H. Pedrol; J. Castellarín. 2008. Utilizacion del metodo del balance de nitrogeno para la recomendacion de la fertilizacion nitrogenada en maíz. *Infom. Agron. IPNI* 38: 11-13.
- St. Luce M.; J.K. Whalen; N. Ziadi; B.J. Zebarth. 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. *Adv. Agron.* 112, 55-102.
- Stanford G.; S. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36, 465-472.
- Walley F.; T. Yates; J.W. Groenigen; C. van Kessel. 2002. Relationship between soil nitrogen availability indices, yield, and nitrogen accumulation of wheat. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1549-1561.
- Waring S.A.; J.M. Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Nature* 201, 951-952.

Efecto del cultivo antecesor y de la fertilización foliar en trigo

Juan Manuel Martínez, María Rosa Landriscini, Gabriela Minoldo y Juan A. Galantini

La rotación leguminosa-trigo ejerce una influencia positiva sobre la producción del trigo, así como sobre las propiedades químicas y físicas del suelo. La variabilidad climática que usualmente ocurre en esta región, sumada a la falta de información sobre diagnósticos de la nutrición nitrogenada modifica los efectos para estos ambientes con mayores limitaciones.



El nitrógeno (N) es un elemento indispensable para aumentar el rendimiento y la calidad de los cultivos, constituyendo uno de los principales factores limitantes de la productividad del trigo (*Triticum aestivum* L.) en el sudoeste bonaerense (Martínez et al., 2015a, 2016a, 2016b). La aplicación de fertilizantes nitrogenados debería adecuarse a las condiciones de fertilidad del sitio en particular y al potencial de rendimiento esperado. Las buenas prácticas en el manejo de la nutrición de cultivos y de los fertilizantes contribuyen a incrementar la producción del cultivo y la eficiencia de uso. Por este motivo, es de gran importancia realizar un adecuado diagnóstico de la nutrición nitrogenada. Cuando el N disponible del suelo limita el rendimiento, el agregado de fertilizantes nitrogenados puede incrementar sustancialmente la producción. Sin embargo, la concentración de proteína de los granos puede disminuir si la disponibilidad de N, no es adecuada para alcanzar el potencial de rendimiento (Landriscini et al., 2015; Martínez et al., 2015b). En las regiones semiáridas, la eficiencia de uso de los fertilizantes nitrogenados depende en gran medida de la cantidad y distribución de las precipitaciones. El clima en esta región se caracteriza por la escasez de agua y el estrés térmico durante el llenado del grano, ocasionando grandes fluctuaciones no sólo en el rendimiento, sino también en el contenido proteico y calidad de los granos (Landriscini et al., 2015). Esto último puede tener, además, efectos considerables sobre las propiedades reológicas de la masa (Garrido-Lestache et al., 2004).

El aporte de N del suelo proveniente de la descomposición de los residuos depende de la calidad de los mismos (relación C:N), del consumo del cultivo antecesor y de la cantidad de N fijado desde la atmósfera si el cultivo es una leguminosa (Salvagiotti et al., 2014). Se ha demostrado que el sistema de rotación leguminosa-trigo ejerce una influencia positiva sobre la producción del trigo, así como sobre las propiedades químicas y físicas del suelo (Wortmann et al., 2000 Galantini et al., 2000, 2002, 2004). En la región semiárida se han

observado importantes efectos de las leguminosas consociadas sobre propiedades químicas del suelo (Miglierina et al., 2000), sobre la nutrición y el balance nutricional (Minoldo, 2010), así como sobre la productividad del trigo posterior. La incorporación de N a través de las leguminosas está sujeto a pérdidas al igual que el que es aportado al sistema a través de la aplicación de fertilizantes (Galantini et al., 2002). Sin embargo, existe una ganancia de N residual, como consecuencia de la mayor fijación del N atmosférico y de la conservación más eficiente de este nutriente en forma orgánica (Coronato et al., 2014).

En los últimos años, se ha producido un incremento en la adopción de fertilizantes foliares, los que pueden aplicarse en etapas avanzadas del cultivo para mejorar la calidad (Landriscini et al., 2015) y en algunos casos el rendimiento de grano (Bergh et al., 2003). Esta estrategia se considera promisorio bajo condiciones de adecuada disponibilidad hídrica (Bergh et al., 2003). Sin embargo, en suelos de la región semiárida, ha sido probada con diversos niveles de éxito (Landriscini et al., 2015). Esto podría atribuirse a la variabilidad climática que usualmente ocurre en esta región, sumada a la falta de información sobre diagnósticos de la nutrición nitrogenada adecuados para estos ambientes con mayores limitaciones. Los objetivos de este estudio fueron: i) evaluar la producción de trigo con dos antecesores diferentes, y ii) verificar el efecto de aplicaciones de N foliares complementarias sobre la producción y calidad del trigo en un sitio del sudoeste bonaerense.

Aspectos metodológicos

El estudio se llevó a cabo en un lote (38°48'S; 61°37'O) manejado bajo siembra directa, ubicado en la región semiárida del sudoeste bonaerense. El suelo del sitio experimental es un Argiustol Típico con una profundidad efectiva variable de 60-70 cm hasta el horizonte petrocálcico (tosca). Las propiedades edáficas del sitio se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1. Características edáficas (0-20 cm) del sitio seleccionado en 2010, y sus contenidos de humedad y nitrógeno inorgánico a la siembra (0-60 cm) según antecesor en 2011.

		2010					2011			
MO	Nt	Pe	pH	Arena	Textura Limo	arcilla	Antecesor	H°	N inorgánico	
(g kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)			(g kg ⁻¹)			(mm)	(mg kg ⁻¹)	
27	1,2	26	6,3	561	265	174	Arveja	163,5	19	
							Trigo	143,7	13	

MO, materia orgánica; Nt, nitrógeno total; Pe, fósforo extraíble; H°, humedad volumétrica; N inorgánico, N en forma de N-nitratos.

El 8 de mayo de 2010 se sembró un lote con trigo variedad *Buck Malevo* y en el mismo, se dejó libre una franja de 24 m de ancho, donde el 1 de agosto se sembró con arveja (*Pisum sativum* L.). En 2011, sobre cada antecesor (trigo y arveja) se realizó un ensayo de fertilización nitrogenada en trigo (variedad *Buck Malevo*) con un diseño de bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en cuatro dosis de N (0, 25, 50, y 100 kg N ha⁻¹) como urea (granulado, 46-0-0), aplicadas en emergencia al voleo y en forma manual. El trigo se sembró el 15 de mayo y se cosechó el 8 de diciembre. Para asegurar la suficiencia de fósforo (P) en el suelo, se aplicó una dosis de 20 kg P ha⁻¹ como fosfato monoamónico (granulado, 11-52-0) a todo el ensayo a la siembra. En anthesis (Z60, Zadoks et al., 1974) del trigo sobre la mitad de cada parcela y ambos antecesores, se realizaron aplicaciones de N foliar para evaluar el efecto de la fertilización foliar complementaria sobre los tratamientos. Los tratamientos consistieron en la aplicación de 25 kg N ha⁻¹ utilizando una formulación líquida con 20% de N (Foliar Sol U) diluido al 50% y pulverizado con mochila manual (con foliar, CF). En madurez fisiológica (Z90), en cada parcela se cosecharon 6 m lineales de surco para la determinación de MST y rendimiento de grano del trigo sobre ambos antecesores. Se realizó Nt por la metodología de Bremner (1996). El contenido de proteína del grano se calculó multiplicando el Nt del grano por el factor 5,75 (Novoa & Loomis, 1981).

Resultados y discusión

Las precipitaciones anuales en 2011 totalizaron 470 mm, ubicándose por debajo de la media histórica del sitio (627 mm). Teniendo en cuenta la necesidad teórica del trigo (Paoloni & Vázquez, 1985), el año en estudio se caracterizó por déficits hídricos durante todo el ciclo del cultivo (Figura 1). Esta situación se acentuó durante los meses de primavera, en los cuales la deficiencia fue muy marcada. Esta es una característica usual de la región semiárida, siendo un factor condicionante del rendimiento en trigo (Martínez et al., 2015b).

El efecto del N disponible inicial (N del suelo+ N del fertilizante) sobre la producción de MST y el rendimiento de grano en Z90 produjo respuestas diferentes según el cultivo antecesor (interacción significativa para MST y grano). Con antecesor arveja, no se observaron efectos significativos de las dosis aplicadas para ninguna de las dos variables ($p > 0,05$); sin embargo, con trigo como cultivo previo se hallaron diferencias altamente significativas ($p < 0,05$) para MST y grano (Figura 2a y b). Este comportamiento podría deberse a las diferencias halladas en el N disponible al momento de la siembra luego de

ambos antecesores (Tabla 1), lo cual habría dado origen a respuestas diferenciales a la fertilización, siendo creciente para antecesor trigo y nulo para arveja (Figura 2a y b).

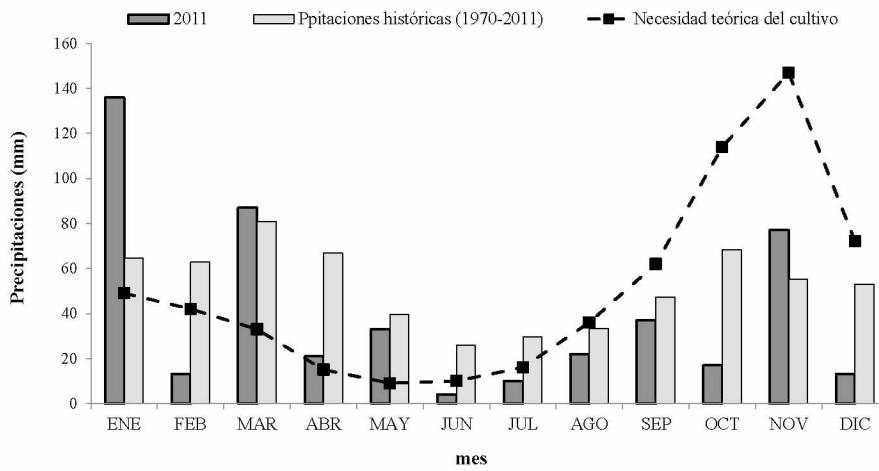
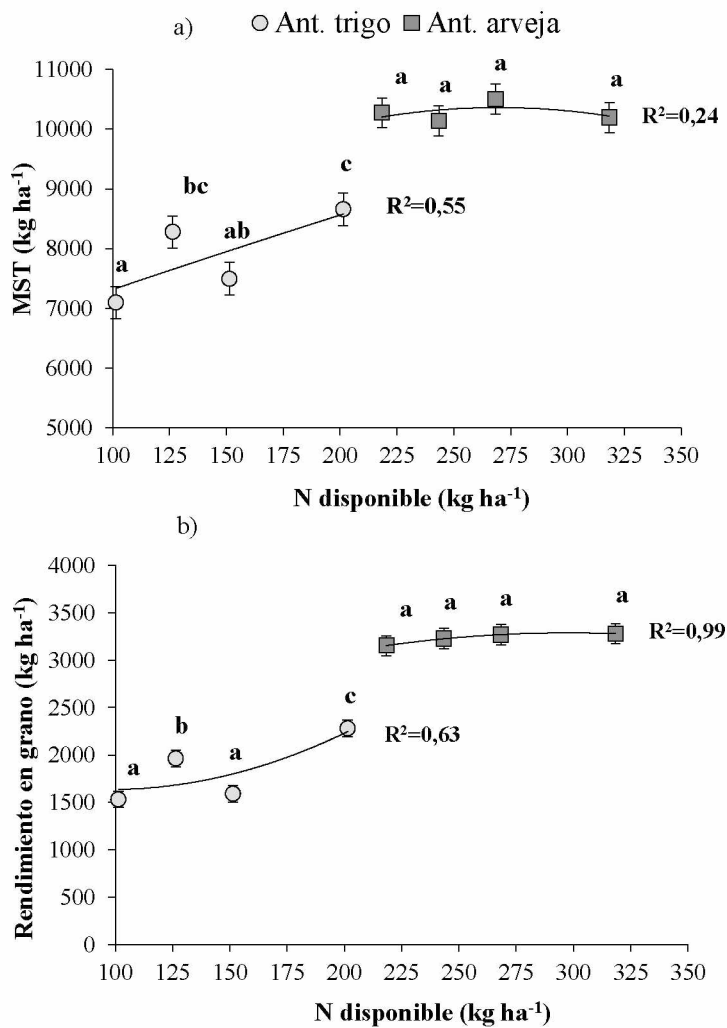
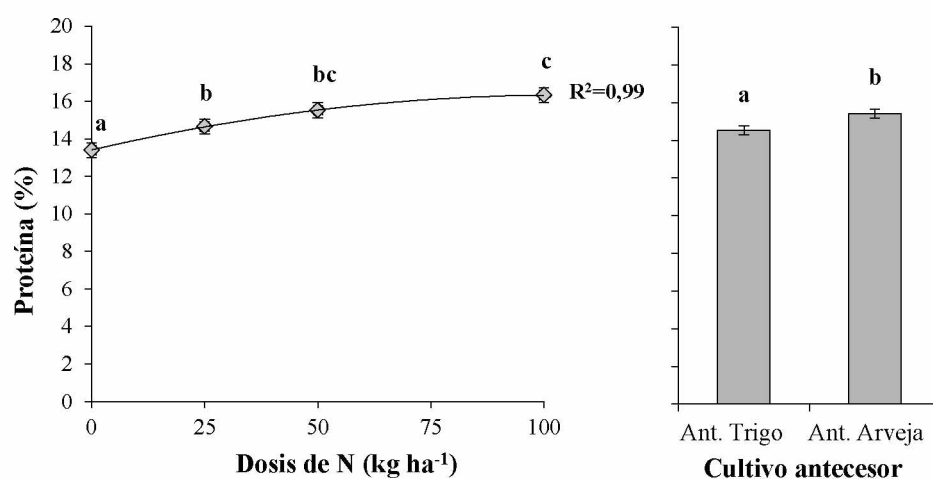


Figura 1. Precipitaciones registradas durante 2011, precipitaciones históricas (1970-2011) y necesidad teórica del cultivo.



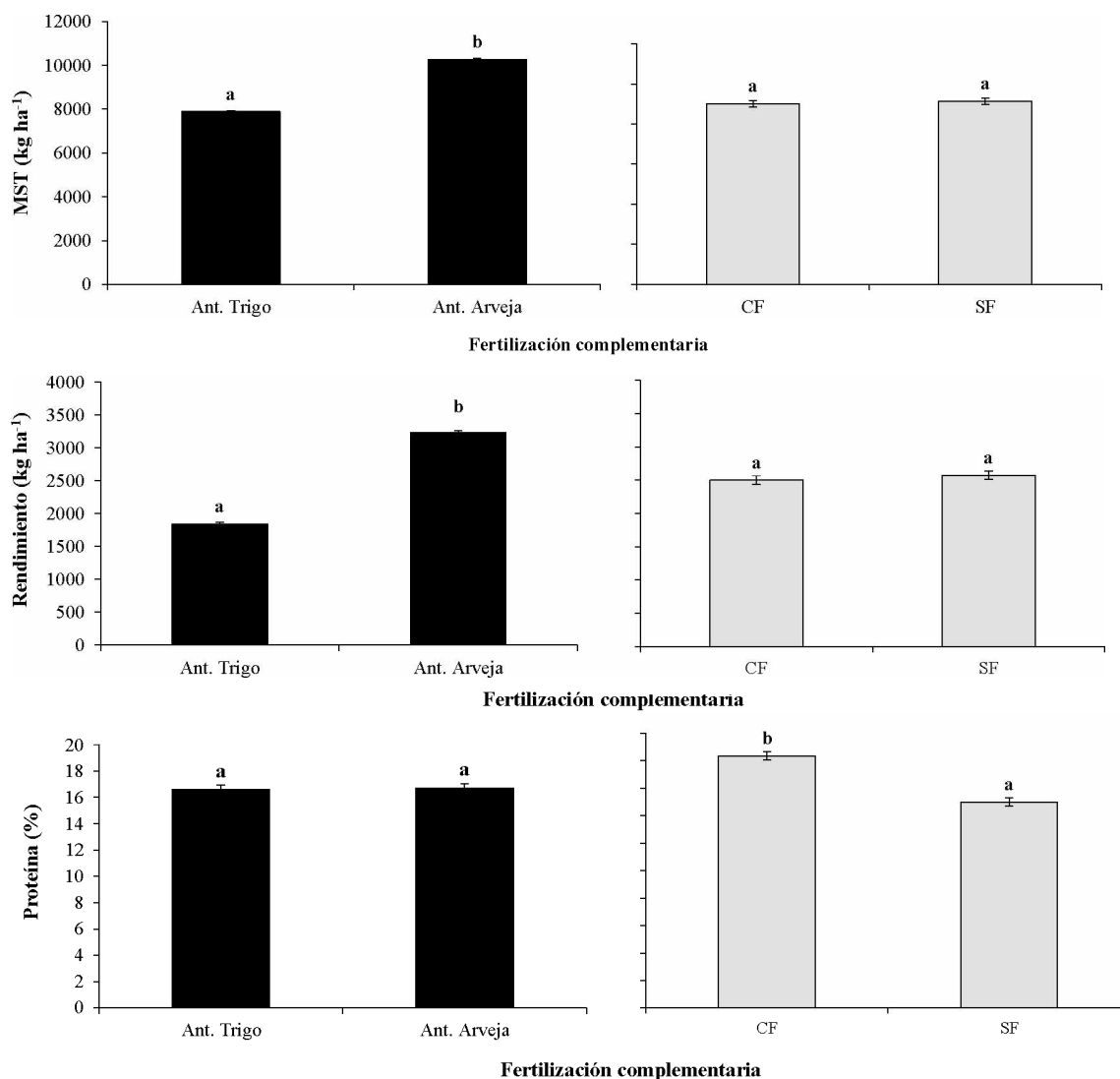
Letras diferentes indican diferencias significativas según N disponible por antecesor con $p < 0,05$.
 Figura 2. Producción de a) materia seca total (MST) y b) rendimiento en grano en madurez fisiológica (Z90) según N disponible y antecesores.

La proteína mostró respuestas altamente significativas ($p < 0,001$) a las dosis de N aplicadas (Figura 3), siguiendo una misma tendencia entre antecesores (interacción no significativa; $p > 0,05$). Se hallaron diferencias entre dosis y antecesores, siendo $0 < 25 \leq 50 \leq 100$ kg N ha⁻¹ y con mayores valores en antecesor arveja. El escaso efecto de las dosis de N sobre la MST y rendimiento en grano, sumado a la respuesta significativa sobre la proteína del grano estuvo dado por las condiciones climáticas, especialmente la disponibilidad de agua. Esto se debió a que estas condiciones limitantes se generaron durante el periodo crítico del cultivo en este ambiente, lo cual ya ha sido reportado por otros autores (Landriscini et al., 2015; Martínez et al., 2015 a,b).



Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis y cultivos antecesores con $p < 0,05$.
 Figura 3. Contenido de proteína en madurez fisiológica (Z90) según dosis y antecesores.

Evaluando el efecto del cultivo antecesor y la fertilización foliar, se observaron efectos significativos del cultivo antecesor en MST y rendimiento, con mayores valores bajo antecesor arveja (Figura 4a y b). Sin embargo, el contenido de proteína demostró una tendencia opuesta, hallándose efectos significativos por la fertilización foliar (Figura 4c). Los resultados hallados coinciden con los reportados por Landriscini et al. (2015), quienes demostraron el efecto de la fertilización foliar complementaria sobre la calidad del grano en varios sitios del sudoeste bonaerense. Por su parte, Gooding et al. (2007) atribuyeron este efecto a la mayor velocidad de absorción del fertilizante foliar en estadios avanzados del cultivo. Estos resultados demuestran que independientemente del antecesor considerado, la fertilización complementaria mejoró la calidad del grano incrementando el contenido de proteína. Para un año con escasez de precipitaciones la fertilización foliar podría usarse como una estrategia de fertilización para incrementar el valor agregado de la producción de trigo.



Letras diferentes indican diferencias significativas entre dosis con $p < 0,05$.

Figura 4. Efecto de la fertilización foliar sobre a) la MST, b) rendimiento en grano, y c) contenido de proteína en Z90. CF: con fertilización foliar; SF: sin fertilización foliar.

Conclusión

El antecesor arveja produjo efectos diferenciales con respecto a trigo sobre la MST y el rendimiento de grano sobre el cultivo de trigo en un año con déficits hídricos marcados. La fertilización foliar complementaria mejoró la calidad del trigo independientemente del cultivo antecesor, por lo cual podría ser una práctica de manejo a considerar para obtener trigos de alta calidad. Sin embargo, sería necesario repetir las experiencias para comprobar la eficacia de la fertilización complementaria en este mismo sitio y en otros donde la oferta hídrica en la mayoría de los años limita la expresión de la respuesta a la aplicación de N.

Bibliografía consultada

- Bergh R.; M. Zamora; M.L. Seghezzi; E. Molfese. 2003. Fertilización nitrogenada foliar en trigo en el centro-sur de la provincia de Buenos Aires. *Inform. Agron. Cono Sur-IPNI* 19, 15-21.
- Bremner J.M. 1996. Nitrogen- Total. In: Sparks D.L. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Chapter 37.* Pp. 1085-1121. ASA; SSSA; CSSA, Madison. Wisconsin, Estados Unidos.
- Coronato M.L.; G.V. Minoldo; J.A. Galantini; M.R. Landriscini; J.O. Iglesias. 2014. Efecto del cultivo de arveja sobre algunas propiedades edáficas y la productividad del trigo. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. Bahía Blanca, Argentina.*
- Galantini J.A., M.R. Landriscini, R.A. Rosell. 2000. Patrones de acumulación, balance y partición de nutrientes en diferentes sistemas de producción de trigo. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA-INTA)* 29 (2) 99-110.
- Galantini J.A.; R.A. Rosell; G. Brunetti; N. Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo* 20, 17-26.
- Galantini J.A., N. Senesi, G. Brunetti, R. Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* 123: 143-152.
- Garrido-Lestache E.; R.J. López-Bellido; L. López-Bellido. 2004. Effect of N rate, timing and splitting and N type on bread-making quality in hard red spring wheat under rainfed Mediterranean conditions. *Field Crops Res.* 85(2), 213-236.
- Gooding M.J.; P. Gregory; K. Ford; R. Ruske. 2007. Recovery of nitrogen from different sources following applications to winter wheat at and after anthesis. *Field Crops Res.* 100, 143-154.
- Landriscini M.R.; J.M. Martínez; J.A. Galantini. 2015. Fertilización foliar con nitrógeno en trigo en el sudoeste bonaerense. *Ci. Suelo.* 33, 186-193.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.R. Landriscini . 2015a. Diagnóstico de fertilidad nitrogenada en el sudoeste bonaerense mediante el uso de un clorofilómetro en trigo. *Ci. Suelo* 33, 31-43.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.R. Landriscini. 2015b. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de Buenos Aires (Argentina): efectos de la dosis y momento de aplicación. *Agriscientia* 32, 15-28.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2016a. Indicadores edáficos de la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense. *Rev. Ci. Agron.* XXVI, 23-31.
- Martínez J.M.; M.R. Landriscini; G.V. Minoldo; J.A. Galantini. 2016b. Uso de un clorofilómetro para el diagnóstico de fertilización nitrogenada en la región del sudoeste bonaerense en trigo de secano sobre dos antecesores. *Rev. Ci. Agron.* XXVIII, 35-45.
- Miglierina A.M.; J.O. Iglesias; M.R. Landriscini; J.A. Galantini; R.A. Rosell. 2000 The effects of crop rotations and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region or Argentina. I. Soil physical and chemical properties. *Soil & Till. Res.* 53, 129-135.
- Minoldo G. 2010. Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivos del sudoeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur. 154 pp.
- Novoa R.; R.S. Loomis. 1981. Nitrogen and plant production. *Plant Soil* 58, 177-204.
- Paoloni J.D.; R. Vázquez. 1985. Necesidades teóricas de los cereales de invierno y probabilidad de ocurrencia de las precipitaciones como base para el balance hídrico. *Anal. Edaf. Agrobio.* XLIV, 1545-1556.
- Salvagiotti F.; F. Ferraguti; J. Enrico; G. Prieto. 2014. Respuesta a nitrógeno en maíz de fecha tardía según cultivo antecesor. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. Bahía Blanca, Argentina.*
- Wortmann C.S.; B.D. McIntyre; C.K. Kaizzi. 2000. Annual soil improving legumes: agronomic effectiveness, nutrient uptake, nitrogen fixation and water use. *Field Crops Res.* 68, 75-83.
- Zadoks J.C.; T.T. Chang; C.F. Konzak. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Res.* 14, 415-421.

Determinación de la recuperación y destino del fertilizante foliar en trigo usando la técnica isotópica de ^{15}N

María Rosa Landriscini, Juan A. Galantini y Juan Manuel Martínez

Cuánto del nitrógeno aplicado absorbe el cultivo define su eficiencia de uso, la que está relacionada con el rendimiento, la calidad y el resultado económico. Conocer la eficiencia de las aplicaciones foliares tardías para mejorar la proteína del grano puede ser una estrategia complementaria en la búsqueda de calidad.



La eficiencia de utilización del nitrógeno (N) puede determinarse por el método de la dilución isotópica, o por el de la diferencia. Ambos se basan en la absorción del nutriente. El método de la diferencia, requiere un tratamiento control mientras que el isotópico no es necesario. Debido al alto costo de los fertilizantes marcados no existen en nuestro país muchos antecedentes de la utilización de la técnica isotópica para el estudio de los efectos de la fertilización nitrogenada sobre la absorción y removilización de N durante la estación de crecimiento (Laurent & Lazzari, 1991; Rosell et al., 1992; Lazzari *et al.*, 2001).

Teniendo en cuenta que el destino del fertilizante depende de las precipitaciones durante el ciclo del cultivo y que el Sudoeste Bonaerense (SOB) presenta alta variabilidad en la disponibilidad hídrica en la etapa de llenado del grano, en los años en los que las lluvias se concentran hacia el final del ciclo, podría ser beneficiosa la aplicación foliar complementaria. Se planteó la hipótesis que la aplicación de urea en el período de anthesis permitiría hacer un mejor uso de este nutriente, maximizando su eficiencia, ya sea en la producción de grano como en la proteína del mismo.

Esta investigación planteó los siguientes objetivos: a) medir el destino del N del fertilizante foliar complementario y b) comparar la eficiencia de recuperación del N (ERN) por el método isotópico y el de la diferencia.

Recuperación de N por el método de la diferencia

Se estableció un ensayo de fertilización nitrogenada en el establecimiento Cumelén, ubicado en Las Oscuras (Cnel. Dorrego, Pcia. de Bs. As.), perteneciente a un productor agropecuario de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID. Se aplicaron 2 dosis de N como urea y N foliar con mochila manual, más detalles se pueden encontrar en Landriscini *et al.*, 2015.

Recuperación de N por el método de la dilución isotópica

Se ubicaron microparcelas de 1 m² para la aplicación foliar de urea líquida enriquecida con ¹⁵N. Se utilizó un enriquecimiento de 10% de átomos de ¹⁵N en exceso (¹⁵N en abundancia natural=0,366%). La pulverización manual se llevó a cabo en dos momentos consecutivos del ciclo del trigo, para comparar el destino del fertilizante marcado en antesis “a” (Z60) y post antesis “pa” (Z67), utilizando la misma dosis de N de las parcelas no isotópicas (Landriscini et al., 2016).

Para la determinación de la relación isotópica, en las muestras vegetales enriquecidas con ¹⁵N, se determinó el N total por el método Kjeldahl modificado para posterior análisis de la relación ¹⁵N/¹⁴N (Aigner, 1998). La relación ¹⁵N/¹⁴N se determinó con espectrómetro de emisión (JASCO N15, Japón).

Con la información obtenida se efectuaron los cálculos de la cantidad de N proveniente del fertilizante tanto en la planta entera como en el grano, por el método isotópico y por el método de la diferencia (Landriscini et al., 2016).

Efecto de la fertilización foliar

Los rendimientos fueron bajos sin respuesta a la fertilización inicial ni a la foliar: 2100 y 2154 kg ha⁻¹ para 0 y 50N sin N foliar y 2160 y 2303 kg ha⁻¹ con N foliar. Para la biomasa aérea (MST) los valores oscilaron entre 5900 y 6500 kg ha⁻¹. La disponibilidad de N a la siembra y la distribución de las lluvias limitaron el rendimiento del trigo y la respuesta al N foliar (Figura 1).

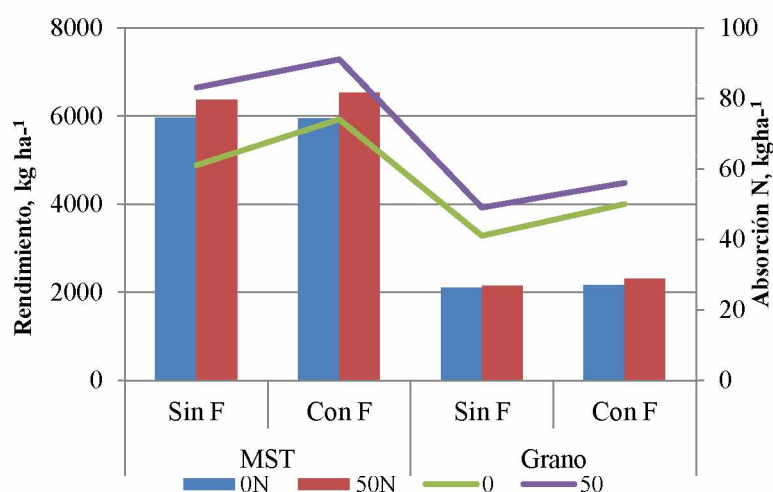


Figura 1: Rendimiento trigo y absorción de N en la materia seca total y en grano, en tratamientos con y sin N foliar.

La fertilización inicial con 50 kg N ha⁻¹ produjo un aumento significativo en la absorción de N en la MST, tanto para las parcelas sin y con N foliar, mientras que no se observó ningún efecto en el grano (Figura 1).

Cuando estos valores se convirtieron a proteína, la fertilización foliar fue significativamente superior en 11,3% a la no foliar. Esta tendencia, demuestra la importancia de las precipitaciones acumuladas de septiembre a noviembre, sobre el rendimiento y la calidad del grano.

Efecto del momento de aplicación en el destino del N

No se observó efecto significativo de la fertilización inicial ni del momento de aplicación foliar en “a” o “pa”. La MST acumuló en el promedio de los tratamientos, alrededor de 83 kg N ha⁻¹ y en el grano 52 kg N ha⁻¹.

Tabla 1. Absorción de N (kg ha⁻¹) en la materia seca total y grano, N derivado del fertilizante marcado (Nddf) y del suelo (Ndds) en la materia seca total y en el grano de trigo

Tratam.	Absorción N kg ha ⁻¹		Nddf %		Ndds %		ICN
	MST	Grano	MST	Grano	MST	Grano	
0 N a	89,3	54,2	19,9 a	11,8 a	80,1b	88,2 a	61
0 N pa	70,8	45,5	23,7 b	15,1 b	76,3 a	84,9 b	64
50 N a	86,7	51,2	20,2	12,0	79,8	88,0	59
50 N pa	84,8	56,0	20,2	11,0	79,8	89,0	66

Aplicación de nitrógeno a la siembra: 0 y 50 kg ha⁻¹. Aplicación foliar durante: a, antes; pa, post antes

El N de la planta proveniente del fertilizante marcado (% Nddf) mostró valores levemente superiores para el tratamiento 50N sin diferencias significativas respecto a la parcela testigo (Tabla 1). En 0N, el N proveniente del fertilizante fue significativamente mayor en post antes que en antes (23,7 comparado con 19,9% y 15,1 respecto a 11,8%) tanto en biomasa como en grano respectivamente. Con 50 N, el %Nddf, fue similar para los dos momentos de aplicación: 20% para MST y 12 % para grano. En ambos momentos el 60% del N del fertilizante foliar se trasladó al grano. Con estos resultados se puede inferir que cuando el trigo creció con menor disponibilidad de N a la siembra (0N) se benefició más con la aplicación foliar en “pa” tanto en la acumulación de N en el grano como en la planta entera, comparado con “a”. Analizando el N de la planta testigo, proveniente del suelo (% Ndds), fue mayor con la aplicación foliar en antes que en post antes, tanto para la MST como para el grano. En este caso un 80% del N de la planta provino del suelo.

El uso de fertilizantes isotópicamente marcados permitió ajustar y determinar con exactitud el destino del N que el cultivo absorbió del fertilizante foliar y del suelo.

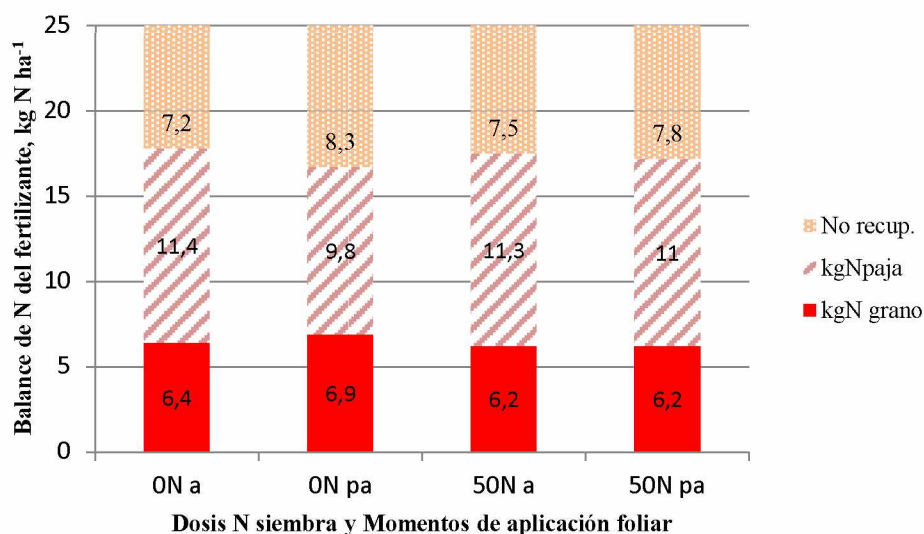


Figura 2. Destino del fertilizante marcado recuperado (paja y grano) y no recuperado en trigo.

Tanto para el tratamiento testigo como para el fertilizado, el grano recuperó alrededor de 6 kg N ha⁻¹ indistintamente con la aplicación en anthesis como con post anthesis. El N que se acumuló en la paja, osciló entre 10 y 11 kg N ha⁻¹. El N no recuperado en todos los casos fue apreciable, oscilando entre 7,2 y 8,3 kg N ha⁻¹. Estos datos indicarían que el 30% del N foliar no fue aprovechado, con un valor ligeramente más alto en la aplicación más tardía (Figura 2).

Eficiencia de Recuperación del Nitrógeno

En el análisis de la Eficiencia de Recuperación del N del fertilizante por los dos métodos (Tabla 2), se observó lo siguiente: el método de la diferencia determinó, tanto en la MST como en el grano, valores de ERN aparente de 54 al 30%, para las parcelas 0 y 50N respectivamente, corroborando valores encontrados en la bibliografía.

La disminución de la eficiencia de recuperación en el grano respecto a la MST, corroboraría lo expresado anteriormente respecto a la falta de respuesta del trigo al N aplicado en forma foliar. Estos valores de eficiencia indicaría que la cantidad de N que se recuperó en el grano osciló entre 2,4 y 6 kg ha⁻¹ para las parcelas 0 y 50N respectivamente (Figura 3).

El método isotópico, determinó valores del 70% para la ERN real en la MST, en las parcelas control y fertilizadas. En el grano, la ERN real del fertilizante foliar osciló en 25%, tanto para el tratamiento testigo como para el fertilizado.

Tabla 2. Eficiencia de recuperación del nitrógeno (ERN) del fertilizante foliar en materia seca y en grano de trigo, por los métodos de la diferencia y por el isotópico.

Tratamiento	ERN, %	
	MST	Grano
Método de la Diferencia o indirecto (ERN aparente)		
0 N	54,4	34,4
50 N	30,4	30,0
Método Isotópico o directo (ERN real)		
0 N	71,5	25,7
50 N	70,1	24,7

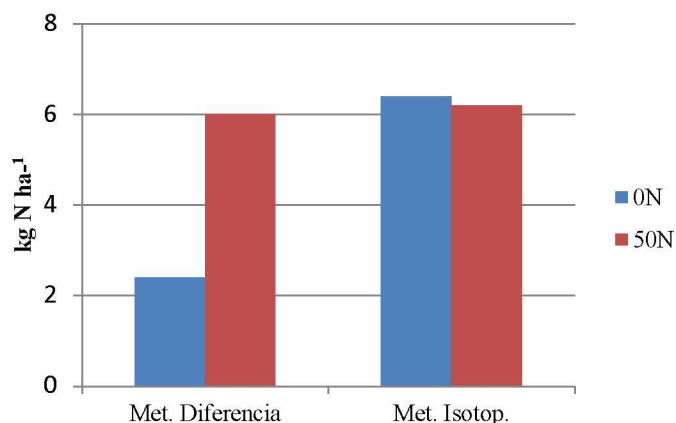


Figura 3: Recuperación del N del fertilizante en el grano. Método de la diferencia y método isotópico.

Consideraciones finales

Desde el punto de vista agronómico, el método de la diferencia sería una medida del efecto general de la aplicación de N sobre el rendimiento y la absorción de la planta, mientras que el isotópico sería más adecuado para medir el destino del fertilizante marcado en el sistema suelo-planta.

Estos resultados, aunque son parciales y están acotados a un año y localidad del SOB, son de utilidad en la confección de balances de N en el sistema suelo-planta pues permitirían ajustar la demanda del cultivo y la eficiencia con que utiliza el N aportado, minimizando los riesgos ambientales producidos por el aporte de fertilizantes al suelo.

Agradecimientos

Los autores agradecen a las empresas Profertil Nutrientes y Bunge por el aporte de fertilizantes y al Sr. Javier Irastorza (Regional Bahía Blanca - AAPRESID), por ceder su establecimiento para la realización del ensayo.

Bibliografía consultada

- Aigner, M. 1998. Handbook on quality assurance measures applied in total N and ¹⁵N plant analysis. Soil Science Unit, IAEA Seibersdorf Laboratories, Austria.
- Bremner, J.M. 1996. Nitrogen Total. In: DL Sparks (ed.). Methods of Soil Analysis. Chemical Methods. Part 3. . Pp. 1085-1123. American Society of Agronomy Inc. Madison, Wisconsin, USA.
- Fageria, N.K. y V.C. Baligar. 2005. Enhancing Nitrogen Use Efficiency in Crop Plants. Adv. Agr. 88: 97-185.
- Galantini, J.A.; M.R. Landriscini y J.O. Iglesias. 2014. Efectos de largo plazo de la siembra directa en el SO Bonaerense: respuesta a la aplicación de N y su eficiencia de uso. Pp. 15-22. En: JA Galantini (ed.). Ciencia y experiencia para una siembra directa sustentable en los ambientes frágiles del S y SO Bonaerense. [Rev. Técnica AAPRESID. 96 pp.](#)
- Landriscini, M.R.; J.A. Galantini y J.M. Martínez. 2014. Estrategias de fertilización con nitrógeno en trigo en la región pampeana. Pp 39-45. En: JA Galantini (ed.). Ciencia y experiencia para una siembra directa sustentable en los ambientes frágiles del S y SO Bonaerense. [Rev. Técnica AAPRESID. 96 pp.](#)
- Landriscini, M.R.; J.M. Martínez y J.A. Galantini. 2015. Fertilización foliar en trigo en el sudoeste bonaerense. [Ciencia del Suelo 33:183-196.](#)
- Landriscini, M.R.; J.A. Galantini y J.M. Martínez. 2016. Eficiencia de recuperación de nitrógeno por los métodos de la diferencia y de la dilución isotópica. [Ciencia del Suelo 34:155-163.](#)
- Laurent, GC y MA Lazzari. 1991. Respuesta del trigo a las aplicaciones parciales de nitrógeno cultivado durante tres años bajo condiciones semiáridas. Suelo y Planta 1: 165-177.
- Lazzari, MA; MR Landriscini; MA Cantamutto; AM Miglierina; RA Rosell; FE Möckel y ME Echagüe. 2001. Absorción de nitrógeno por cebada cervecera en dos suelos del sur bonaerense, Argentina. Ci. Suelo 19: 101-108.
- Rhee, KC. 2001. Determination of total nitrogen. In: R Wrolstad (ed.). Current protocols in food analytical chemistry. Wiley & Sons .New York, EEUU.
- Roberts, TL y HH Janzen. 1990. Comparison of direct and indirect methods of measuring fertilizer N uptake in winter wheat. Can. J. Soil Sci. 70: 119.
- Rosell R.A., J.A. Galantini, J.O. Iglesias, R. Miranda. 1992. Effect of sorghum residues on wheat productivity in semi-arid Argentina. I. Stover decomposition and N distribution in crop. [The Science of the Total Environment 117/118: 253-261.](#)

Fertilización del trigo con P y N en siembra directa

Liliana Suñer y Juan A. Galantini

La siembra directa produce cambios en la dinámica de los nutrientes que podrían alterar el diagnóstico de fertilidad fosfatada. En la región semiárida, donde existe incertidumbre en la disponibilidad hídrica, el diagnóstico de fertilidad se debería ajustar más aún en base al conocimiento detallado de la interacción entre agua-nitrógeno-fósforo



El predominio de los sistemas agrícolas ha incrementado la tasa de extracción de fósforo (P), ampliando el área con baja disponibilidad, ya que las dosis de aplicación de fertilizantes han sido muy inferiores a la exportación (García & Ciampitti, 2007). Para mantener los niveles de producción, el P debe ser añadido al sistema suelo-planta como fertilizante, y reponer así lo que se extrae con la cosecha de granos (Vlek *et al.*, 1997). En particular, en el sudoeste bonaerense el nitrógeno (N) y el P son los nutrientes con mayor deficiencia comprobadas (Loewy & Puricelli, 1982). El P presenta interacciones con otros nutrientes, las cuales pueden ser de naturaleza antagónica como el caso de zinc (Zn) o positivas como con N, S, K, entre otros. De este modo, deficiencias de nutrientes como por ejemplo N o S, limitan la respuesta al P. El trigo (*Triticum aestivum* L.) es el cultivo que ocupa la mayor superficie en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. En esta región se cultivan aproximadamente 1 millón de hectáreas anuales (Galantini, 2014), lo que representa el 20% de la superficie nacional. Los rindes promedios de la zona oscilan entre 1600 y 1900 kg ha⁻¹. La principal característica que define a la zona semiárida es la erraticidad de las precipitaciones, es decir, la variabilidad tanto en la distribución como en la cantidad, afectando la disponibilidad de agua para los cultivos. Una consecuencia directa de ello es la disparidad de los rendimientos interanuales de los cultivos.

En general, la adecuada nutrición del cultivo presenta un impacto positivo sobre la eficiencia en el uso del agua (EUA), consecuencia de una mejora en el crecimiento y en el rendimiento del cultivo. Algunos autores han observado, que el P incrementa la EUA y la tolerancia de los cultivos a la sequía a través del desarrollo temprano del cultivo que reduce la evaporación a favor de la transpiración del cultivo, con más raíces (mayor exploración del suelo) y más activas (Micucci, 2002).

Actualmente, cerca del 90% del área de cultivo de granos de Argentina se realiza bajo siembra directa (SD). Con el cambio del sistema de labranza, surgieron dudas en relación a los criterios para la recomendación de fertilización con P, los cuales se basan principalmente en experiencias con labranzas (Ron & Loewy, 1990). La falta de perturbación del suelo y el aporte de nutrientes en un suelo bajo sistemas de SD continuos produce cambios en la localización, distribución y dinámica de las formas de P que podrían alterar el diagnóstico de fertilidad.

Por lo tanto, bajo estas condiciones el diagnóstico de fertilidad debería ajustarse a los equilibrios de este nuevo ambiente edáfico, principalmente en esta zona semiárida donde la incertidumbre de las precipitaciones hace necesario conocer adecuadamente el sistema para optimizar la toma de decisiones. El objetivo fue evaluar la variabilidad del rendimiento y del P asimilado por la planta teniendo en cuenta el efecto de la fertilización fosfatada en combinación con diferente disponibilidad de N sobre la productividad cultivo de trigo y la eficiencia de uso del P.

Aspectos metodológicos

Durante los años 2008, 2010, 2011 y 2012 se realizaron ensayos de fertilización con dosis combinadas de fósforo (P) y nitrógeno (N) sobre el cultivo de trigo. Durante el año 2008, se realizaron dos ensayos de fertilización uno en el establecimiento Las Ruinas de la localidad de Tornquist (BA), y otro en el establecimiento Cumelén cercano al paraje Las Oscuras (BA), y durante los años 2010, 2011 y 2012 se aplicó el mismo diseño de ensayo, en diferentes lotes en el sitio Las Oscuras. Los lotes seleccionados tenían una historia de más de 10 años continuos con SD. El diseño experimental fue de bloques completamente aleatorizados, con tres bloques y 3 réplicas por parcela. El tamaño de las parcelas fue de 9 x 4 m (36 m²). En el año 2008 en Las Ruinas las dosis aplicadas fueron: 0, 8, 16, 20 y 30 kg P ha⁻¹ y en Cumelén: 0, 7, 11, 15, 18 kg P ha⁻¹. En los años 2010, 2011 y 2012 se utilizó 0, 7, 12, 16 kg P ha⁻¹. Las dosis se establecieron considerando las suministradas por el productor, según la aplicación que habitualmente realizaba en su establecimiento. En todos los caso el P se aplicó en la línea de siembra junto con las semillas. Simultáneamente, en todas las parcelas se aplicó N al voleo, en forma de urea (46-0-0). El N aplicado se calculó de acuerdo al N aportado por el fertilizante fosforado de manera que, con la suma de ambos, se alcancen las dosis de N de 0, 25, 50 y 100 kg N ha⁻¹.

Se extrajeron muestras de suelo compuestas por 30 submuestras en cada bloque previo a la aplicación de los fertilizantes (profundidad: 0-20 cm). Barbagelata & Melchiori (2008)

observaron, que a pesar de la marcada estratificación del P encontrada, la profundidad de muestreo de 0-20 cm tenía un mayor poder predictivo de la respuesta a la fertilización con P que la capa de suelo más superficial (0-5 cm).

En las muestras de suelo se determinaron N de nitratos (N-NO_3^-), N total, Carbono orgánico total (COT), pH y las siguientes formas de fósforo: extraíble (Pe), orgánico (Po) e inorgánico (Pi).

Durante madurez fisiológica se cosechó manualmente el trigo para la determinación de materia seca total aérea (MS) y el rendimiento de grano. En grano y paja se determinó el P total. En los años 2010, 2011, 2012 se determinaron los componentes del rendimiento: índice de cosecha (IC); espigas por unidad de superficie (esp m^{-2}), granos por espiga (g esp^{-1}), peso de 1000 granos.

Se probaron diferentes modelos entre los datos de rendimiento y las dosis de P aplicadas. Se seleccionó el de mejor ajuste, correspondiendo el mismo a la ecuación de regresión polinómica $Y = b_0 + b_1 P + b_2 P^2$, donde P es la dosis de fósforo aplicada e Y el rendimiento en grano, ambos en kg ha^{-1} . El coeficiente b_0 representa el rendimiento para la dosis testigo de P. Se derivó la ecuación seleccionada para obtener el producto marginal (PMG) y se obtuvo la dosis de máximo rendimiento (DMáx).

Se calculó la eficiencia aparente de uso de fósforo (EUP) como:

$$\text{EUP} = (\text{PMS}_f - \text{PMS}_0) / \text{P}_f$$

Dónde: PMS_f = fósforo de la materia seca total aérea, a una determinada dosis; PMS_0 = fósforo de la materia seca total aérea del testigo; P_f = fósforo del fertilizante

La eficiencia de uso del agua, la producción de materia seca por unidad de agua utilizada, se calculó a partir de los datos de precipitación y el cambio en el almacenamiento de agua en el suelo durante los períodos de siembra y cosecha del trigo.

$$\text{EUA: } (\text{kg mm}^{-1}) = (\text{kg de grano}) / (\text{ppcc} + \text{Hs} - \text{Hc})$$

Dónde: ppcc = precipitaciones en el ciclo del cultivo (mm); Hs = humedad del suelo a la siembra (mm); Hc = Humedad del suelo a la cosecha (mm)

Se realizó un ANAVA doble (dosis de P * dosis de N) comprobándose que existió interacción entre las dosis de ambos nutrientes. Por lo tanto, los datos de rendimiento y MS se analizaron

en función de las dosis de P en cada dosis de N. Todos los análisis estadísticos se hicieron utilizando el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Resultados y discusión

La Tabla 1 muestra las propiedades químicas de los suelos utilizados y las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo de trigo. Los años de estudio, fueron particularmente secos, con niveles de precipitaciones medias anuales muy por debajo de los valores históricos (650-700 mm). En cuanto a las propiedades químicas edáficas, la mayoría de los suelos presentaron niveles aceptables de disponibilidad de N a la siembra para el cultivo de trigo en la zona. También los niveles de MO se mantuvieron cercanos a los valores generales zonales (Landriscini *et al.*, 2015), siendo mayores en el suelo de Las Ruinas.

Tabla 1. Propiedades químicas de los suelos (0-20 cm) y lluvias durante el ciclo del trigo

Año	Localidad	N- NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)	Nt (%)	MO	pH	Pe	Po (ppm)	Pi	Lluvia ciclo (mm)	Lluvia anual	EUA
2008	Las Ruinas	60	0,157	3,7	6,4	28	208	360	191	530	7
	Cumelén	84	0,114	2,4	7,2	17	192	170	137	530	12
2010	Cumelén	8,4	0,09	2,4	7,4	16	182	166	246	533	11
2011	Cumelén	86,3	0.121	2.38	5.8	6,2	231	144	153	470	5,5
2012	Cumelén	65,8	0.12	2,47	6,2	16	314	197	252	624	5

N-NO₃⁻: Nitrógeno de nitratos, Nt: Nitrógeno total, MO: Materia orgánica, Pe: Fósforo extraíble; Po: Fósforo orgánico; Pi Fósforo inorgánico, EUA: Eficiencia del uso del agua para el lote sin aplicación de fertilizantes.

Los rendimientos del testigo en todos los lotes estudiados promediaron los 1915 kg ha⁻¹.

A modo de ejemplo, Cumelén (2008) donde en el suelo existió una baja disponibilidad inicial de Pe los incrementos que se produjeron en la MS durante el ciclo del cultivo fueron mayores. Si bien las tendencias fueron siempre positivas al aumentar la dosis de P, 50 kg N ha⁻¹ fue la dosis más adecuada en función a la disponibilidad de agua de ese año en particular.

En estas condiciones, se evidenció claramente como al aumentar la dosis de P aumentó la MS (Figura 1), es decir que aumentaría la eficiencia de utilización del N disponible.

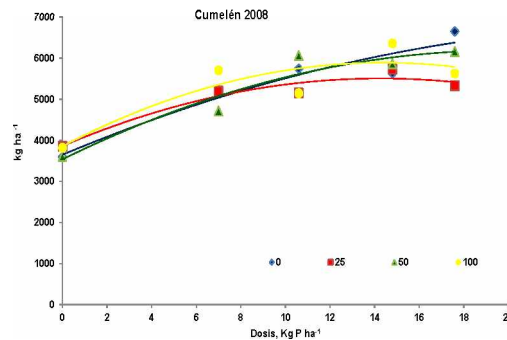
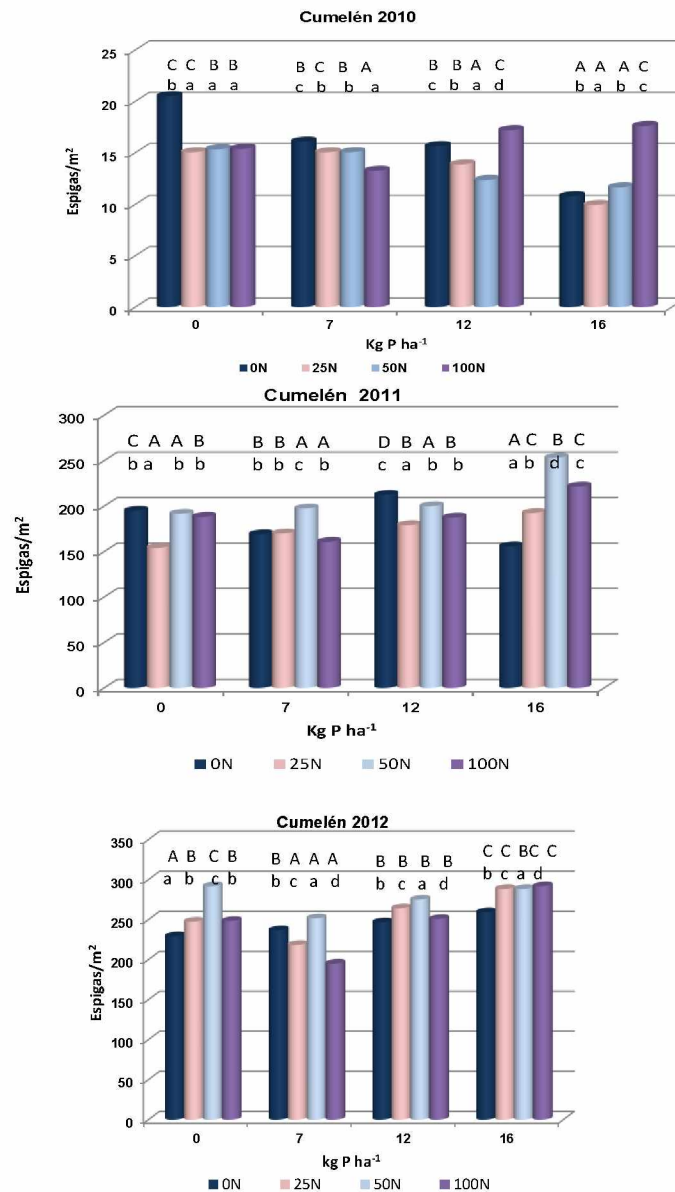


Figura 1. Materia seca total aérea del trigo en función de la dosis de P aplicada, según cada dosis de nitrógeno (0, 25, 50, 100 kg N ha⁻¹)

Se observó una tendencia general a disminuir la cantidad de P en la MS en la medida que se incrementó la dosis de P aplicada. Esto estaría indicando eficiencias negativas para todas las dosis (P) y combinación de dosis (N-P). Esta pérdida de P en los cultivos que tuvieron mayor disponibilidad no estaría asociada a excesos en la disponibilidad del nutriente, ya que en algunas situaciones se observó mayor producción de MS.

Parámetros de rendimiento

Analizando el número de espigas (Figura 2), se observa que con 50 kg de N la dosis óptima de P para el máximo rendimiento estaría cercana a la primera dosis de 7 kg (5,5 kg ha⁻¹). Las bajas precipitaciones durante la etapa inicial del cultivo, en la mayoría de los años, no produjeron diferencia en el número de espigas. Existió una fuerte interacción N - P - agua. El agregado de P favorece a usar más eficientemente el agua pero tiene que ir acompañado con una adecuada combinación de N de acuerdo a la condición de disponibilidad de agua.



Letras mayúsculas indican diferencias significativas ($p \leq 0,001$) entre las dosis de P a una misma dosis de N.
 Letras minúsculas indican diferencias significativas ($p \leq 0,001$) entre las dosis de N a una misma dosis de P.

Figura 2. Espigas por metro cuadrado en función de la dosis de P aplicada, según cada dosis de nitrógeno (0, 25, 50, 100 kg N ha⁻¹)

Relación entre variables

Se aplicó un análisis estadístico que permite agrupar las variables más relacionadas, de este modo se lograron obtener dos componentes principales (CP). El CP1 agrupó P en grano y en MS, rendimiento en grano y MS, EUA y las lluvias del ciclo del cultivo. El CP2, que agrupó las variables con mayor contribución como formas de P disponible, inorgánico, orgánica y la relación P_o/P_o+P_i . Con la información brindada se puede inferir que la CP1 logró asociar

variables del cultivo y humedad. En tanto la CP2 asoció las variables relacionadas con las formas de P.

Relación con el rendimiento en grano y el P en materia seca

Al analizar el sistema utilizando todas las variables respecto al rendimiento de grano la mayor variabilidad de este parámetro se puede explicar con sistema de dos CP que en conjunto suman un 65% de explicación de la variabilidad (Figura 3). Una primera separa parámetros de absorción de P (Pgr y PMS) y formas de P (Pi, Pe y Po/Po+Pi) y una segunda que incorpora EUA y ppcc.

Cuando se consideraron todas las variables respecto al P en MS, la variabilidad total fue de 62%, se agrupan por un lado variables como RMS, EUA y ppcc, y por otro se seleccionan Pi, Pe y Po/Po+Pi. Lo que sugeriría que no sólo es importante el fósforo disponible en la solución del suelo sino también el resto de las formas de P, y sobre todo el equilibrio de las formas orgánicas con el P total (Po+Pi). Fernández *et al.* (2005) han demostrado el importante papel de la actividad de los microorganismos en el ciclo de los nutrientes, especialmente el P. Por tanto, el contenido de MO del suelo puede estar relacionado con la disponibilidad de P en virtud de su importancia como fuente de alimento para los microorganismos, no en virtud de su contenido en este nutriente (Needelman *et al.*, 1999). En este trabajo el análisis de los resultados ha demostrado que el fósforo que asimila la planta depende no sólo del P disponible para el cultivo. Sino también del Pi, y del equilibrio de las formas orgánicas con el total del suelo (Po+Pi).

Zilio *et al.* (2014) encontraron que las precipitaciones durante el ciclo fue la variable meteorológica que más explicó la variabilidad de los rendimientos. Mediante el uso de árboles de regresión se pudo detectar el efecto de las precipitaciones durante el ciclo, generando umbrales que predicen a los parámetros evaluados. Como puede observarse en la Figura 4 para rendimiento en grano la primera separación de grupos de casos, se da para 218 mm en el ciclo de cultivo. En los cinco ensayos estudiados, precipitaciones menores a 218 mm durante el ciclo del cultivo permitieron rendimientos del orden de los 1600 Kg ha⁻¹ y precipitaciones mayores a 218 mm posibilitaron rendimientos que promediaron los 2100 Kg ha⁻¹.

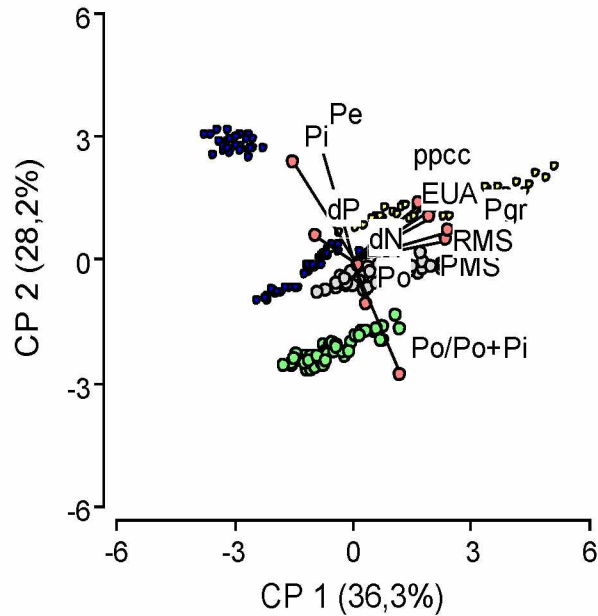
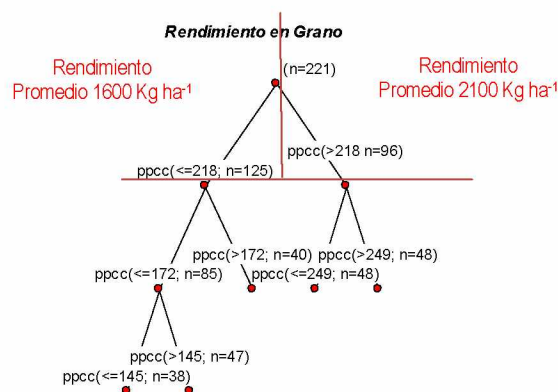
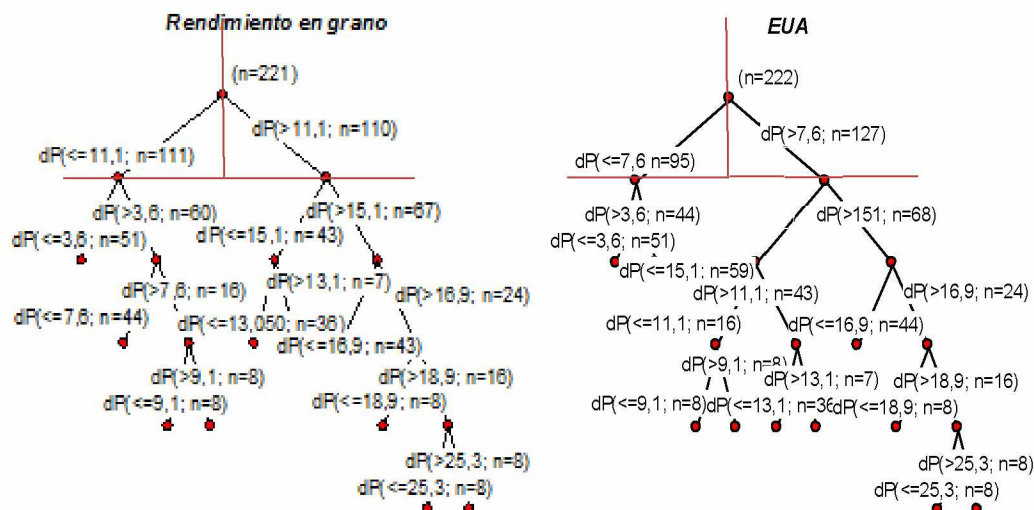


Figura 3. Componentes principales en las que intervienen todas las variables analizadas en relación al rendimiento en grano



Se indica la variable explicativa y su valor crítico y el número de datos que integra el grupo
 Figura 4. Árbol de regresión de los rendimientos de trigo, en grano, en función de las precipitaciones en el ciclo del cultivo.

Se utilizó la dosis de fósforo como variable en arboles de regresión (Figura 5) para rendimiento en grano pudiendo separar en umbrales según la dosis aplicada. En los ensayos evaluados, se observó que el rendimiento en grano aumentó marcadamente con una dosis de 11 kg P ha⁻¹. Por otro lado, una dosis de 7,6 Kg P ha⁻¹ mejoró la eficiencia del uso del agua.



Se indica la variable explicativa y su valor crítico y el número de datos que integra el grupo
 Figura 5. Árboles de regresión del rendimiento en grano y de la eficiencia en el uso del agua (EUA) en función de las dosis de fósforo aplicada.

Conclusiones

Cuando la disponibilidad de agua para el cultivo es muy inferior a su requerimiento, la efectividad en la aplicación de fertilizantes se evalúa más acertadamente a partir de la cuantificación de la producción materia seca total del trigo y no del aumento de su rendimiento. Existe un equilibrio dinámico y sensible entre la disponibilidad de N, P y agua en el suelo que obliga a tener en cuenta los tres factores simultáneamente al momento de diseñar estrategias de fertilización. La fertilización fosfórica logra hacer más eficiente el uso del agua, contrarrestando los efectos adversos de un año más seco.

La evaluación de la eficiencia de uso del fertilizante debe tenerse en cuenta como una herramienta adicional, pero no es un parámetro determinante en la toma de decisiones.

La absorción de fósforo por el cultivo de trigo está asociada a “todas” las formas de P analizadas. El rendimiento del cultivo de trigo está relacionado con la absorción de fósforo, por ello una estrategia adecuada debe contemplar la fertilización fosforada y el mantenimiento de niveles adecuados de las diferentes formas de P, en particular el Po.

Bibliografía consultada

- Galantini J.A., J.O. Iglesias, A.M. Miglierina, R.A. Rosell, A. Glave. 1992. Rotación y fertilización en sistemas de producción de la región semiárida argentina. I. Productividad (calidad y rendimiento) del trigo. [Rev. Fac. Agronomía \(U.B.A.\) 13 \(1\) 67-75.](#)
- Johnson C.; Ulrich A. 1959. II Analytical methods. For use in plant analysis. 26-77. California Agricultural Experimental Station Bulletin 766.
- Loewy T., Puricelli C.A. 1982. Disponibilidad de Fósforo en suelos del área de la E.E.A. Bordenave. Informe Técnico n° 28.
- Loewy T., Sewald H. A. 1980. Fertilidad nitrogenada para trigo en suelos del SO bonaerense. IX Reunión Argentina de la ciencia del suelo II: 533-536.
- Martínez J.M.; Galantini, J.A.; Landriscini. M.R. 2015. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de la provincia de Buenos Aires (Argentina): efectos del momento de aplicación. [Agriscientia 32 \(1\): 15-27.](#)
- Maske G.G.; Ortiz-Monasterio J.I.; Van Ginkel M.; Gonzales R.M.; Fischer R.; Rajaram S.; Vlek P. 2001. Importance of P uptake efficiency versus P utilization for wheat yield in acid and calcareous soils in Mexico. *Europ. J. Agron.* 14: 261-274.
- Micucci F.; Álvarez, C. 2002. Impacto de las prácticas de manejo sobre la eficiencia de uso del agua en los cultivos extensivos de la región pampeana argentina. *Archivo Agronómico N° 6, Informaciones Agronómicas del Cono Sur N° 15.* INPOFOS Cono Sur, Argentina
- Minoldo G. 2010. Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivo del sudeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelos, y la productividad del trigo. Tesis Mag. Ccias. Agrarias. UNS Bahía Blanca. 153 p.
- Murphy J.; Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27:31-36.
- Needelman B.A.; Wander, M.M.; Bollero, G.A.; Boast, C.W.; Sims, G.K.; Bullock, D.G. 1999. Interaction of Tillage and Soil Texture: Biologically active soil organic matter in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1326-1334.
- Ron M.M.; Loewy, T. 1990. Fertilización fosfórica del trigo en el sudoeste bonaerense. I. Modelos de la respuesta. *Ciencia del Suelo*, 8(2): 187-194
- Saunders, W.; Williams, E.G. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soil. *J. Soil Sci.* 6:254-267
- Suñer L.; Galantini J. 2012. Fertilización fosforada en suelos cultivados con trigo de la región pampeana. [Ciencia del Suelo 30\(1\) 57-66.](#)
- Suñer, L.; Galantini, J.; Minoldo, G. 2014. Dynamics of soil P forms in wheat-based crop sequences in the semiarid region of Argentina. [Applied and Environment Soil Science. 6 pag.](#)
- Suñer L.; Galantini, J.; Varela, P.; Rosell, R. 2007. Estratificación de las formas de fósforo en Siembra Directa y su relación con la disponibilidad para los cultivos. En "La siembra directa en los sistemas productivos del S y SO Bonaerense", [Revista Técnica Especial AAPRESID](#), CIC, CERZOS y UNS. Eds. Galantini et al. 28-31.
- Suñer L.G.; Galantini, J.A.; Rosell, R.A. 2005. Cambios del fósforo en suelos bajo diferentes rotaciones de cultivos. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur INPOFOS N° 25.*
- Suñer L.G.; Galantini, J.A.; Rosell, R.A.; Chamadoira, M.D. 2002. Cambios en el contenido de las formas de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana cultivados con trigo (*Triticum aestivum*). [Rev. Fac. Agron. La Plata 104\(2\): 105-111.](#)
- Suñer L.; Galantini, J. 2013. Dinámica de las formas del P en suelos de la región sudoeste pampeana: estudio de la incubación con fertilizante fosfatado. [Ciencia del suelo 31:33-44](#)

Residuos agroindustriales biotransformados: un residuo hecho fertilizante, un problema convertido en solución

Juliana Moisés, Marisa Gómez y Juan A. Galantini

La intensificación de los sistemas productivos del SO bonaerense ha generado mayor cantidad de residuos agroindustriales y preocupación por su destino final. Conocer el potencial de las diferentes alternativas para su uso como enmiendas en suelos que le dieron origen permitirá cerrar el ciclo biogeoquímico en estos sistemas productivos.



En el sudoeste bonaerense (SOB) los sistemas agropecuarios tradicionalmente fueron mixtos, con un adecuado balance de agricultura (cultivos anuales) y ganadería (campos naturales o pasturas). La intensificación de la agricultura producida en las últimas décadas ha favorecido la disminución del nivel de materia orgánica del suelo (MOS) y el aumento de la exportación de nutrientes (Galantini et al., 2000, Viglizzo et al., 2011). Este cambio se vio favorecido por las demandas de corto plazo y disminución de las tecnologías de procesos, favoreciendo la degradación del recurso (Sainz Rozas et al., 2011). Las consecuencias medioambientales y económicas del deterioro del recurso de base obligan a un serio replanteo de las asignaciones de uso y a la adopción de tecnologías y prácticas de manejo tendientes a minimizar y/o revertir los procesos desencadenados por la aplicación de prácticas inadecuadas. Entre ellas, la utilización e integración de tecnologías como el uso de enmiendas orgánicas son consideradas una alternativa para la recuperación de suelos degradados mejorando los contenidos de MOS (Brown & Leonard, 2004; Tian et al., 2009).

Las características particulares del SOB han llevado a que se desarrollen sistemas intensivos y actividades que generan gran cantidad de residuos orgánicos, con la consecuente preocupación por su destino final. Entre los más abundantes, se encuentran los de la industria aceitera. La cáscara de semilla de girasol (*Helianthus annuus* L.), de difícil degradación por su alto contenido de lignina, y los residuos de la producción de aceite de oliva (alperujo), ricos en compuestos orgánicos (predominantemente fenólicos) fitotóxicos, han alcanzado cantidades difíciles de procesar. También son abundantes los desechos de la producción y comercialización de cebolla (*Allium cepa* L.), los que generan serios inconvenientes ambientales a las poblaciones aledañas. Finalmente, los estiércoles provenientes principalmente de los sistemas ganaderos intensivos, engorde a corral (feedlot) o tambos,

también producen grandes cantidades de residuos orgánicos, los cuales, pueden causar el deterioro del medio ambiente.

Actualmente existen más de 12 mil hectáreas de cultivo de cebolla con una producción de 450 mil toneladas anuales, la cual deja un volumen de 70 mil a 180 mil toneladas de descarte. Asimismo, se ordeñan diariamente 7000 vacas en nueve tambos, con una producción de 190 toneladas anuales de estiércol. Además, se producen 54 mil toneladas anuales de cáscara de girasol y unas 3100 toneladas anuales de residuos de la producción de aceite de oliva (alperujo). En este proyecto se propone transformar y utilizar estos residuos en recursos que permitan mejorar la productividad agropecuaria de la zona semiárida, dar mayor sostenibilidad al sistema y la posible obtención de nuevos productos o procesos de valor comercial.

En este contexto, resulta indispensable pensar en las diferentes alternativas para que estos residuos (problemas) puedan utilizarse para recuperar suelos frágiles y degradados, mediante su incorporación como enmiendas orgánicas (soluciones).

En el SOB, el aporte de nutrientes a través de la fertilización es inferior a las necesidades de los cultivos, asociado principalmente a los altos costos y a la baja eficiencia del uso. Este escenario ocurre debido a la erraticidad de las precipitaciones, siendo la principal limitante productiva de la región (Martínez et al., 2016). Por lo tanto, en la actualidad cobra relevancia buscar tecnologías alternativas que permitan mantener o aumentar fertilidad edáfica, tal como podría ser la utilización de enmiendas orgánicas provenientes de residuos de producción.

Una visión diferente del problema, sería no considerar a los residuos como el final de una cadena (Producto), sino como el comienzo de otra (Insumo), a partir de la cual se puede obtener un beneficio valorado no sólo a nivel económico sino también ambiental. La reutilización de residuos orgánicos supone un doble efecto para el ambiente. Por un lado, se logra disminuir la presencia de éstos en el medio y por otro, la aplicación al suelo de materiales orgánicos debidamente tratados, lo que permitiría mejorar las condiciones físicas, químicas y biológicas de los suelos. Para aprovechar estos recursos, la principal opción es proceso de transformación en el cual necesariamente intervengan bacterias, hongos y/o algas (biotransformación). Existe escasa información sobre las diferentes alternativas para el uso de residuos agroindustriales biotransformados (RAB) en estos ambientes frágiles.

Idealmente, la generación de materiales ricos en materia orgánica y nutrientes que puedan ser utilizados como enmiendas de los suelos que los generaron, sería una forma de cerrar el ciclo biogeoquímico dentro de los sistemas productivos regionales.

El Proyecto para Unidades Ejecutoras: Bioconversión y valorización de residuos agroindustriales del sudoeste bonaerense iniciado el 2017 por el CERZOS busca evaluar diferentes alternativas de transformación de esos residuos. La línea de trabajo del grupo “Suelos” plantea evaluar el impacto de la aplicación de diferentes residuos sobre la productividad y nutrición de diferentes, así como los cambios en el suelo. Se plantea entonces, 1) determinar el efecto bioestimulante de los RAB, o sustancias húmicas extraídas de ellos, sobre diferentes cultivos y 2) estudiar la dinámica de las diferentes fracciones orgánicas del suelo luego de la aplicación de diferentes RAB sobre suelos con problemas de fertilidad químicas o física. Con este abordaje se pretende mejorar la productividad agropecuaria de la zona semiárida, dar mayor sostenibilidad al sistema y obtener nuevos productos o procesos de valor comercial. Además, integrar los conocimientos actuales sobre los sistemas de cultivos y el estudio de la MOS y sus fracciones, junto con uso de diferentes RAB para mejorar la calidad de los suelos en ambientes frágiles del SOB.

La búsqueda de nuevas fuentes de material orgánico para reponer las pérdidas por un manejo inadecuado, constituye una prioridad a nivel mundial para recuperar la calidad del suelo y preservar este recurso natural. Por otro lado, la disponibilidad de grandes cantidades de material orgánico, que puedan ser utilizadas para generar una enmienda orgánica utilizable en suelos agrícolas no resulta una tarea sencilla. Diferentes tipos de enmiendas orgánicas pueden ser utilizadas para la recuperación de suelos y aumentar los contenidos de MOS, desde residuos del sector primario (residuos agrícolas, ganaderos y forestales), del sector secundario (residuos industriales) y terciario (residuos sólidos urbanos y lodos de depuración de aguas residuales). Estas enmiendas pueden utilizarse en su forma física original luego de un tratamiento previo de estabilización para disminuir su efecto contaminante. En el caso de los residuos de origen pecuario, la creciente intensificación y concentración de la producción en Argentina conlleva al problema de generación y acumulación de efluentes y residuos sólidos, por lo que la posibilidad de utilizarlo para recuperación de suelos resulta en una oportunidad inmejorable para minimizar esta problemática.

Utilización de enmiendas

La aplicación de materiales orgánicos, como los RAB o enmiendas, influye directamente sobre la calidad del suelo y el desarrollo vegetal, tanto en forma directa por acción per se de los nutrientes contenidos, como en forma indirecta mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Abassi and Khizar, 2012). Además, debido a esa mayor composición orgánica, permite una mineralización más lenta hacia formas asimilables (Chiyoka et al., 2014). A diferencia de los fertilizantes sintéticos químicos, las enmiendas no incorporan algún nutriente específico solamente, sino también tienen un efecto directo sobre las condiciones físicas (porosidad, estabilidad de agregados, retención de agua, permeabilidad, etc.) mejorando la fertilidad física del suelo (Iocoli & Gomez, 2015, Iocoli et al., 2017). Desde el punto de vista químico, la aplicación de las enmiendas favorece una mayor sincronización con las necesidades de los cultivos (Myers et al., 1994), debido principalmente a su composición orgánica, pudiendo tener un efecto residual de la fertilidad edáfica (Wen et al., 2003).

Sin embargo, la eficiencia con que se aplican resulta baja debido a la alta variabilidad natural de los materiales orgánicos obtenidos. Esta depende del origen, de la época del año, del procesamiento recibido, entre otras.

La eficiencia también es afectada por la fuerte interacción con la matriz mineral del suelo, la textura modifica significativamente los equilibrios y la dinámica de los diferentes compuestos orgánicos aplicados. Es decir, la cantidad adecuada de residuo a aplicar en suelos de distinta textura será diferente. Aplicaciones por debajo del óptimo darán menores resultados, mientras que por encima del óptimo disminuye la eficiencia de uso, disminuye la rentabilidad y aumenta el riesgo de contaminación ambiental.

Adicionalmente, como consecuencia de desconocer la composición y el aporte óptimo para cada caso, la aplicación de productos de un solo origen provocan un aporte desbalanceado de nutrientes con posibles efectos adversos, en particular cuando se contempla el balance más global (N, P, K, S, Ca, Mn, Mg, Zn).

Línea de trabajo

Por todo lo expuesto, surge como hipótesis general de trabajo que una aplicación eficiente desde el punto de vista productivo y ambientalmente segura, requiere conocimiento sobre las

características particulares del producto a aplicar, las características del suelo y la dinámica de los cambios posteriores a la aplicación, así como los efectos sobre el desarrollo y la nutrición de la planta.

Será necesario aplicar metodologías de análisis químico, físico, biológico y espectrométrico que permitan caracterizar los residuos agroindustriales biotransformados, para comparar la sensibilidad de cada uno y así describir el efecto sobre el suelo y sobre la dinámica luego de la aplicación.

Se pretende optimizar la relación entre la dosis, el tipo de producto y la textura del suelo en función de la dinámica de las fracciones orgánicas lábiles, la disponibilidad de nutrientes (N y P), la actividad biológica (respiración y enzimática) y productividad del cultivo (producción de biomasa y balance de nutrientes).

Posteriormente, se determinará el efecto de la dosis de residuos aplicados sobre la dinámica de las propiedades químicas, físicas y biológicas edáficas en ensayos a campo, a fin de seleccionar los indicadores e índices más sensibles a las aplicaciones y cuantificar el balance de nutrientes, tanto de Carbono como otros macronutrientes.

A su vez, se estudiarán las sustancias húmicas extraídas mediante diferentes técnicas, de diversos residuos, puros o en mezclas, en diferentes etapas de la biotransformación; y se evaluará el efecto de realizar aplicaciones foliares de estas sustancias sobre el desarrollo y balance nutricional del cultivo.

Consideraciones preliminares y resultados esperados

Disponer de herramientas para conocer las características propias de cada residuo y su comportamiento al aplicarlo, permitirá predecir mejor su efecto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, como también su efecto bioestimulante, sea sobre la productividad como sobre el aumento de su resistencia a estreses bióticos y abióticos.

Generar alternativas de uso y valorización de los residuos agroindustriales permitirá continuar con el desarrollo de la industrialización sin que se produzcan problemas ambientales con consecuencias sociales.

Bibliografía consultada

- Abbasi MK; A Khizar. 2012. Microbial biomass carbon and nitrogen transformations in a loam soil amended with organic-inorganic N sources and their effect on growth and N-uptake in maize. *Ecol. Eng.* 39: 123-132.
- Brown, S., P. Leonard. 2004. Building carbon credits with biosolids recycling: Part II. *Biocycle*, September: 25-29.
- Carter, JE; WE Jokela; SC Bosworth. 2010. Grass forage response to broadcast or surface-banded liquid dairy manure and nitrogen fertilizer. *Agron. J.* 102:1123-1131.
- Chiyoka, WL; F Zvomuya; X Hao. 2014. A bioassay of nitrogen availability in soils amended with solid digestate from anaerobically digested beef cattle feedlot manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78: 1291-1300.
- Duval, M; E de Sa Pereira; JO Iglesias & JA Galantini. 2014. Efecto de uso y manejo del suelo sobre las fracciones de carbono orgánico en un Argiudol. [Ciencia del Suelo 32\(1\) 105-115](#).
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martinez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11-19.
- Galantini J.A., J.O. Iglesias, C. Maneiro, L. Santiago, C. Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. [Revista de Investigaciones Agropecuarias \(RIA-INTA\) 35: 15-30](#).
- Galantini J.A., M.R. Landriscini, R.A. Rosell. 2000. Patrones de acumulación, balance y partición de nutrientes en diferentes sistemas de producción de trigo. [Revista de Investigaciones Agropecuarias \(RIA-INTA\) 29 \(2\) 99-110](#).
- Galantini, JA; L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: Análisis en los suelos de la Argentina. *Revisión. AgriScientia XXV(1): 41-55*.
- Gasparoni, JC .2008. Determinación de la material orgánica del suelo. En: Galantini JA Ed. Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. [Editorial EdiUNS](#).
- Iocoli G.A., O.I. Pieroni, M.A. Gómez, M.B. Alvarez & J.A. Galantini. 2017. Rapid characterisation of agro-industrial effluents for environmental fate by UV-visible and infrared spectroscopy from fractions obtained by centrifugation, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1-12 pags. DOI: [10.1080/03067319.2017.1354993](#)
- MacCarthy P, Clapp CE, Malcolm RL, Bloom PR. 1990. An introduction to soil humic substances. In: MacCarthy et al. Eds.. *Humic substances in soil and crop sciences*. Chicago: Proceedings of a symposium by the IHSS. pp 161-86
- Martínez J.M., Galantini J.A., Duval, M.E., López F.M. 2016. Indicadores edáficos de la fertilidad asociados a la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense. [Revista Ciencias Agronómicas XXVI: 23-31](#).
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval; FM López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. [Soil & Till. Res. 169. 71-80](#).
- Sainz Rozas, H; H Echeverria; H Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del Suelo* 29: 29-37.
- Spaccini, R; A Piccolo; G Haberhauer & MH Gerzabek. 2000. Transformation of organic matter from maize residues into labile and humic fractions of three European soils as revealed by ¹³C distribution and CPMAS-NMR spectra. *Eur. J. Soil Sci.* 51, 583-594.
- Swift, RS. 1996. Organic matter characterization. In: Sparks DL; AL Page; PA Helmke; RH Loeppert; PN Soltanpour; MA Tabatabai; CT Johnston & ME Sumner (eds). *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. Soil Sci. Soc. Am. Book Series: 5. Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI. pp. 1018-1020.
- Tian, G., T.C. Granato, A.E. Cox., R.I. Pietz, C.R. Carlson, Jr., Z. Abedin. 2009. Soil carbon sequestration resulting from long-term application of biosolids for land reclamation. *J. Environ. Qual.* 38:61-74.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreño; EC Jobaggy; H Pereyra; J Clatt, D Pincen; MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Glob. Chang. Biol.* 17(2): 959-973
- Wen, G; S Inanaga; JJ Schoenau; JL Charles. 2003. Efficiency parameters of nitrogen in hog and cattle manure in the second year following application. *J. Plant Nut. Soil Sci.* 166: 490-498.

Indicadores de la calidad del suelo

El concepto de calidad del suelo ha ido evolucionando hasta definirla como “la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de las plantas y los animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat (SSSA)”. Para que sea funcional este concepto requiere de indicadores que sean sensibles y nos permitan determinar el estado del sistema, así como la magnitud de los cambios y la tendencia futura.

Las fracciones lábiles del carbono orgánico como indicadores del efecto de los diferentes manejos

Matías Duval, Eduardo de Sa Pereira, Julio Iglesias y Juan A. Galantini

Los cambios de las prácticas de manejo y usos del suelo alteran el aporte de carbono, así como la dinámica y el equilibrio del carbono orgánico. Los cambios a largo plazo, consecuencia de las prácticas de manejo o usos del suelo podrían predecirse con las variaciones en el corto plazo en las fracciones más lábiles y sensibles.



En el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, trigo (*Triticum aestivum* L.) y girasol (*Helianthus annuus* L.) fueron los principales cultivos en rotación con pasturas hasta mediados de los 90. En los últimos años, común con los cambios en los sistemas productivos del país, en esta región, la agricultura presentó un avance importante sobre la ganadería con un incremento notable en el área, primero de girasol y trigo y posteriormente de soja RR (*Glycine max* L. Merr). Más recientemente, el cultivo de soja produjo un paulatino desplazamiento de los cultivos productores de rastrojo voluminoso, como el maíz (*Zea mays* L.) y sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L. Moench) (RIAN, 2010). Este proceso de agriculturización, ha significado una importante reducción en el aporte de residuos y en los contenidos de materia orgánica (MO), acentuándose los procesos de degradación física y de pérdidas de suelo por erosión, tornando a los sistemas de producción no sostenibles (Sainz Rosas et al., 2012).

Los sistemas de producción que se basan en un cultivo por año generan tiempos de barbecho excesivamente largos, en los que se aumenta la probabilidad de tener pérdidas de agua del suelo y de nutrientes por erosión o lixiviación (Sasal et al., 2010). Según Calegari (2007), la inclusión de diferentes cultivos en la secuencia, además de disminuir los riesgos de erosión, aumenta la agregación de las partículas en el suelo e incrementa su actividad biológica (Balota et al., 1998) y promueven efectos benéficos en la fertilidad del suelo a través del aumento en el reciclado de nutrientes e incremento de la MO del suelo. Boehm and Anderson (1997) comprobaron que, al reducirse el período de barbecho, por aumento del número de cultivos en la secuencia, mejoró la calidad del suelo como consecuencia de una mayor

frecuencia del aporte de residuos, que al incrementar la fracción de MO lábil modificaron la condición física (menor densidad aparente y mayor agregación del suelo).

La MO del suelo es una mezcla heterogénea de compuestos orgánicos que varían químicamente y en su dinámica (von Lützow et al., 2007). Los cambios debidos a las prácticas de manejo y al uso del suelo en el contenido de carbono orgánico total (COS), principal componente de la MO, son difíciles de detectar, ya que se producen lentamente y son relativamente pequeños en comparación con el amplio contenido de COS existente en el suelo, que varía tanto espacial como temporalmente (Purakayastha et al., 2008).

La separación y cuantificación de algunas fracciones más sensibles del COS, a través del fraccionamiento físico por tamaño de partícula, como el CO particulado (COP) contribuye a predecir los cambios en el COS a corto plazo por cambios en el uso y manejo del suelo. Dicha fracción, es considerada como indicador sensible del efecto de las prácticas de manejo sobre la calidad del suelo (Duval et al., 2013, 2016a; Galantini et al., 2014).

El COP está constituido por materiales orgánicos recientes, de escasa transformación (muy dinámicos y de tamaño entre 105-2000 μm) y aquéllos semitransformados (relativamente más estables y de menor tamaño, entre 53 y 105 μm) (Galantini y Suñer, 2008). Estas fracciones orgánicas asociadas al tamaño de las arenas están vinculadas tanto a la calidad del suelo como a su fertilidad (Duval, 2015).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de diferentes usos y manejos del suelo sobre el COS y sus fracciones determinadas por fraccionamiento físico de tamaño de partícula, y detectar cuales son más sensibles a sufrir cambios en un Arguidol típico de la Región Subhúmeda del sur de la provincia de Buenos Aires.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el partido de Coronel Suárez (37° 02' 12.04" S; 61° 59' 11.13" O) sobre un suelo Arguidol típico de textura franco limosa en el horizonte superficial (0-20 cm) a franco arcillosa en subsuperficie. La temperatura y la precipitación media anual son 14,2 °C y 864 mm, respectivamente.

Se empleó un diseño completamente al azar, con seis tratamientos: cuatro situaciones con uso principalmente agrícola bajo siembra directa (SD), de los cuales dos presentaban un manejo bajo rotación (R) con maíz, sorgo y girasol como cultivos estivales y trigo y avena (*Avena sativa* L.) como cultivos invernales, mientras que los otros dos presentaban una historia de

monocultivo (M) con soja de 5 y 7 años, respectivamente, al momento del muestreo (Tabla 1). También se muestreó una pastura (P) en el 5to año de producción con base de alfalfa (*Medicago sativa* L.), pasto ovillo (*Dactylis glomerata* L.), cebadilla (*Bromus catharticus* Vahl.), festuca (*Lolium arundinaceum* (Schreb.) Darbysh) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y un ambiente natural (AN) correspondiente a un pastizal de más de 30 años.

Durante la época de barbecho (mayo 2009), en cada uno de los sistemas de producción se tomaron al azar tres muestras compuestas de suelo a profundidades de 0-5, 5-10 y 10-20 cm. En las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas por 2 mm, se determinó COS por combustión (1500°C) con analizador automático LECO C Analyser y se realizó un fraccionamiento por tamaño de partícula (Duval et al., 2013). El tamizado se realizó con tamices de 53 µm y 105 µm de diámetro de malla obteniendo 3 fracciones: fracción gruesa (FG, 105-2000 µm) en la que se encuentra MO particulada gruesa y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 µm) constituida por MO particulada fina y las arenas muy finas, y la fracción fina (FF < 53 µm) la cual consiste en MO asociada a la fracción mineral (MOM) y limo más arcilla.

Se estimó la producción de residuos de cosecha (biomasa aérea + subterránea) a partir de los rendimientos de grano mediante la utilización del índice de cosecha (IC) y la relación parte aérea:raíz considerada por Bolinder et al. (2007). Las entradas de C al suelo mediante los residuos de cosecha fueron estimadas asumiendo una concentración C de 42,3% (Bolinder et al., 2007).

Análisis de datos

Para evaluar la sensibilidad de cada fracción orgánica en los diferentes tratamientos, se estableció la relación entre el cambio relativo del COS en función del cambio relativo de cada fracción orgánica (COPg, COPf y COM) a partir de las siguientes ecuaciones:

$$\Delta\text{COT} (\%) = \% \text{COS} (X) - \% \text{COS} (\text{AN}) \quad \text{Ec. [1]}$$

$$\Delta\text{CO fracción} (\%) = \% \text{CO fracción} (X) - \% \text{CO fracción} (\text{AN}). \quad \text{Ec. [2]}$$

donde X corresponde al tratamiento (monocultivo, rotación y pastura) y AN es el pastizal natural con mínima intervención antrópica. Se utilizaron modelos de regresión lineal con intervalos de confianza del 95% para evaluar la correlación entre el cambio del COS y cada fracción (Ec 1 y 2).

Para el análisis estadístico de los datos obtenidos se utilizó análisis de la varianza (ANOVA) y el test diferencias mínimas significativas (DMS) para la comparación de medias ($P \leq 0,05$). Para el análisis de los cambios en los niveles de carbono se plantearon contrastes ortogonales, comparando: (a) los usos del suelo (manejo agrícola vs pastizal natural) y (b) dentro del manejo agrícola (rotación vs monocultivo). Todos los datos fueron analizados utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2013).

Tabla 1: Secuencia de cultivos de los tratamientos agrícolas.

Años	2006		2007		2008		2009		Índice de rotación ⁽²⁰⁰⁶⁻²⁰⁰⁹⁾
Trat.	Barb.	Cultivo	Barb.	Cultivo	Barb.	Cultivo	Barb.	Cultivo	
R1	2	10	2	10	3	9	2	10	0,81
		Maíz		Trigo		VI/Girasol		Trigo	
R2	2	10	2	10	10	2	7	5	0,56
		Sorgo		Trigo		Girasol		VV	
M1 y M2	6	6	6	6	6	6	6	6	0,50
		Soja		Soja		Soja		Soja	

Barb: N° de meses bajo barbecho; Cultivo: N° de meses con cultivo; VI: verdeo de invierno (avena); VV: verdeo de verano (maíz). Índice de rotación: N° meses con cultivo/12.

Resultados y discusión

El uso agrícola generó niveles significativamente menores de las diferentes fracciones orgánicas, principalmente aquellas menos transformadas (COP_g) en relación con AN (Tabla 2 y Figura 1). En 0-20 cm, se observaron valores significativamente menores de COS en los tratamientos agrícolas, principalmente, por los cambios ocurridos en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Tabla 3). Las mayores concentraciones se observaron en AN y P, respecto a R y M, con diferencias variables entre estos últimos ($AN=P<R\leq M$). Estas diferencias pueden deberse a la mayor entrada de C por parte de los residuos, así como a la actividad microbiana, cerca de la superficie (Fontaine et al., 2007). En los agroecosistemas el aporte de C por la producción primaria neta es a menudo inferior a la tasa de pérdida del CO por la descomposición microbiana (Pittelkow et al., 2015). En relación con AN, el uso agrícola presentó disminuciones en los niveles de COS, en promedio, del 29, 19 y 15% para 0-5, 5-10 y 10-20 cm, respectivamente. Este efecto tendió a ser más marcado en el caso de monocultivo, con una disminución del 35, 23 y 17% para dichas profundidades posiblemente atribuido a los mayores períodos de barbecho (Tabla 1) y al menor aporte de C al suelo por parte de los residuos de cosecha, el cual apenas superó los $1800 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ de C. La concentración de COS en la pastura fue significativamente superior al resto de los manejos

agrícolas en todas las profundidades analizadas, sin diferencias significativas con AN, presentando un 24% más de COS en 0-20 cm con respecto a los manejos agrícolas. La inclusión de una alta proporción de pasturas perennes dentro de la rotación favorece el aumento de los niveles de COS en relación a la secuencia continua de cultivos anuales (Terra et al., 2006).

Las disminuciones en los niveles de CO se deben especialmente a los materiales orgánicos más sensibles a la oxidación microbiana, tal como COP_g (Tabla 3). Las fracciones orgánicas asociadas al tamaño de las arenas ($COP_f + COP_g$) representó casi el 30% del COS en el caso del AN, mientras que los demás sistemas, incluyendo la pastura, este porcentaje se redujo a 17%. Esto refleja una disminución diferencial de las fracciones más lábiles en relación a las fracciones más humificadas y estables en los sistemas agrícola. Para P, R y M, el $COP_g + COP_f$ sufrió disminuciones del orden del 50%, mientras que el COM la disminución fue solo del 8% para R y M, mientras que P presentó mayores niveles de esta fracción. El AN mantiene la vegetación viva durante más tiempo y consume más humedad del suelo, lo que reduce la actividad biológica y genera una tasa de mineralización más lenta (Bayer et al., 2006), a la vez que realiza un mayor y más continuo aporte de biomasa aérea y radical (Tisdall and Oades, 1982). Esto hace que los contenidos de las fracciones lábiles sean mayores.

Diferencias debido a las prácticas de manejo (rotación vs monocultivo) se observaron en el COP_f , con diferencias significativas en todas las profundidades evaluadas (Tabla 2). En 0-20 cm, el COP_f fue la fracción orgánica que permitió detectar diferencias altamente significativas tanto por efecto del uso como del manejo ($P < 0,001$) (Tabla 2), encontrándose concentraciones mayores en AN y R2, intermedias en P y R1 y menores valores en monocultivo (Tabla 3). En relación con el monocultivo, los mayores niveles de COP_f en los sistemas bajo rotación posiblemente se debió al menor período de barbecho (Tabla 1), relacionado con un mayor número de cultivos en el año y un mayor porcentaje de gramíneas en relación al cultivo de soja. Los aportes de C al suelo por parte de los residuos de cosecha en las situaciones bajo rotación superaron los $3200 \text{ kg ha}^{-1}\text{año}^{-1}$, reflejando los efectos positivos de la diversificación de cultivos sobre el COP_f . Dado que el C derivado de las raíces ha sido identificado como la principal fuente de CO del suelo (Rasse et al., 2005), un mayor aporte de raíces diversas podría explicar la mayor acumulación de COP_f en las rotaciones, en comparación con el monocultivo. El COP_f representa un material de transición, dado que presentó menores cambios que el COP_g y mayores que el COM, expresado en la Figura 1 por la ordenada al origen. En otras regiones y tipos de suelos, la intensificación de cultivos

mediante la inclusión de cultivos de cobertura y cereales de invierno en rotaciones basadas principalmente en cultivos de verano (soja y maíz), aumentaron los contenidos de COP_f en relación con las secuencias tradicionales o poco diversificadas (monocultivo) (Duval et al., 2016 a, b). Por lo tanto, esta fracción puede considerarse sensible para detectar diferencias bajo diferentes prácticas de manejo en sitios con diferencias edáficas y climáticas.

Tabla 2: Efecto del uso y manejo del suelo sobre las fracciones orgánica (contrastes ortogonales).

Fracciones orgánicas	Prof.	Natural vs Agrícolas	Rotación vs Monocultivo
COS	0-5	***	*
	5-10	**	ns
	10-20	*	ns
	0-20	***	ns
COP _f	0-5	***	***
	5-10	***	***
	10-20	ns	*
	0-20	***	***
COP _g	0-5	***	ns
	5-10	***	ns
	10-20	***	ns
	0-20	***	ns
COM	0-5	***	***
	5-10	ns	ns
	10-20	ns	ns
	0-20	ns	ns

COS, carbono orgánico total; COP_f, carbono orgánico particulado fino; COP_g, carbono orgánico particulado grueso; COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral. ns: no significativo; (*): $P < 0,05$; (**): $P < 0,01$; (***): $P < 0,001$.

En la Figura 1 se observa que la susceptibilidad de las diferentes fracciones orgánicas a sufrir cambios, está representada por la posición de las tendencias de las distintas fracciones orgánicas en el gráfico. Es decir, cuanto más abajo se encuentre la recta, mayores serán las disminuciones en relación al AN. Por lo tanto, la susceptibilidad a sufrir disminuciones sigue el siguiente orden COP_g>COP_f>COM. A su vez, los cambios relativos de cada fracción orgánica son homogéneos para el caso del COP_g y el COM dado por sus altos coeficientes de determinación, $R^2=0,66$ y $0,92$, respectivamente (Figura 1). Por el contrario, se observó una mayor dispersión de los datos en el COP_f, posiblemente debido a que los cambios en esta fracción son más dependientes de las prácticas de manejo empleadas (monocultivo, rotación, pastura), haciéndolo un indicador sensible para diferenciar prácticas de manejo.

Los cambios relativos de las distintas fracciones orgánicas respecto al COS asociado al uso y manejo del suelo (pastura, rotación y monocultivo) fueron dependientes de la labilidad de cada una de las fracciones orgánicas (Figura 1). Como se mencionó anteriormente, la sensibilidad a disminuciones de las distintas fracciones orgánicas al efecto antrópico, representado por la posición de las tendencias de las fracciones orgánicas, disminuyó en el siguiente orden: $COP_g > COP_f > COM$. Los cambios en la fracción COP_g se distribuyen muy por debajo de COP_f y COM , lo que indica la mayor sensibilidad al uso agrícola en relación al COS. En este caso, pueden ocurrir disminuciones de hasta el 50% del COP_g (ordenada al origen) sin observarse cambios en el COS. Galantini et al. (1992) comparando diferentes sistemas de rotaciones, también observaron marcadas diferencias en el COP (40%) con mínimas diferencias en el COS entre sistemas de rotaciones contrastantes.

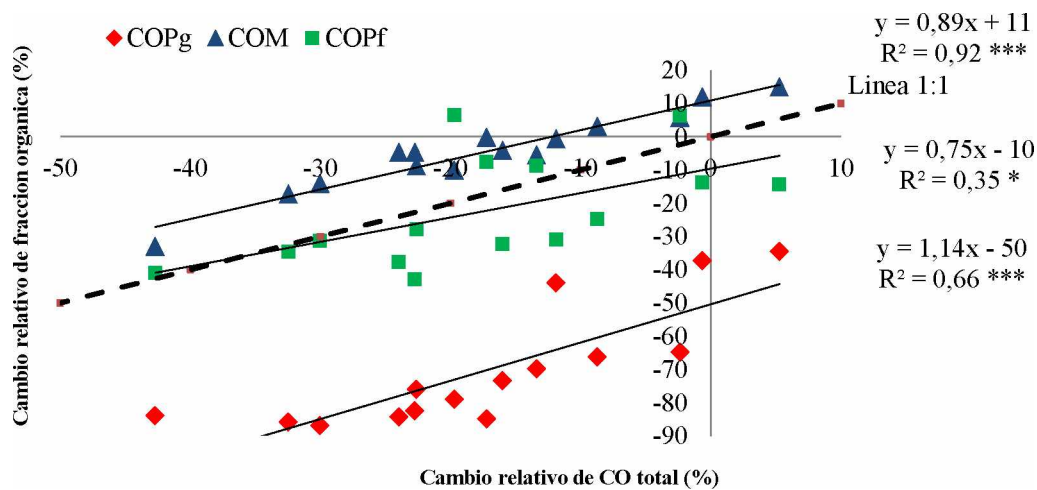


Figura 1: Cambio relativo de cada fracción orgánica del suelo en función de los cambios relativos del CO total en 0-20 cm.

Tabla 3: Efecto del uso y manejo del suelo sobre los niveles de carbono orgánico total (COS) y sus fracciones.

	Prof.	R1	R2	M1	M2	P	AN
COS	0-5	2,67 ab	3,03 b	2,21 a	2,65 ab	3,62 c	3,87 c
	5-10	2,45 ab	2,74 bc	2,16 a	2,60 b	3,10 c	3,06 c
	10-20	2,18 ab	2,39 abc	2,01 a	2,33 abc	2,59 bc	2,66 c
	0-20	2,372 ab	2,639 bc	2,098 a	2,477 ab	2,971 cd	3,066 d
COP _f	0-5	0,362 b	0,471 c	0,261 a	0,253 a	0,485 c	0,570 d
	5-10	0,313 bc	0,406 d	0,241 a	0,267 ab	0,325 c	0,397 d
	10-20	0,263 ab	0,358 c	0,249 ab	0,244 ab	0,221 a	0,301 bc
	0-20	0,300 ab	0,398 c	0,250 a	0,252 a	0,313 b	0,392 c
COP _g	0-5	0,223 a	0,239 a	0,141 a	0,181 a	0,650 b	0,821 b
	5-10	0,109 a	0,105 a	0,102 a	0,116 a	0,309 b	0,479 b
	10-20	0,039 a	0,040 a	0,050 a	0,050 a	0,120 a	0,339 b
	0-20	0,102 a	0,106 a	0,086 a	0,099 a	0,300 b	0,495 c
COM	0-5	2,08 b	2,32 cd	1,81a	2,22 bc	2,48 d	2,48 d
	5-10	2,03 ab	2,23 bc	1,82 a	2,22 bc	2,46 c	2,19 b
	10-20	1,88 a	1,99 ab	1,71a	2,03 ab	2,25 b	2,02 ab
	0-20	1,97 ab	2,14 bc	1,76 a	2,13 bc	2,36 c	2,18 bc

COP_f, carbono orgánico particulado fino; COP_g, carbono orgánico particulado grueso; COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral. Para cada propiedad y profundidad, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0.05$).

Conclusiones

Tanto el COS como sus diferentes fracciones mostraron sensibilidad para diferenciar los suelos bajo sistemas naturales de los cultivados. La sensibilidad o cambio de las fracciones lábiles de C (COP_g y COP_f) fueron mucho mayores que el COM, asociados a los diferentes usos del suelo. Por lo tanto, dichas fracciones pueden ser utilizadas como indicadores del cambio en la acumulación de C por el uso agrícola de los suelos. A su vez, el COP_f resultó más sensible diferenciando también entre sistemas agrícolas: rotación de monocultivo. Teniendo en cuenta estos resultados, se puede inferir que la separación de fracciones orgánicas de labilidad intermedia, como el COP_f, pueden utilizarse como indicadores sensibles para diferenciar manejos agrícolas, sin ser muy influenciadas por la variabilidad temporal y meteorológica.

Bibliografía consultada

- Balota E.; A. Colozzi-Filho; D. Andrade; M. Hungria. 1998. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *Revista Bras. Ci. Solo*. Campinas, San Pablo. 22:641–649.
- Bayer, C.; L. Martin-Neto; J. Mielniczuk; A. Pavinato; J. Dieckow. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-tillage. *Soil Till. Res.* 86(2): 237–245.
- Boehm, M.; D. Anderson. 1997. A landscape-scale study of soil quality in the three prairie farming systems. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 61:1147–1159.
- Bolinder, M.A.; H.H. Janzen; E.G. Gregorich; D.A. Angers; A.J. VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 29–42.
- Calegari A. 2007. Sequestro de carbono, atributos físicos e químicos em diferentes sistemas de manejo em um latossolo argiloso do sul do Brasil. Tese de doutorado em agronomia da Universidade estadual de Londrina Pr-Brasil.
- Duval, M.E.; J.A. Galantini; J.O. Iglesias; S. Canelo; J.M. Martínez; L. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* [131, 11–19](#).
- Duval, M.E. 2015. Contenido, calidad y dinámica de las fracciones orgánicas como indicadores de calidad de suelos bajo diferentes manejos en siembra directa. Tesis Doctorado UNS. 179 pags.
- Duval, M.E.; J.A. Galantini; J.M. Martínez; F.M. López; L.G. Wall. 2016a. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. [Soil & Till. Res. 159, 9–22](#).
- Duval, M.E.; J.A. Galantini; J.E. Capurro; J.M. Martínez. 2016b. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. [Soil & Till. Res. 161, 95–105](#).
- Fontaine, S.; S. Barot; P. Barre; N. Bdioui; B. Mary; I.C. Rumpel. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450: 277–280.
- Galantini, J.A.; R.A. Rosell; A.E. Andriulo; A.M. Miglierina; J.O. Iglesias. 1992. Humification and N mineralization of crop residues in semi-arid Argentina. *Sci. Total Environ.* [117/118: 263–270](#).
- Galantini, J.A.; L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. [Agriscientia 25: 41–55](#).
- Galantini, J.A.; M. Duval; J.O. Iglesias; H. Krüger. 2014. Continuous Wheat in Semiarid Regions: Long-term Effects on Stock and Quality of Soil Organic Carbon. *Soil Sci.* [179, 284–292](#).
- Pittelkow C., X. Liang, B. Linquist, K. Van Groenigen, J. Lee; M. Lundy; N. Van Gestel, J. Six, C. Van Kessel. 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517: 365–368.
- Purakayastha, T.J.; L. Rudrappa; D. Singh; A. Swarup; S. Bhadraray. 2008. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize–wheat–cowpea cropping system. *Geoderma* 144: 370–378.
- Rasse, D.P.; C. Rumpel; M.F. Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269 (1–2): 341–356.
- RIAN 2010. Boletín mensual. Red de información agropecuaria Nacional- Área del Centro Regional Buenos Aires del INTA.
- Sainz Rozas, H.; H. Echeverría; M. Eyherabide; M. Barraco; G. Ferraris; H. Angelini. 2012. Niveles de boro disponible en suelos de la Región Pampeana. En: XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Sasal, M.C.; M.G. Castiglioni; M.G. Wilson. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil Till. Res.* 108(1), 24–29.
- Tisdall, J.M.; J. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33(2): 141–161.
- Terra J.A.; F. García-Prechac; L. Salvo; J. Hernández. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. In: Horn, R.; H. Fleige; S. Peth; X. Peng (Eds.). *Sustainability – Its Impact on Soil Management and Environment*. *Adv. Geocol.* 38: 233–241.
- von Lützw, M.; I. Kögel-Knabner; K. Ekschmitt; H. Flessa; G. Guggenberger; E. Matzner; B. Marschner. 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39: 2183–2207.

El carbono orgánico del suelo fácilmente oxidable

Fabiana Limbozzi y Juan A. Galantini

La materia orgánica del suelo es sensible a los cambios de manejo y del estado del suelo. Detectar el efecto de dichos cambios requiere muchos años, razón por la cual resulta de interés el estudio de las fracciones orgánicas lábiles. El carbono oxidable con permanganato, método de aplicación reciente, deviene en una alternativa para su cuantificación en forma simple, rápida, económica y ambientalmente amigable.



El incremento de la población humana está generando una mayor presión sobre los recursos, en particular el suelo, con consecuencias directas sobre los procesos de degradación en diversas regiones del mundo. Esta situación es crítica debido a que los suelos llevan a cabo una serie de procesos esenciales, incluyendo el rol de soporte para la producción de fibras y alimentos, influenciando la calidad del aire a través de su interacción con la atmósfera y sirviendo como un medio para el almacenamiento y la purificación del agua (Wienhold et al., 2004). Los suelos pueden, de hecho, constituir la principal fuente o sumidero de dióxido de carbono dependiendo de su uso y de su manejo (Lal, 2011). Es por ello que es un recurso estratégico, donde el cuidado y protección de su estado son esenciales. En las últimas décadas se han incorporado los conceptos de calidad y salud del suelo, si bien generando cierto grado de polémica dentro de la comunidad científica, en parte debido a la complejidad del tema cuando se quiere realizar evaluación de la calidad suelo (Karlen et al., 2008).

La Sociedad de la Ciencia del Suelo de Estados Unidos definió la calidad del suelo como “la capacidad de un tipo específico de suelo de funcionar con límites naturales o de manejo para sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del agua y del aire y resguardar la salud humana y el hábitat (Wienhold et al., 2004). La calidad de un suelo depende de su composición natural o inherente, la cual es función de sus materiales geológicos y de sus variables o factores de estado, como el material parental y la topografía. Los atributos de calidad inherente, tales como la mineralogía y la distribución del tamaño de partículas, usualmente sufren pocos cambios a través del tiempo. Por otra parte, la caracterización de los suelos para la producción de cultivos no puede ser evaluada independientemente de ciertos factores extrínsecos tales como el clima, la topografía y los parámetros hidrológicos relacionados.

La calidad del suelo para propósitos agrícolas ha sido un tópico evaluado a lo largo del tiempo, siendo reconocida la importancia del conocimiento de sus tipos y propiedades especialmente debido a la magnitud de los efectos de su degradación y a la necesidad de implementar prácticas de manejo sostenibles en los agroecosistemas (Carter, 2002). En ese sentido, a fines de la década de los '80 la atención comenzó a cambiar de la agricultura de erosión y producción hacia la agricultura sostenible, la salud ambiental y la preservación de los recursos del suelo y en los años siguientes el concepto de calidad de suelos fue promovido en reuniones científicas y desarrollado en diversas publicaciones (Wienhold *et al.*, 2004).

A su vez, la calidad del suelo consta de una parte dinámica, conformada por aquellas propiedades que pueden sufrir cambios a través de períodos de tiempo relativamente cortos en respuesta al uso y el manejo humano y están fuertemente influenciados por las prácticas agronómicas. Entre los parámetros incluidos en esta componente se encuentran la materia orgánica del suelo (MOS) y sus fracciones (Carter, 2002)

Indicadores de la calidad del suelo

Larson y Pierce (1991), así como Doran y Parkin (1994), sugirieron la selección de un conjunto de datos mínimo de parámetros del suelo que podrían ser usados para expresar la “salud” del mismo. El primer paso en este sentido, es la identificación de parámetros que son aplicables a muchos tipos de suelo. Estos deberían tener relativamente pequeñas fluctuaciones a corto plazo y ser sensibles a la influencia de las prácticas de manejo. Así surgieron los indicadores de la calidad de suelo, los cuales se conciben como una herramienta de medición que debe ofrecer información sobre las propiedades, los procesos y las características del mismo así como sobre cambios y tendencias (Astier *et al.*, 2002 y Dumanski *et al.*, 1998 en García *et al.* 2012). Muchas veces resulta de mayor interés la combinación de estos “Indicadores” en “Índices” que reflejen alguna función del suelo, es decir, que sean “Índices Funcionales” (Toledo *et al.*, 2013, Duval *et al.*, 2016; Martínez *et al.*, 2017).

La materia orgánica como indicador

La materia orgánica en suelo es el mayor y más dinámico reservorio de carbono sobre la Tierra y, por lo tanto, un factor clave en el ciclo de carbono total. Comprender su naturaleza y

reactividad sobre los cambios ambientales ha devenido de extrema importancia para definir e incluso predecir el rol de los suelos como fuente y sumidero de carbono y el manejo sostenible del recurso del suelo (Cerli et al., 2012).

Bajo manejos conservacionistas, la MOS se incrementa, relacionándose positivamente con la conservación de la estructura de los suelos, el ciclo de nutrientes y el secuestro de carbono mientras que el manejo agrícola intensivo promueve la liberación de carbono hacia la atmósfera, la pérdida de nutrientes y la disminución de la fertilidad (Ginebra Aguilar et al., 2015).

La materia orgánica de un suelo (MOS) y sus propiedades asociadas son probablemente los indicadores de la calidad de suelo más ampliamente reconocidos (Gregorich et al, 1994).

Puesto que involucra y relaciona muchas propiedades químicas, físicas y biológicas, la MOS es considerada como un atributo clave no solo de la calidad del suelo sino también de la calidad ambiental. Los atributos de la calidad de suelo pueden ser definidos como una propiedad medible del suelo que influye sobre la capacidad del mismo para realizar una función específica. En muchos casos, la propiedad específica puede ser muy difícil de medir directamente, de modo que se utiliza un indicador para servir como una medida indirecta y práctica del atributo (Carter, 2002).

Determinación de la Materia Orgánica del Suelo

Desde los primeros trabajos en la década del '30 realizados por Walkley y Black (1934) se comenzaron a plantear diferentes metodologías para la determinación de la MO del suelo (Rosell et al., 2001).

A través de los años se efectuaron ensayos con diversos reactivos y métodos; por ejemplo, Islam y Weil (1997) evaluaron la extracción con antrona mostrando que después de un corto tratamiento con microondas, era un buen predictor de la calidad de suelos. Otros métodos colorimétricos han sido descritos en la literatura pero cada uno de ellos tiene sus propias limitaciones en lo que concierne a su complejidad, toxicidad, reproducibilidad y sensibilidad frente a las prácticas de manejo que afecta a la calidad del suelo (Weil et al.). Una recopilación más detallada de los métodos disponibles para la determinación de C en suelos y sedimentos puede encontrarse en un Schumacher (2002). Por otra parte, con el advenimiento

de la tecnología electrónica, se ha avanzado en la determinación del CO por combustión mediante analizadores (Ej. LECO, Corp. CHN Analyzer).

Paralelamente a este desarrollo, ha ido creciendo el interés de los científicos, productores y extensionistas en la obtención de información sobre la calidad del suelo en base a indicadores más sensibles, que permitan la toma de decisiones en el corto plazo (Weil et al, 2003).

Oxidación con Permanganato de Potasio

En soluciones neutras o ligeramente alcalinas, el permanganato hidroliza y oxida a los carbohidratos simples, aminoácidos, aminas, amidas de azúcares, así como a los compuestos de carbono que contienen hidroxilos, cetonas, dobles enlaces y compuestos alifáticos. Si bien el permanganato es un oxidante fuerte e inestable, sus soluciones, siendo correctamente preparadas y conservadas, mantienen su estabilidad durante varios meses. Por otra parte no reviste riesgos para la salud y no necesita indicador externo para determinar el punto final en la valoración colorimétrica.

Numerosos ensayos han sido llevados a cabo a fin de determinar las concentraciones óptimas para estimar el contenido de las fracciones del COS que se encuentran relacionadas con ciertas propiedades del suelo como la agregación y la infiltración. En este sentido, Blair et al. (1995) concluyeron que para diferenciar el C activo (oxidable con permanganato) del recalcitrante (no oxidable con KMnO_4) la concentración adecuada del oxidante era 0,333 M. A su vez, encontraron contenidos de C oxidable con permanganato significativamente más altos en suelos no cultivados que en los cultivados. Blair et al. (2001) reportaron que las prácticas de manejo del suelo influyen más al POX-C que al COS total, y desarrollaron a partir de la técnica de oxidación de carbono lábil con permanganato, un Índice de Manejo de Carbono (IMC), que tiene en cuenta los cambios tanto en el C lábil como en el total en los suelos agrícolas, en relación con un sitio de referencia. Esta medición se puede utilizar para monitorear cambios a corto plazo del C, lo que es importante para determinar el efecto de las prácticas de manejo implementadas sobre la captura y dinámica del C en el sistema.

Weil *et al.* (2003) presentaron una completa revisión de las condiciones de aplicación de esta técnica a fin de desarrollar un método rápido, reproducible y seguro para la determinación del carbono “activo” como indicador sensible al efecto del manejo sobre la calidad del suelo y presentaron un protocolo de trabajo evaluando la incidencia de la molaridad de la solución de KMnO_4 utilizada, el tiempo de agitación, el uso de cloruro de calcio como floculante y la

longitud de onda de trabajo. Adicionalmente, los autores efectuaron ensayos para determinar la reproducibilidad entre laboratorios y a campo y la validación de resultados mediante la aplicación de otras técnicas. Como conclusiones consideraron adecuada la utilización de una concentración 0,002 M de KMnO_4 y 0,1 M de CaCl_2 , 2 minutos de agitación y una longitud de onda de trabajo de 550 nm. Estas condiciones de trabajo son utilizadas en la actualidad y su protocolo puede encontrarse en Culman *et al.* (2012).

Evaluando la sensibilidad y la linealidad del método, Gruver (2015) concluyó que el carbono del suelo oxidado durante 2 minutos con permanganato era un indicador sensible de los efectos de manejo. Sin embargo, sostiene que la concentración 20 mM no alcanza a proveer suficiente exceso de MnO_4^- para mantener la linealidad sobre el rango de los niveles de C comúnmente encontrados en suelos agrícolas. Por otra parte, Weil *et al.* (2003) determinaron que el POXC estaba relacionado con ciertas medidas de la actividad microbiana del suelo como el C de la masa microbiana (MBC), la respiración inducida del sustrato (SIR), el C de carbohidratos solubles y el C orgánico total del suelo.

Aplicando el protocolo de Weil *et al.* (2003), Culman *et al.* (2012) concluyeron que el carbono oxidable con permanganato estaba significativamente relacionado con todas las fracciones examinadas. El POXC tuvo una mayor correlación con las fracciones más pesadas y pequeñas del POC que con las más grandes y livianas, lo que sugiere que el POXC puede resultar muy adecuado para realizar un seguimiento de las prácticas de manejo que promueven el secuestro del carbono del suelo, constituyéndose en un indicador útil de la calidad de suelo. La sensibilidad del método y su relativa facilidad de medición, consideran los autores, sugieren que el POXC puede ser usado para evaluar rutinariamente el carbono biológicamente activo del suelo. Yang *et al.* (2012) también encontraron que la fracción de carbono oxidable con permanganato es más sensible a los cambios en los cultivos o en las prácticas de manejo que el carbono orgánico total per se.

Consideraciones finales

La necesidad de la conservación de los recursos genera una demanda de herramientas adecuadas que permitan en forma rápida, simple y segura conocer el estado del sistema.

La oxidación con Permanganato de Potasio es una técnica que reúne estas condiciones, que debe ser evaluada en condiciones de los sistemas productivos del SO bonaerense para verificar su sensibilidad y potencialidad a las condiciones locales.

Bibliografía consultada

- Alper, P. 1938. An accurate wet-combustion method for the determination of carbon in soils. *The Journal of Agricultural Science*, 28(2), 187-196.
- Blair, G.J., Lefroy, R. D. B., and Lisle, L., 1995. Soil carbon fractions, based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research* 46 1459-66.
- Carreira D. A.y M. M. Ostinelli, 2010. Carbono orgánico del suelo por Walkley y Black evaluación de dos escalas de trabajo XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo - Rosario - [31 de mayo al 4 de Junio](#)
- Carter, M. R., 2002. Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic Matter and Aggregation Interactions that Maintain Soil Functions *Agronomy Journal* 94: 38-47
- Cerli, L. Celi, K. Kalbitz, G. Guggenberger, K. Kaiser, 2012. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil — Testing for proper density cut-off and dispersion level. *Geoderma* 170: 403–416
- Duval M.E.; J.A. Galantini; J.M. Martínez; J.O. Iglesias. 2016. Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. [Ciencia del Suelo 34\(2\) 197-209](#).
- Friedemann, T.E. and A. Kendall, 1929. The determination of carbon and carbon dioxide. *J. Biol. Chem.* 82:45-55
- Ginebra Aguilar, M. et al (2015) Carbono lábil como un indicador de cambios en dos suelos bajo diferentes usos. *cultrop vol.36, n.3 .pp. 64-70*
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A, Monreal, C.M. & Ellert, B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 74, 367–385.
- Gruver J. 2015. Evaluating Sensitivity and Linearity of a Permanganate-Oxidizable Carbon Method. *Comm. Soil Sc. & Plant Anal.* 46:490–510
- Hall, A.F, N.H.J. Miller y N. Marmu, 1906. The estimation of carbon in soils and kindred substances. *J. Chem. Soc., Trans.*, 89, 595-597.
- Islam, K.R., R.R. Weil. 1997. Stability of soil quality indices across seasons and regions. *Agronomy Abstracts*. ASA, Madison, WI. 215 pp.
- Karlen, D. L., S. S. Andrews, B.J. Wienhold and T. M. Beck, 2008. Soil Quality Assessment: Past, Present and Future *Journal of Integrative Biosciences* 6:1
- Lal, R. 2011. Sequestering carbon in soils of agroecosystems. *Food Policy* 36:533-539
- Lal, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security'', *Science*, vol. 304, no. 5677, 6 de noviembre de 2004, pp. 1623- 1627
- Martínez J.M., J.A. Galantini, M.E. Duval, F.M. López. 2015. Indicadores edáficos de la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste Bonaerense. [Ciencias Agronómicas \(FCA-UNR\) 26: 23-31](#)
- Scharlemann, JPW, E. Tanner, R. Hiederer & V. Kapos. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool, *Carbon Management*, 5:1, 81-91
- Schollenberger, C. J., 1927. A rapid approximate method for determining soil organic matter. *Soil Science: Volume 24 - Issue 1 - pp 65-68*
- Schumacher, B. A., 2002. Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. EPA NCEA-C- 1282 EMASC-001
- Toledo M., J.A. Galantini, S. Vazquez, E. Ferreccio, S. Arzuaga, L. Giménez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ciencia del Suelo* [31\(2\) 201-212](#).
- Walkley A, Black I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- Walkley A., 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil. Effect of variations in digestion conditions and inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263
- Weil, R.R.; Islam, K.R.; Stine, M.A.; Gruver, J.B. y Samson-Liebig, S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *Am. J. Alternative Agric.* 18: 3–17
- Wienhold, BJ, Andrews SS, Karlen DL, 2004. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA *Environ Geochem Health.* 26 (2-3):89-95.
- Yang, X Weidong Ren, Benhua Sun, Shulan Zhang, 2012. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. *Geoderma* 177–178 49–56

Indicadores de calidad en suelos con trigo bajo siembra directa

Juan Manuel Martínez; Fernando López; María Rosa Landriscini; Matías Duval; Juan A. Galantini

En los suelos agrícolas la calidad está dada por su potencial para permitir el desarrollo de los cultivos, sin causar degradación del suelo ni deteriorar el ambiente. Algunas propiedades físicas, químicas y biológicas pueden ser buenos indicadores aunque no siempre universalmente aplicable.



La calidad del suelo

Actualmente resulta necesario contar con información científica que permita seleccionar indicadores adecuados para desarrollar índices a fin de evaluar correctamente la calidad de los suelos (CS) (Duval et al., 2013). La CS se define como la capacidad para funcionar dentro de ciertos límites del ecosistema (Toledo et al., 2013; Martínez et al., 2016a), sustentar la productividad biológica, mantener la calidad del agua y del aire, además de promover la salud de plantas, animales y humanos (Doran & Parkin, 1994; Karlen et al., 1997). Con respecto al nivel productivo, una deseable calidad de suelos se refiere a una alta productividad sin degradación del suelo o el ambiente (Govaerts et al., 2006). En los suelos agrícolas la calidad estará dada por su potencial para permitir el desarrollo de los cultivos, sin causar degradación del suelo ni deteriorar el ambiente. Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden ser buenos indicadores de CS aunque la mayoría no son universales, y son variables con el ambiente y características edáficas bióticas y abióticas (Shukla et al., 2005). Los indicadores de CS más efectivos probablemente varían acorde a la región, clima y sistema de producción (Parr et al., 1992). Sin embargo, debido a la imposibilidad de considerar todas estas propiedades juntas, es necesario hacer una selección de los indicadores más importantes. En tal sentido, la materia orgánica del suelo (MO), principalmente, sus fracciones más lábiles, como la MO particulada (MOP) y los carbohidratos- se consideran importantes indicadores tempranos de la CS y de la sustentabilidad (Duval et al., 2013).

La MO es una propiedad relativamente sencilla de medir y al mismo tiempo, se puede caracterizar de muchas maneras diferentes. Gregorich et al. (1994) y Bolinder et al. (1999) han sugerido que la MO puede ser apropiada para evaluar cambios en CS pero además hay que considerar otra serie de propiedades relacionadas que podrían llegar a estar más

estrechamente vinculadas con funciones específicas que modifican la CS. Dichos autores sugieren incluir, al carbono orgánico (CO) particulado (COP), fracciones livianas de N, carbono y nitrógeno (N) mineralizable, biomasa microbiana, carbohidratos y enzimas del suelo.

Diferentes autores han definido una serie de requisitos o pautas específicas que deben cumplir los parámetros evaluados para ser considerados indicadores. Según Dalal (1998) supone que un buen indicador debe medir una o más funciones del suelo; ser lo suficientemente sensible para reflejar los cambios debidos a perturbación, restauración o manejo; facilitar la referencia de valores críticos o umbrales; ser fácilmente interpretables; ser fácil y barato de obtener analíticamente.

El cultivo de trigo es la base de los sistemas productivos en una amplia región del Sudoeste bonaerense (Martínez et al., 2012, 2015). En las regiones semiáridas y subhúmedas, la principal limitante productiva es la disponibilidad de agua debido a la variabilidad de las precipitaciones. Además, la intensificación de la agricultura en los últimos años ha ido en detrimento del contenido de MO, afectando aún más los factores de producción. En estos casos, es necesario conocer cuáles son las propiedades edáficas tendientes a maximizar la producción, logrando una mayor sostenibilidad de los sistemas.

Debido a que muchas de las propiedades edáficas que contribuyen a explicar el rendimiento del cultivo se encuentran altamente correlacionadas, es necesario llevar a cabo una evaluación mediante métodos estadísticos que consideren todas estas variables simultáneamente y la correlación entre ellas (Bredja et al., 2000; Landriscini et al., 2015), permitiendo establecer cuáles son aquellas propiedades que maximizan el rendimiento. El análisis de componentes principales (CP) construye nuevas variables no correlacionadas o componentes principales, basándose en la matriz de correlación. Esta técnica examina todos los datos en un espacio de menor dimensión al espacio original de las variables, identificando las propiedades más sensibles en los tratamientos estudiados.

En el sudoeste bonaerense donde los recursos -como el agua disponible- son limitados, se desconocen en detalle cuáles son los indicadores que permitan observar el efecto de la agriculturización y de la siembra directa (SD) sobre la productividad de estos suelos. El objetivo de este trabajo fue evaluar diferentes indicadores químicos, físicos y biológicos de la CS asociados a la productividad del trigo y determinar cuáles son los más importantes en suelos bajo SD del sudoeste bonaerense.

Aspectos metodológicos

Durante los años 2010 y 2011 se muestrearon 27 lotes de productores destinados al cultivo de trigo bajo SD, situados en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires, en lo que comprende la región semiárida bonaerense. Las características de los sitios y lotes se encuentran en la Tabla 1. Los suelos se muestrearon en 0-20 cm al momento de la siembra del cultivo en tres puntos de muestreo georeferenciados en un radio de 50 m, en cada uno de los lotes. En cada punto de muestreo se tomó una muestra compuesta de suelo (15-20 submuestras). Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron por 2 mm. Luego, se evaluó como indicadores químicos: carbono orgánico total (COT) por combustión seca con analizador automático (Leco), N total (Nt) del suelo (Bremner & Mulvaney, 1982), pH y fosforo extraíble (Pe, Bray & Kurtz, 1949). Con respecto a los indicadores físicos se analizó: contenido de agua del suelo al momento de la siembra (AS) y granulometría por tamaño de partículas por fraccionamiento físico del suelo (Duval et al., 2013), obteniendo las fracciones: arenas y limo+arcilla. Como indicadores biológicos se evaluó: N potencialmente mineralizable medido como N anaeróbico (Nan) (Martínez et al., 2017), carbono orgánico particulado grueso (COPg, > 100 micrones) y particulado fino (COPf, < 53 micrones) (Duval et al., 2013), e hidratos de C (CH) totales y solubles (CHt y CHs, respectivamente) (Puget et al., 1999). Al final del ciclo se obtuvieron 2 muestras compuestas de 2 m lineales trigo, para estimar el rendimiento de grano.

El análisis estadístico se basó en el uso de componentes principales (CP) utilizando a todos los indicadores químicos, físicos y biológicos como variables; y al rendimiento en grano como variable de clasificación. Se seleccionaron todos los CP > 1 y dentro de cada uno se seleccionó a las variables con los mayores autovectores y aquellas en que la distancia con era hasta un 10% con respecto a la más elevada (Li et al., 2013). El análisis estadístico se realizó con el software Infostat (Di Rienzo et al., 2013).

Resultados y discusión

Los suelos evaluados tuvieron un nivel de MO en el rango 16 a 27,4 g kg⁻¹. El pH fue de ligeramente ácido a neutro (6,1- 7,2), condición típica de los suelos de la región (Landriscini et al., 2015). La concentración de Pe de los suelos, en general se encontró por encima del límite de 10 mg kg⁻¹ para la en 0-12 cm, establecido por Ron & Loewy (1990), salvo en el sitio P donde se reportaron menores valores promedios (6,9 mg kg⁻¹). Los rendimientos del

trigo oscilaron entre 1882 kg ha⁻¹ y 3469 kg ha⁻¹ con un promedio de 2445 kg ha⁻¹. Los mayores rendimientos se hallaron en el sitio P, mientras que los menores en CR (Figura 1).

Tabla 1. Características generales y climáticas de los sitios seleccionados.

Sitio	n	Clasificación Taxonómica	Cultivo antecesor %	Temperatura			Pp.	
				media	máx	mín	Anual	Ciclo
				°C			mm	
García del Río (GR)	2	Haplustol Típico	Avena (50); Soja (50)	14,9	21,3	8,5	690	353
Las Oscuras (LO)	17	Argiustol Típico	Trigo (60); Arveja (20); Maíz (20)	15,0	21,4	8,6	669	317
Cnel. Rosales (CR)	4	Haplustol Entico	Cebada (100)	14,9	21,3	8,6	664	285
Cnel. Pringles (P)	4	Haplustol Típico	Trigo (60); Cebada (20); Mijo(20)	14,8	21,1	8,4	686	331

n, número de lotes por sitio. Cultivo antecesor, % de cada cultivo antecesor en los n lotes por sitio; Pp. Precipitaciones. Ciclo, precipitaciones durante el ciclo del cultivo

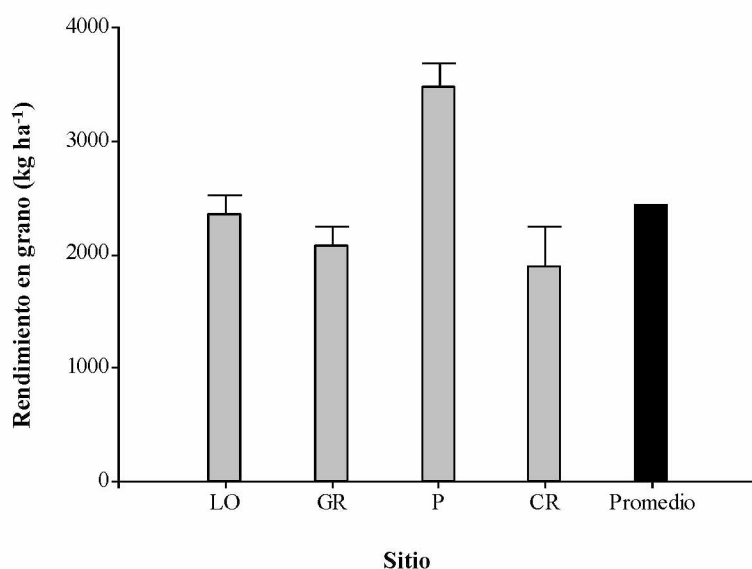


Figura 1. Rendimientos promedios (kg ha⁻¹) de trigo por sitio y promedio de todos los sitios. Barras verticales indican desvío estándar en cada sitio.

El análisis de CP permitió explicar un 77% de la variabilidad total en el rendimiento en grano (Tabla 2), agrupando los primeros cuatro CP con autovalores > 1. Dentro de las variables seleccionadas como indicadores de calidad encontramos al contenido de arena, CHt y CHs para CP1; Nt, pH, arena y limo+arcilla en CP2, Pe en CP3 y COPg en CP4.

La selección de 4 CP con autovalores > 1 es dada por la elevada variabilidad de las propiedades químicas físicas y biológicas en los diferentes lotes evaluados (Li et al., 2013) sumado a la variabilidad obtenida en los rendimientos de trigo, característico de la región

semiárida. Dentro de los indicadores seleccionados el más importante en el caso del CP1 fueron los CHs, siendo el indicador de calidad más importante para estos suelos con trigo. Esta es una fracción altamente lábil y sensible por las prácticas de manejo (Duval et al., 2013; Martínez et al., 2016b). Además, Angers et al. (1993) sugirieron que existe un enriquecimiento de CH en la MO bajo el sistema SD, por lo que sería importante cuantificarlos bajo este sistema de labranza. En el CP2 se encontró a las fracciones granulométricas y al pH. Estos resultados coinciden a los hallados con Li et al. (2013), quienes concluyeron que todos los factores que regulan el agua, los nutrientes y la absorción de nutrientes por el cultivo, son importantes indicadores de la calidad de suelos. En este caso la condición textural y el pH cumplen una parte importante sobre el agua y la disponibilidad de nutrientes. Por su parte, Schoenholtz et al. (2000) concluyeron que la textura es el indicador de calidad más importante.

Tabla 2. Análisis de componentes principales con los indicadores para rendimiento de trigo.

	Rendimiento de trigo			
	CP1	CP2	CP3	CP4
Autovalores	4,59	2,02	1,5	1,16
Proporción de Varianza	0,38	0,17	0,12	0,1
Varianza acumulada	0,38	0,55	0,68	0,77
Variables	Autovectores			
COT	0,32	-0,03	0,31	0,24
Nt	0,30	-0,35	-0,002	0,08
pH	-0,03	<u>0,38</u>	-0,35	0,35
Pe	0,02	-0,24	<u>0,55</u>	0,44
AS	0,33	0,30	-0,06	-0,03
Arenas	<u>-0,35</u>	<u>-0,39</u>	-0,17	-0,03
Limo+arcilla	0,34	<u>0,39</u>	0,16	0,02
COPg	0,01	-0,13	-0,43	<u>0,68</u>
COPf	0,34	0,03	-0,37	-0,13
Npm	0,27	-0,34	-0,17	-0,36
CHt	<u>0,36</u>	-0,06	0,12	-0,01
CHs	<u>0,38</u>	-0,33	-0,22	0,09

Subrayados, se indican las variables con mayores autovectores por cada CP generado.

Para el CP3 se halló al Pe y esto puede ser explicado por la influencia de los indicadores en el CP2, que regulan la disponibilidad del fósforo. Mientras, que en el CP4 con menor explicación de la variabilidad total se encontró al COPg, debido a que en estas regiones debido a la erraticidad de las precipitaciones, existe mucha variabilidad en los aportes de C lábil de los residuos de cultivos y generalmente son escasos, en eso radica esa menor importancia en el rendimiento. Esto demuestra que a pesar de ser un indicador sensible e importante para otros suelos (Duval et al., 2013), en este caso debido a la baja explicación de la variabilidad total, no sería un indicador de la calidad de suelo importante, aunque debería

seleccionarse si se buscara un set mínimo de datos para evaluar la calidad del suelo. Estos resultados indican que evaluar la calidad en suelos con estas condiciones, los indicadores serían: CHS, CHt, contenido de arena y limo+arcilla; pH y Pe; COPg.

Conclusiones

Se pudo detectar a los CHs como indicador biológico principal de la calidad de estos suelos con trigo. Otros indicadores importantes fueron la condición textural y el pH, dado que son reguladores del agua en el suelo y la disponibilidad de nutrientes para el trigo. Las fracciones más lábiles del C no fueron indicadores de gran importancia por la variabilidad en los aportes de fracciones lábiles por los residuos de cultivos en esta región.

Existe una falta de información sobre los indicadores de calidad de suelos en este ambiente, donde los rendimientos de los cultivos son muy variables y por lo tanto, los aportes de fracciones lábiles por los residuos resultan en general, escasos y dependientes de las condiciones climáticas del año. Sería importante incluir estos indicadores en la confección de índices funcionales del sistema que permitan explicar en mayor medida la variabilidad de los factores estudiados.

Bibliografía consultada

- Angers D.A.; N. Bissonnette; A. Logbre; N. Samson. 1993. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.* 73, 39-50.
- Bolinder M.A.; D.A. Angers; E.G. Gregorich; M.R. Carter. 1999. The response of soil quality indicators to conservation management. *Can. J. Soil Sci.* 79, 37-45.
- Bray R.; L. Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59, 39- 45.
- Bredja JJ; T.B. Moorman; D.L. Karlen; T.H. Dao. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: I. Central and southern high plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 2115-2124.
- Bremner A.E.; C.S. Mulvaney. 1982. Total nitrogen. In: *Methods of soil analysis, Part 2*, Page, C et al. (Eds). American Society of Agronomy and Soil Science Society of American Journal. Madison, WI. Pp. 595-624.
- Dalal R. 1998. Soil microbial biomass-what do the numbers really mean? *An. Prod. Sci.* 38 649-65.
- Doran J.W.; B.T. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Doran, JW et al.(Eds.). Soil Science Society of America. Madison, WI. Pp. 3-21.
- Duval M.E.; J.A. Galantini; J.O. Iglesias; S. Canelo; J.M. Martinez; L. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131, 11-19.
- Govaerts B.; K.D. Sayre; J. Deckers. 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize in the highlands of Mexico. *Soil Till. Res.* 87, 163-174.
- Gregorich E.G.; M.R. Carter; D.A. Angers; C.M. Monreal; B.H. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 75, 367-385.
- Karlen D.L.; M.J. Mausbach; J.W. Doran; R.G. Cline; R.F. Harris; G.E. Schuman. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 61, 4-10.
- Landriscini M.; J. Martínez; J.A. Galantini. 2015. Fertilización foliar con nitrógeno en trigo en el SO bonaerense. [Ciencia del Suelo 33, 183-196.](#)
- Li P.; T. Zhang; X. Wang; D. Yu. 2013. Development of biological soil quality indicator system for subtropical China. *Soil & Till. Res.* 126: 112-18.
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M. Landriscini. 2015. Diagnóstico de fertilidad nitrogenada en el SO bonaerense mediante el uso clorofilómetro en trigo. [Ciencia del Suelo 33, 31-43.](#)
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2016a. Indicadores edáficos de la fertilidad asociados a la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense. [Rev. Ci. Agron. XXVI, 23-31.](#)
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2016b. Indicadores de mineralización de nitrógeno en el sudoeste bonaerense: relación con las fracciones orgánicas del suelo. [Rev. Ci. Agron. XXVI: 50-57.](#)
- Martínez J.M.; J.A. Galantini; M.E. Duval; F.M. López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semihumid climate of Argentina: a long-term field study. [Soil & Till. Res. 169, 71-80.](#)
- Martínez J.M.; M.R. Landriscini; J.A. Galantini; M.E. Duval; C.C. Cerda. 2012. Predicción del rendimiento en trigo mediante la utilización del índice de verdor. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Trabajo completo en CD-ROM. 16 al 20 de abril. Mar del Plata, Argentina.
- Parr J.F.; R.I. Papendick; S.B. Hornick; R.E. Youn. 1992. Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture *Amer. J. Altern. Agric.* 7, 5-16.
- Puget P.; D.A. Angers; C. Chenu. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 55-63.
- Ron M.; T. Loewy. 1990. Fertilización fosfórica en trigo en el sudoeste bonaerense. I Modelo de respuesta. *Ci. Suelo* 8, 187-194.
- Schoenholtz S.H.; H.V. Miegroet; J.A. Burger. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manage.* 138, 335-356.
- Shukla, M.K.; R. Lal; M. Ebinger. 2005. Soil quality indicators for reclaimed mine soils in southeastern Ohio. *Soil Sci.* 169, 133-142.
- Toledo D.M.; J.A. Galantini; E. Ferreccio; S. Arzuaga; S. Vazquez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ci. Suelo* 31, 201-212.

Factores que afectan la disponibilidad de fósforo en suelos bajo siembra directa del sudoeste bonaerense

Fernando M. López, Matías Duval, Juan Manuel Martínez, Juan A. Galantini

Muchas veces en suelos bajo siembra directa se observa respuesta a la fertilización con fósforo (P) aún en suelos donde el análisis de P extraíble está por encima de los niveles de suficiencia. En el presente trabajo se analizan varios factores que condicionan la absorción de P edáfico por los cultivos, en suelos bajo siembra directa



El fósforo (P) es un nutriente crítico para la producción de alimentos y uno de los elementos que más comúnmente limitan la productividad primaria (Vitousek et al., 2010; Faucon et al., 2015; Stutter et al., 2015). Recientemente ha aumentado el interés acerca de su dinámica en los agroecosistemas debido a su incidencia en aspectos agronómicos, económicos y ambientales (Damon et al., 2014). En la producción agropecuaria es necesario aumentar la eficiencia de uso de este nutriente, debido a tres causas principales: 1) es un elemento limitante del desarrollo de los cultivos (Dodd & Sharpley, 2015); 2) los reservorios de roca fosfórica son muy escasos (USGS, 2016) y 3) el P incide en la eutrofización de cursos de agua (Bennett et al., 2001). Para ello, es necesario generar un mayor conocimiento de los mecanismos implicados en su disponibilidad para las plantas (Hu et al., 2012; Stutter et al., 2015), que permita un manejo más eficiente de los fertilizantes, evitando su alto costo ambiental (Darilek et al., 2011; Stutter et al., 2012). A partir del cambio de uso y manejo del suelo en el SOB, asociado al incremento del área bajo SD (Schmidt & Amiotti, 2015; Zilio, 2015), es necesario evaluar el estado de las propiedades físicas y la actividad microbiana y enzimática del suelo que podrían afectar la disponibilidad de P para los cultivos. El objetivo de este trabajo fue analizar diferentes factores que afectarían la disponibilidad de P para los cultivos en suelos del SOB con historia bajo SD.

Aspectos metodológicos

El estudio se realizó durante los años 2013, 2014 y 2015, en tres sitios con más de 12 años bajo SD del SOB. Los establecimientos seleccionados correspondían a miembros de la regional Bahía Blanca de la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa

(AAPRESID), ubicados en cercanías de las localidades de Tornquist (TOR), Saldungaray (SAL) y Las Oscuras (LOS).

La evaluación de la disponibilidad de P, propiedades físicas, respiración del suelo (RESP) y actividad enzimática se realizó en los 20 cm superiores del perfil. En cada sitio se tomaron aleatoriamente tres muestras de suelo sin disturbar mediante cilindros de acero de 5 cm de alto y 4,5 cm de diámetro, a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. Las muestras fueron tomadas al momento de la siembra de los cultivos invernales (mayo-junio). Para la evaluación del espacio poroso del suelo se determinó la densidad aparente (DA) por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) y se determinaron los diferentes tamaños de poros a partir de la curva de retención hídrica (Hassink et al., 1993; Klute, 1986). Los tamaños de poros se analizaron en base a la clasificación propuesta por Kay & VandenBygaart (2002). Sobre las muestras secas al aire y tamizadas por 2 mm se determinó el P extraíble (Pe) por el método de Bray & Kurtz (1945). La actividad de microorganismos heterótrofos (RESP) se evaluó mediante la medición de la respiración por un método similar al establecido por Zibilske (1994). Dado que el CO₂ producido de la mineralización de la materia orgánica es producido por la respiración de microorganismos, se presentó como mg C-CO₂ 100 g suelo⁻¹ d⁻¹ (Haynes, 2005). Los datos en todas las tablas y figuras se presentaron como medias y las diferencias fueron probadas por análisis de la varianza (ANAVA). En los casos donde se observó heterocedasticidad se realizó la transformación de las variables con la función logaritmo para el ANAVA y se presentan los datos de las variables retransformadas. Para la comparación de medias se utilizó el test de diferencias mínimas significativas de Fisher, evaluando la interacción entre factores. También se realizó el análisis de correlación de Pearson y regresiones simples para evaluar el grado de asociación entre variables. Los análisis estadísticos se realizaron con el software estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2013).

Resultados y discusión

El Pe en 0-20 cm demostró importantes variaciones entre sitios y años (Tabla 1). En el sitio SAL en particular se observó una gran variación interanual del Pe, probablemente relacionado con las importantes variaciones en las precipitaciones durante el barbecho, muy superiores en el año 2014. No existen trabajos en la región que evalúen el nivel de suficiencia de Pe para trigo bajo SD. Según los resultados obtenidos por Ron y Loewy (1990) en labranza convencional, estos suelos presentarían baja probabilidad de respuesta a la fertilización debido a la concentración de Pe superior a 10,5 mg kg⁻¹ en 0-20 cm. Sin

embargo, coincidiendo con Ron (2012), los productores han observado gran respuesta a la fertilización fosfórica del cultivo de trigo en los suelos y años evaluados (comunicación personal). Debido al posible encubrimiento de la estratificación en el muestreo de 0-20 cm, se procedió a evaluar la estratificación del Pe para los diferentes sitios y años (Tabla 1). En todos los sitios se observaron disminuciones significativas en los niveles de Pe con la profundidad ($p < 0,01$).

Tabla 1. Fósforo extraíble (Pe, Bray y Kurtz I, mg kg⁻¹) para cada año y sitio, según profundidad.

Profundidad (cm)	LOS			SAL			TOR		
	2013	2014	2015	2013	2014	2015	2013	2014	2015
0-20	18,8	13,0	16,0	17,4	38,5	14,1	16,4	21,7	16,9
0-5	38,1 a	30,9 a	34,1 a	55,8 a	75,9 a	42,2 a	42,8 a	46,8 a	37,7 a
5-10	23,6 b	6,7 b	12,5 b	15,6 b	48,2 b	22,2 b	22,9 b	11,7 b	19,0 b
10-15	7,0 c	2,8 c	5,9 c	2,8 c	22,4 c	11,5 c	4,0 c	1,9 c	6,3 c
15-20	5,7 c	1,7 d	3,5 d	1,7 c	6,0 d	4,4 d	2,4 c	0,6 d	4,3 c
5-20	12,1	4,0	7,3	6,7	25,5	12,7	9,8	4,7	9,9

Letras diferentes para cada sitio y año demuestran diferencias entre profundidades ($p < 0,05$). LOS: Las Oscuras; SAL: Saldungaray; TOR: Tornquist.

En todos los sitios, los valores de Pe difirieron significativamente entre profundidades donde: 0-5 > 5-10 > 10-15 ≥ 15-20 cm. Al igual que lo encontrado por otros autores (Kruger, 1996; Calviño et al., 2000; Covacevich et al., 2008), en subsuperficie las concentraciones de Pe fueron muy bajas. Según Kruger (1996) la excesiva estratificación perjudicaría la nutrición de los cultivos en la región semiárida pampeana. Del mismo modo, Deubel et al. (2011) han establecido que en ambientes semiáridos, la captación de nutrientes por las plantas en la capa superficial del suelo está condicionada por la presencia de humedad, por lo que los nutrientes en superficie no serían totalmente aprovechables por los cultivos. Además, la importante acumulación de Pe en los 5 cm superiores del perfil podría provocar una importante pérdida de P del sistema por erosión hídrica o eólica (Bennett et al., 2001). La concentración de Pe en 5-20 cm presentó importantes variaciones entre sitios y años, siendo en el 67% de los casos inferior al nivel de suficiencia. Costa et al. (2010) y Kang et al. (2014) han demostrado que el aumento de la disponibilidad de P en capas subsuperficiales incrementa los rendimientos de grano y la eficiencia de uso del agua de trigo, a través del incremento del desarrollo de raíces en regiones semiáridas. Además, considerando que una estrategia para la agricultura en zonas

semiáridas es aumentar la profundidad de siembra para lograr el contacto de la semilla con la humedad edáfica (Mahdi et al., 1998), la estratificación afectaría más severamente la disponibilidad de P para los cultivos.

La actividad de microorganismos (RESP) también presentó importantes variaciones entre años y sitios ($p < 0,01$). Dilustro et al. (2005) y Berhongaray et al. (2013) ya han reportado importantes cambios en la actividad de microorganismos heterótrofos en áreas geográficas pequeñas, asociados a la variación de la textura del suelo. Esta variación de la RESP en diferentes suelos del SOB bajo el mismo manejo podría tener importantes implicancias en el ciclado de nutrientes, como el P. Al igual que el Pe, la RESP presentó importantes variaciones con la profundidad (Figura 1). Varios autores (Kay & VandenBygaart, 2002; Covacevich et al., 2008; Franzluebbers, 2016) ya han establecido que la estratificación de la MO en suelos bajo SD generalmente es acompañada por una distribución diferencial de los microorganismos en el perfil, lo que afectaría la disponibilidad de nutrientes para los cultivos.

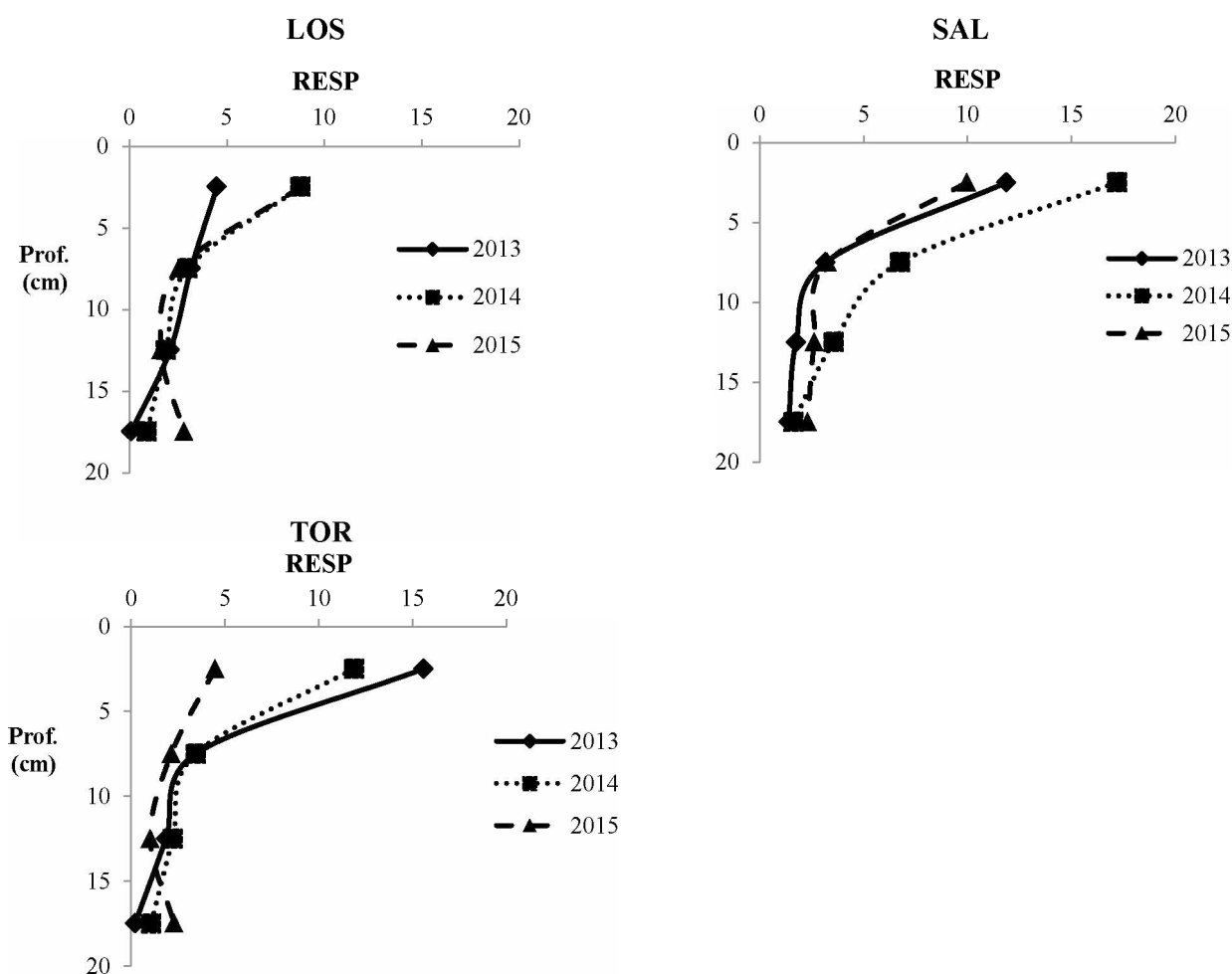


Figura 1. Actividad microbiana (RESP, mg CO₂ 100 g suelo⁻¹ día⁻¹) según profundidad, para cada sitio y año. LOS: Las Oscuras; SAL: Saldungaray; TOR: Tornquist.

En la Tabla 2 se detallan la DA, porosidad total y la distribución por tamaño de poro de cada suelo, según profundidad. Los tres sitios presentaron baja proporción de macroporos en subsuperficie (10-20 cm) y un aumento de los poros de menor tamaño. Al respecto, varios autores han reportado la persistencia de limitantes físicas en subsuperficie en suelos del SOB bajo SD continua (Schmidt & Amiotti, 2015; López et al., 2016) que podría afectar la exploración y respiración radical (Hamblin, 1985; Kay, 1990). Coincidiendo con López et al. (2016) dichas limitantes físicas no pueden ser atribuidas al manejo de SD ya que podrían estar determinadas por el uso y manejo de suelo anterior a la implementación de la SD y la pérdida de materia orgánica. Sin embargo, la persistencia de estas limitantes físicas en subsuperficie en suelos bajo SD podría afectar la disponibilidad de P para los cultivos.

Tabla 2. Densidad aparente (DA, Mg m⁻³), porosidad total (PT) y distribución por tamaño de poro en cada sitio.

Sitio	Prof.	DA	PT	MP	MPg	MPp	mP	μP
LOS	0-5	1,23	0,530	0,235	0,164	0,070	0,196	0,100
	5-10	1,49	0,441	0,147	0,101	0,046	0,193	0,101
	10-15	1,52	0,427	0,126	0,088	0,038	0,175	0,126
	15-20	1,52	0,422	0,093	0,063	0,030	0,190	0,139
SAL	0-5	1,14	0,553	0,190	0,119	0,071	0,233	0,130
	5-10	1,27	0,554	0,179	0,104	0,074	0,221	0,154
	10-15	1,36	0,493	0,129	0,080	0,049	0,189	0,175
	15-20	1,44	0,470	0,095	0,063	0,032	0,180	0,196
TOR	0-5	1,29	0,489	0,139	0,117	0,023	0,177	0,173
	5-10	1,46	0,461	0,103	0,082	0,021	0,164	0,193
	10-15	1,56	0,434	0,056	0,034	0,022	0,166	0,213
	15-20	1,53	0,444	0,045	0,026	0,019	0,185	0,213

LOS: Las Oscuras; SAL: Saldungaray; TOR: Tornquist. MP: macroporos (>30 μm); MPg: macroporos grandes (>60 μm); MPp: macroporos pequeños (60-30 μm); mP: mesoporos (30-0,2 μm); μP: microporos (<0,2 μm).

Para un adecuado desarrollo de los cultivos Pilatti et al. (2012) establecieron que la porosidad de aireación del suelo debería ser mayor de 0,15 m³ m⁻³. En ninguno de los sitios evaluados se observó esa proporción de MP en subsuperficie (10-20 cm). Esta baja proporción de poros de mayor tamaño (MP y mPg) podría afectar la disponibilidad de P para los cultivos, debido a una menor exploración radical. Según Hamza & Anderson (2005) la presencia de limitantes físicas en subsuperficie aumentaría la respuesta a la fertilización de los cultivos. Es probable que la alta respuesta a la fertilización fosfórica en los suelos evaluados esté influenciada por limitantes físicas, a pesar de contar con niveles adecuados de Pe en 0-20 cm. Además, hay

que tener en cuenta que para el análisis de Pe se evalúa el suelo tamizado, por lo que no se tiene en cuenta la estructura y porosidad del suelo y la accesibilidad de los cultivos al P edáfico.

Conclusiones

Los suelos del SOB con historia bajo SD presentarían una importante estratificación del Pe y de microorganismos en el suelo que podría afectar la disponibilidad de P para los cultivos. La fertilidad física de los suelos evaluados, con baja proporción de poros de mayor tamaño (MP y mPg) en capas subsuperficiales (10-20 cm), también podría afectar la accesibilidad de los cultivos al P edáfico. Estos factores podrían explicar la alta respuesta a la fertilización fosfórica en suelos que presentan valores de Pe en 0-20 cm por encima de los niveles de suficiencia. Es necesario generar mayor información que permita mejorar la gestión del P en suelos bajo SD de la región, así como definir nuevos parámetros que permitan evaluar de forma correcta la disponibilidad de P para los cultivos en estos suelos. Para la mejora en el manejo del P y la correcta evaluación de su disponibilidad sería necesaria una mirada sistémica teniendo en cuenta varias propiedades edáficas como la estratificación, el componente orgánico de los suelos y la fertilidad física.

Bibliografía consultada

- Bennett, EMM SR Carpenter & NF Caraco. 2001. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. *BioScience* Vol. 51 No. 3, 227-234.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. En: Klute, A (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Agronomy*. second ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, 363-375.
- Bordoli, JM, Quincke A; Marchessi A. 2004. Fertilización fosfatada de trigo en siembra directa. CD Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná (ER) Argentina
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59, 39-45.
- Costa, SEVGA; ED Souza; I Anghinoni; JPC Flores; FCB Vieira; AP Martins & EVO Ferreira. 2010. Patterns in phosphorus and corn root distribution and yield in long-term tillage systems with fertilizer application. *Soil Till. Res.* 109, 41-49.
- Covacevich, F; H Sainz Rozas; P Barbieri & H Echeverría. 2008. Crecimiento y micorrización arbuscular nativa de trigo en siembra directa bajo distintas formas de colocación de fósforo. *Ciencia del suelo* 26 (2), 169-175.
- Darilek, JL; W Sun & B Huang. 2011. Effect of Moisture Conditions in Rice Paddies on Phosphorus Fractionation in Agriculture Soils of Rapidly Developing Regions of China. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42, 1752-1764.
- Di Rienzo JA; F Casanoves F; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Dodd, RJ & AN Sharpley. 2015. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. *Resources, Conservation and Recycling* 105, 282-293.
- Faucon, M; D Houben; JP Reynoird; AM Mercadal-Dulaurent; R Armand & H Lambers. 2015. Advances and perspectives to improve the phosphorus availability in cropping systems for agroecological phosphorus management. *Adv. Agron.* 134, 51-79.

- Franzluebbers, AJ. 2016. Should Soil Testing Services Measure Soil Biological Activity?. *Agricultural & Environmental Letters*. doi:10.2134/ael2015.11.0009
- García, F.; Fabrizzi, K, Ruffo, M. & P Scarabicchi. 1997. Fertilización nitrogenada y fosfatada de maíz en el sudeste de Buenos Aires. Actas VI Congreso Nacional de Maíz. AIANBA. Pergamino, Buenos Aires, Argentina
- Gupta, SC & RR Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. *Advances in Soil Science*, v.6, 65-100.
- Hamblin, AP. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. *Adv. Agron.* 38, 95-158.
- Hassink, J; LA Bouwman; KB Zwart & L Brussaard. 1993. Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 47-55.
- Haynes, RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Advances in Agronomy* 85, 221-268.
- Kang, L; S Yue & S Li. 2014. Effects of phosphorus application in different soil layers on root growth, yield, and water-use efficiency of winter wheat grown under semi-arid conditions. *Journal of Integrative Agriculture* 13(9), 2028-2039
- Kay, B. D., VandenBygaart, A.J., 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.* 66, 107-118.
- Kay, BD. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Adv. Soil Sci.* 12, 1-52.
- Klute, A. 1986. Water retention: Laboratory methods. En: Klute, A (ed.). *Methods of soil analysis. Part 1. Agronomy Monograph N°9*. Pp. 597-618. American Society of Agronomy y Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Kruger, HR. 1996. Sistemas de labranza y variación de propiedades químicas en un haplustol entico. *Ciencia del Suelo* 14, 53-55.
- Loewy, T. 2002. Estrategias de fertilización fosfórica en la región pampeana argentina. En: Simposio de fósforo: enfoque sistémico de la fertilización fosfórica, 16-18.
- López, FM; ME Duval; JM Martínez & J Galantini. 2015. Cobertura en el sudoeste bonaerense en suelos bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 33 (2) 273-281.
- Mahdi, L; CJ Bellb & J Ryan. 1998. Establishment and yield of wheat after early sowing at various depths in a semi-arid Mediterranean environment. *Field Crops Research* 58, 187-196.
- Pilatti, MA; J De Orellana; SDC Imhoff & A Pires Da Silva. 2012. Actualización de los límites críticos del intervalo hídrico óptimo. *Ciencia del Suelo* 30 (1), 9-21.
- Ron, M. 2012. Gestión del fósforo en sistemas agropecuarios del sudoeste bonaerense. *AgroUNS N°17*, 9-12.
- Ron, MM & T Loewy. 1990. Fertilización fosfórica del trigo en el sudoeste bonaerense: I Modelos de respuesta. *Ciencia del Suelo* 8 (2), 187-194.
- Ron, MM & T Loewy. 2000. Modelo de fertilización nitrogenada y fosforada para trigo en el sudoeste bonaerense, Argentina. *Ciencia del Suelo* 18 (1), 44-49.
- Schmidt, ES & NM Amiotti. 2015. Propiedades edáficas superficiales en sistemas de agricultura de conservación en la región pampeana semiárida sur. *Ciencia del Suelo* 33 (1), 79-88.
- Stutter, MI; CA Shand; TS George; L Dixon; R Bol; RL Mackay; AE Richardson; LM Condron & PM Haygarth. 2015. Land use and soil factors affecting accumulation of phosphorus species in temperate soils. *Geoderma* 257-258, 29-39.
- Stutter, MI; CA Shand; TS George; MSA Blackwell; R Bol; RL Mackay; AE Richardson; LM Condron; BL Turner & PM Haygarth. 2012. Recovering phosphorus from soil — a root solution? *Environ. Sci. Technol.* 46, 1977-1978.
- Zibilske LM. 1994. Carbon Mineralization. In: *Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties*. Weaver et al. (eds.). Soil Sci. Soc. of America Inc., Wisconsin, USA. Pp. 835-863.
- Zilio, J. 2015. Aspectos de calidad de suelos representativos del sur de la provincia de Buenos Aires y efectos de la actividad agropecuaria sobre la misma. Tesis de M.Sc. UNS

Calidad del trigo

El trigo representa una de las alternativas más difundidas en el Sur de la Región Semiárida Pampeana. La variabilidad e irregularidad de las precipitaciones llevan a un manejo más eficiente del cultivo donde la búsqueda de calidad tiene que estar dentro de los objetivos.

Cambios en el contenido de proteína del trigo exportado por Bahía Blanca

Noemi Fritz, Daniel Renzi y Juan A. Galantini

El puerto de Bahía Blanca exporta la producción de trigo del Sur de la provincia de Buenos Aires y Este de La Pampa. Esta región se caracteriza por una marcada variabilidad climática, con fuertes fluctuaciones de los rendimientos, que junto con el escaso uso de fertilizantes nitrogenados, influyen sobre la calidad proteica del trigo.



Trabajo presentado en el VIII Congreso Nacional de Trigo; VI Simposio de Cereales de siembra Otoño-Invernal y II Reunión del Mercosur, 14-16 septiembre de 2016, Pergamino (BA)

La calidad del trigo

El contenido de proteína del grano de trigo es importante ya que determina su aptitud para la panificación, principal destino del trigo exportado, por lo que puede condicionar el precio final de la mercadería.

En las últimas campañas se ha observado una disminución del porcentaje de proteínas en los granos analizados, planteándose interrogantes sobre el efecto del clima, del manejo de la fertilización o de los nuevos materiales genéticos. En este sentido, una evaluación de periodos prolongados permite una visión más real de la tendencia de los cambios en el tiempo. Los datos obtenidos por la Cámara Arbitral de Cereales de Bahía Blanca representan solo una parte de la producción de la región y pueden, en cierta forma, estar influidos por aspectos ligados a la comercialización, entre ellos los cambios en la relación oferta:demanda. Sin embargo, son una gran cantidad de muestras, que representan un volumen significativo de la producción de la región, y poseen una amplia diversidad en cuanto a la procedencia, aspectos que hacen que sea una información útil para ver los cambios en el tiempo.

El objetivo fue evaluar los cambios en el largo plazo del contenido de proteínas de las muestras analizadas por la CAC Bahía Blanca (periodo 1997-2016), agrupándolas por los diferentes orígenes.

Métodos

Se analizaron alrededor de 50000 muestras anuales equivalentes a 1,8 millones de toneladas en promedio por año. La proteína fue realizada mediante equipo NIR y los resultados son en base 13,5% de humedad.

Resultados

El contenido promedio anual de proteína en grano fue 11,09%, con un desvío estándar de 0,91 y un coeficiente de variación del 8,16%. La tendencia general muestra una suave pendiente con una caída anual de 0,019 unidades por año. Sin embargo, las fluctuaciones entre años fueron muy marcadas, mostrando un fuerte efecto de las condiciones climáticas y de manejo sobre los valores obtenidos anualmente. Los valores más altos se obtuvieron en 1997 (13,18%) y 2010 (12,75%) cuando la disponibilidad de agua para el trigo fue muy baja. La evolución de la proteína en grano de trigo se puede dividir en tres periodos con tendencias diferentes pero similares valores medios. El periodo 1997-2003, con una caída de 0,361 unidades en el porcentaje proteico, pero con alta variabilidad ($R^2=0,46$), 2003-2010 con un incremento constante de 0,329 unidades ($R^2=0,95$) y el 2010-2016, con una fuerte disminución anual de 0,436 unidades ($R^2=0,89$), posiblemente acentuada por buena disponibilidad hídrica y desfavorable relación fertilizante:producto.

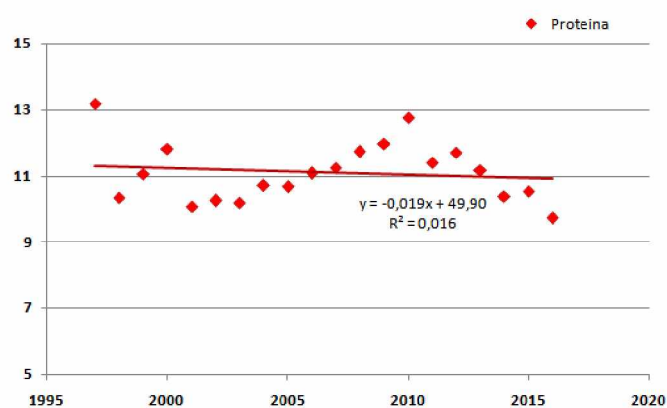


Figura 1: Contenido promedio de proteína de las muestras de trigo exportadas desde Bahía Blanca en el periodo 1997-2016

Desde el punto de vista de su procedencia, no se observó una tendencia definida ni constante a lo largo del tiempo en el contenido proteico que permita definir regiones con diferente calidad. En algunos años las variaciones siguieron una tendencia semejante a las isoietas. El efecto indirecto de la disponibilidad de agua sobre las proteínas puede aumentar o disminuir el rendimiento. En cambio, la alta variabilidad de la mayoría de los años pone de manifiesto un fuerte efecto del manejo, sea rotación o fertilización.

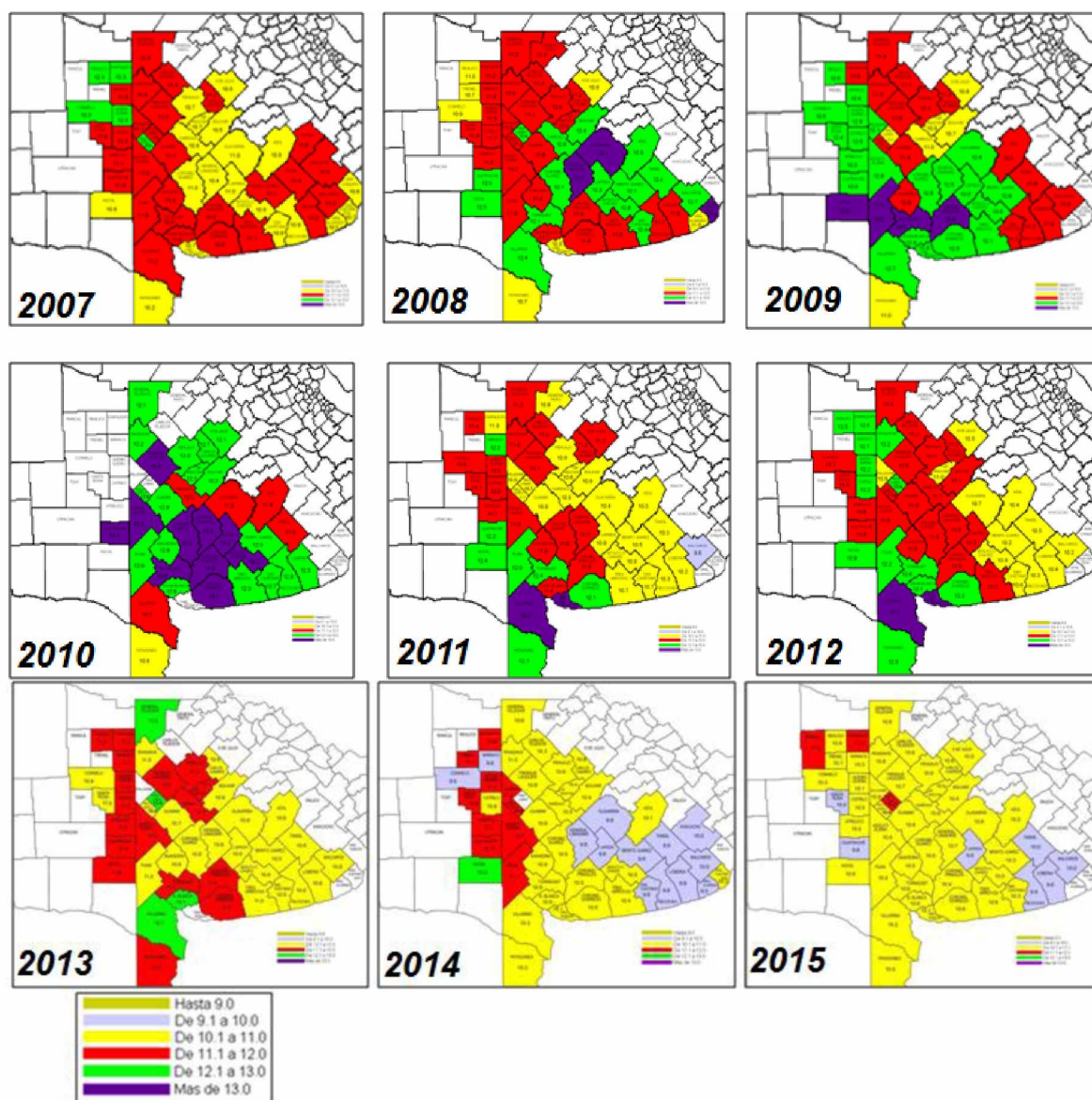


Figura 2: Contenido promedio de proteína de las muestras de trigo provenientes de diferentes partidos en diferentes años

Consideraciones finales

Se puede concluir que dentro del periodo de tiempo analizado no se encontró un efecto adverso en el promedio de proteína de los granos exportados, pero si una alta variabilidad debida a ciclos climáticos y manejo. Los cambios en cada etapa, aumento o disminución, fueron suaves y predecibles. Ante las perspectivas actuales, en cuanto clima y relaciones insumo:producto, sería esperable un cambio en la tendencia.

Bibliografía consultada

- Galantini J.A., J.O. Iglesias, A.M. Miglierina, R.A. Rosell, A. Glave. 1992. Rotación y fertilización en sistemas de producción de la región semiárida argentina. I. Productividad (calidad y rendimiento) del trigo. [Rev. Fac. Agronomía \(U.B.A.\) 13 \(1\) 67-75.](#)
- Galantini J.A., R.A. Rosell, J.O. Iglesias. 1994. Determinación de materia orgánica en fracciones granulométricas de suelos de la región semiárida bonaerense. *Ciencia del Suelo (Argentina)* [12 \(2\) 81-83.](#)
- Miglierina A.M., J.A. Galantini, J.O. Iglesias, R.A. Rosell, A. Glave. 1995. Rotación y fertilización en sistemas de producción de la región semiárida argentina. II. Cambios en algunas propiedades químicas del suelo. [Revista Facultad Agronomía \(U.B.A.\) 15 \(1\) 9-14.](#)
- Landriscini M.R., J.A. Galantini, R.A. Rosell. 1997. Determinación de normas para la aplicación del sistema DRIS en el cultivo de trigo de la región semiárida Bonaerense. [Ciencia del Suelo 15: 17-21.](#)
- Galantini J.A., M.R. Landriscini, R.A. Rosell. 2000. Patrones de acumulación, balance y partición de nutrientes en diferentes sistemas de producción de trigo. [Revista de Investigaciones Agropecuarias \(RIA-INTA\) 29 \(2\) 99-110.](#)
- Galantini J.A. 2001. Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiárida pampeana. [Revista de Investigaciones Agropecuarias \(RIA\) 30\(1\) 125-146.](#)
- Galantini J.A., R.A. Rosell, G. Brunetti, N. Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo* [20 \(1\) 17-26.](#)
- Galantini J.A., L. Suñer, H. Krüger. 2005. Dinámica de las formas de P en un Haplustol de la región semiárida pampeana durante 13 años de trigo continuo. [Revista Investigaciones Agropecuarias \(RIA – INTA\) 34 \(2\): 13-31.](#)
- Fernández R., J.A. Galantini, M.R. Landriscini, A. Marinissen, M. Enrique. 2007. Fertilización con N y S en trigo con distinto antecesor: efecto sobre la nutrición, el rendimiento y la calidad. [Revista Investigaciones Agropecuarias \(RIA\) – INTA 36 \(2\): 29-48.](#)

Fuerza panadera en muestras comerciales de los grupos de calidad

Noemi Fritz, Daniel Renzi y Juan A. Galantini

El nivel proteico del trigo es uno de los atributos más importantes a tener en cuenta desde el punto de vista de la calidad panadera, pero no el único. El gluten húmedo o las propiedades reológicas de las masas brindan información complementaria. La relación entre estos atributos y la variabilidad genotípica o ambiental son aspectos claves en la cadena de valor.



Trabajo presentado en el VIII Congreso Nacional de Trigo; VI Simposio de Cereales de siembra Otoño-Invernal y II Reunión del Mercosur, 14-16 septiembre de 2016, Pergamino (BA)

Calidad panadera

Desde el punto de vista de la calidad panadera, el contenido de proteínas del trigo es uno de los atributos más importantes a tener en cuenta. Sin embargo, por si solo aporta una información parcial. Es así que el gluten húmedo o las propiedades reológicas de las masas, obtenidas por alveógrafo, farinógrafo o ensayo de panificación, brindan información complementaria. Las características más importantes del grano desde el punto de vista de sus usos industriales están determinadas por su genotipo y modificadas por el ambiente, el manejo y la interacción entre ellos.

Una buena caracterización de los granos de trigo le permite a la industria molinera almacenar las distintas partidas por separado, sobre la base de su aptitud para los diferentes usos potenciales. En este sentido, disponer de trigos clasificados es una estrategia interesante para participar en mercados más exigentes en la calidad del grano.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar las relaciones entre la proteína del grano y su calidad panadera, en base al valor de W, teniendo en cuenta las diferencias genéticas de los materiales.

Métodos

Las muestras comerciales de trigo fueron agrupadas en tres categorías basadas en las diferencias 1) del genotipo: Grupo de calidad 1 (GC1), Grupo de calidad 2 (GC2) y Grupo de calidad 3 (GC3), de acuerdo a la clasificación del "Comité de Cereales de Invierno de la

Comisión Nacional de Semillas" (CONASE), y 2) de su calidad en la producción industrial de pan: Proteína (en base 13,5% de humedad) y valor de W (Jules, utilizando un alveógrafo de Chopin). Las muestras analizadas correspondieron al periodo 2004-2015. Se seleccionaron teniendo en cuenta las siguientes características: 1) que fueran muestras puras, o con 2 al 10% de mezcla en algunos casos y 2) se incluyeron diferentes materiales genéticos. Se analizaron más de 4600 muestras de trigo de los Grupos de calidad 1 (GC1), 2 (GC2) y 3 (GC3). Se realizó la prueba alveográfica para determinar el comportamiento de la masa en la fermentación, obteniendo el valor W (fuerza panadera).

Resultados

El análisis estadístico de la proteína en grano y el W fue altamente significativa ($p < 0,0001$) pero mostró una alta variabilidad cuando se consideraron muestras de diferentes años. A pesar de la estrecha relación entre estas dos variables, la predicción del valor de W utilizando el contenido de proteína fue baja ($R^2 = 0,47$)

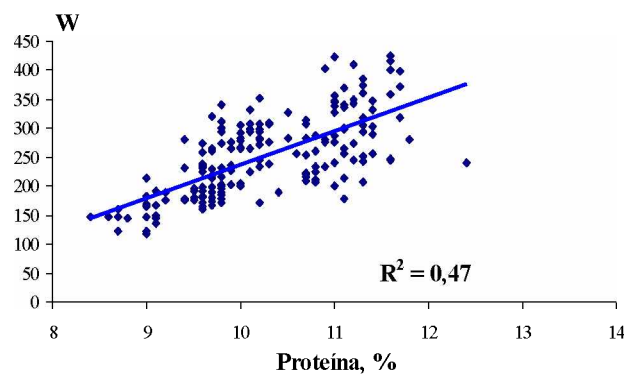


Figura 1. Relación entre la proteína del grano y el W del conjunto de las muestras analizadas.

El análisis estadístico de la proteína en grano y el W mostró diferencias altamente significativas entre GC y entre años, con una interacción GC x Año significativa. La correlación entre estas dos variables. Analizando separadamente los GC se observó para una misma proteína diferencias en el W entre GC, mientras que para lograr un mismo W fue necesario mayor proteína en los GC2 y GC3. El modelo para una mejor estimación del valor de W se obtuvo incluyendo GC y Proteína, según la ecuación:

$$W = -89,9 + 42,5 \text{ Proteína} - 54,8 \text{ GC} \quad (R^2 = 0,64, p < 0,0001).$$

El análisis individual de cada año permitió obtener mejores ajustes, poniendo en evidencia la importancia del ambiente en la relación estudiada. La Figura 2 muestra la relación obtenida entre el W y la proteína en las muestras de los años 2006, 2011 y 2012. Esta relación es semejante en el resto de los años, con mayor o menor ajuste, dependiendo de las características de cada una de las campañas. En todos los casos hay una clara diferenciación entre los Grupos de Calidad 1 y 3, con un comportamiento intermedio y mucho más variable del Grupo 2, es decir, en todos los años la diferencia entre GC1 y GC3 fue clara, mientras que el comportamiento del GC2 fue más variable. No obstante, el análisis de conglomerados puso en evidencia que este último grupo fue más semejante al GC1 que al GC3. Es importante destacar que esta relación está poniendo en evidencia que es posible obtener valores de W adecuados con el GC3, pero con niveles de proteína más alto. Esto indica que el impacto con que la proteína aporta al valor de W es mayor en el GC1, donde con contenidos proteicos menores alcanzan W mayores que el GC3.



Figura 2: Relación entre la proteína y el W en las muestras del año 2006 para cada uno de los grupos de calidad.

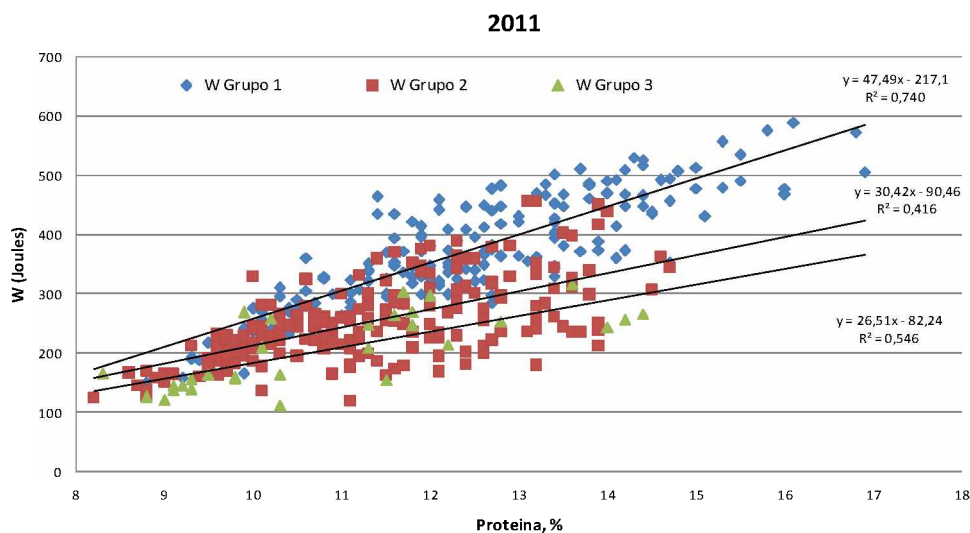


Figura 3: Relación entre la proteína y el W en las muestras del año 2011 para cada uno de los grupos de calidad.

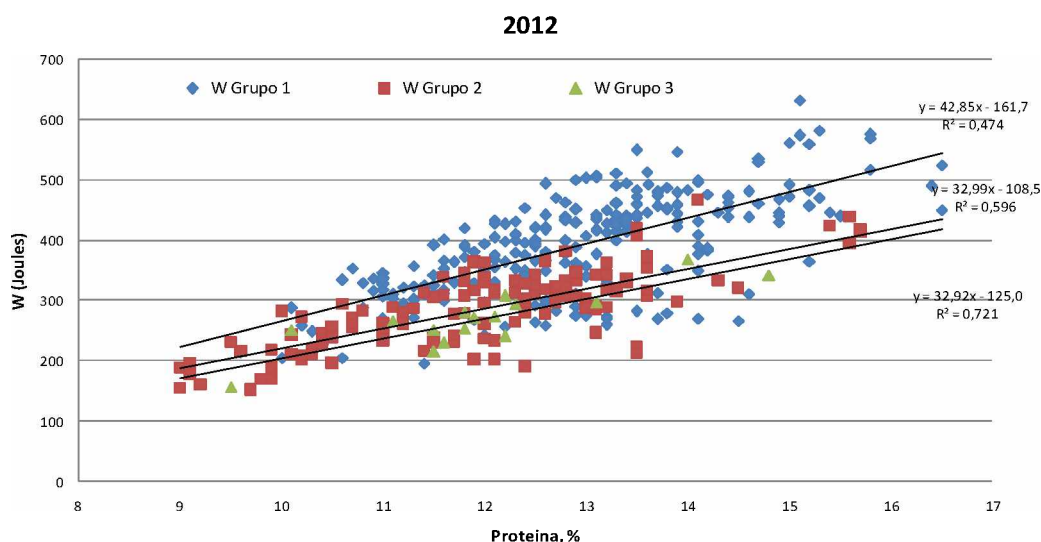


Figura 4: Relación entre la proteína y el W en las muestras del año 2012 para cada uno de los grupos de calidad.

Bibliografía consultada

Horra, A.E. de la, Seghezzo, M.L., Molfese, E., Ribotta, P.D., & León, A.E.. (2012). Indicadores de calidad de las harinas de trigo: índice de calidad industrial y su relación con ensayos predictivos. *Agriscientia*, 29(2), 81-89.

Molfese, ER; Seghezzo, ML; Astiz, V. 2013. Relevamiento de la calidad del trigo pan en lotes de producción del Centro Sur de la Provincia de

Buenos Aires, Argentina. Informe Chacra Experimental Integrada Barrow

Salomón, N, Aldalur, B, Cuniberti, M, & Miranda, R. (2013). Distribución de la calidad del trigo pan argentino utilizando mapas del sistema de información geográfica. *RIA. Revista de investigaciones agropecuarias*, 39(1), 41-50.

Autores

AGAMENONI Raúl	Estación Experimental Agropecuaria INTA Hilario Ascasubi, retirado
AZZOLA Laurine	Estudiante de Francia
BONGIOVANI Julieta	Ing. Agrónoma (UNS)
CAPURRO Julia Ester	<u>Agencia de Extensión Rural INTA Cañada de Gómez</u> capurro.julia@inta.gob.ar
CORONATO María Leticia	Ing. Agrónoma (UNS)
DUVAL Matías Ezequiel	Departamento de Agronomía (UNS) mduval@criba.edu.ar
FORJAN Horacio	INTA Chacra Experimental Integrada Barrow, retirado
FRITZ Noemi	Cámara Arbitral de Cereales de Bahía Blanca, noemicacbb@yahoo.com
GALANTINI Juan Alberto	Comisión Investigaciones Científicas (CIC, BA) CERZOS - Departamento de Agronomía (UNS) juangalantini@gmail.com y jgalanti@criba.edu.ar
GARCÍA Ramiro	Departamento de Agronomía (UNS) ramiro.garcia@uns.edu.ar
GÓMEZ Marisa	CERZOS - Departamento de Agronomía (UNS) manahigomez@gmail.com
IGLESIAS Julio O.	Departamento de Agronomía (UNS) jiglesia@criba.edu.ar
LANDRISCINI María Rosa	CERZOS (UNS-CONICET) mlandris@criba.edu.ar
LIMBOZZI Fabiana	CONICET limbozzi@criba.edu.ar
LÓPEZ Fernando	CERZOS (UNS-CONICET) y Departamento de Agronomía (UNS) Fernandomlopez@live.com
MARTÍNEZ Juan Manuel	CERZOS (UNS-CONICET) y Departamento de Agronomía (UNS) jmmartinez@criba.edu.ar
MINOLDO Gabriela	Departamento de Agronomía (UNS) gminoldo@criba.edu.ar
MOISÉS Juliana	CERZOS (UNS-CONICET)
RENZI Daniel	Cámara Arbitral de Cereales de Bahía Blanca, retirado

RODRÍGUEZ Carlos	Asesor Técnico Regional Bahía Blanca de AAPRESID ingcrodriguez@fibertel.com.ar
SA PEREIRA Eduardo de	Agencia de Extensión Rural INTA Coronel Suarez desapereira.eduardo@inta.gob.ar
SUÑER Liliana	Comisión Investigaciones Científicas (CIC) y Departamento de Agronomía (UNS) lsuner@criba.edu.ar
VALLEJOS Adrián	Departamento de Agronomía (UNS) avallejo@criba.edu.ar
VANZOLINI Juan Ignacio	Estación Experimental Agropecuaria INTA Hilario Ascasubi vanzolini.juan@inta.gob.ar

Agradecimientos

A todos los integrantes de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID, quienes apoyaron la realización de todas las actividades planteadas, abriendo las tranqueras de sus campos y brindando todo el apoyo a su alcance. Por los aportes realizados en base a su experiencia diaria y su constante interés en los resultados obtenidos.

A los profesionales, técnicos y estudiantes que colaboraron en las diversas actividades, desde las tareas de campo hasta la difusión, aportando horas de viajes, laboratorio, procesamiento de la información.

Al Departamento de Agronomía (UNS) y al CERZOS (UNS-CONICET), por el imprescindible aporte en infraestructura y logística necesarias para llevar adelante este proyecto.

A la Comisión de Investigaciones Científicas (CIC Provincia de Buenos Aires) por su apoyo para la realización de esta publicación.

A Profertil S.A. por el constante apoyo a las actividades llevadas adelante por el grupo de trabajo.

Contenidos y actualización en:



Laboratorio Ecosistemas Naturales y Agropecuarios
(LENA – Suelos)

ISBN 978-987-778-272-1



La presente publicación contiene trabajos del Proyecto "Dinámica de las fracciones orgánicas y cambios en la disponibilidad de N, P y agua en suelos bajo siembra directa". Este Proyecto es llevado adelante por investigadores, docentes, profesionales y tesistas de la Comisión de Investigaciones Científicas, del Departamento de Agronomía (UNS), del CERZOS (UNS-CONICET) y del INTA, junto con los productores de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID y el apoyo de Profertil S.A.