



Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Escuela para Graduados



**ESTADO DEGRADACIÓN/RECUPERACIÓN DE SUELOS
AGRÍCOLAS EN EL DEPARTAMENTO
TERCERO ARRIBA (CÓRDOBA)**

Carlos Matías Romero

Tesis
Para optar al Grado Académico de
Magíster en Ciencias Agropecuarias

Córdoba, 2014

**ESTADO DEGRADACIÓN/RECUPERACIÓN DE SUELOS
AGRÍCOLAS EN EL DEPARTAMENTO
TERCERO ARRIBA (CÓRDOBA)**

Carlos Matías Romero

Comisión Asesora de Tesis

Director: Dra. Adriana Abril

Asesores: Dra. Laura Noé

Dr. Edgar Ariel Rampoldi

Tribunal Examinador de Tesis

Dra. Susana Hang

.....

Dr. Baltazar Parra

.....

Dr. Edgar Ariel Rampoldi

.....

Presentación formal académica

Córdoba, 18 de Diciembre de 2014

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es producto del esfuerzo colectivo de muchas personas que de alguna u otra manera me ayudaron a lograr este objetivo académico y personal. Para mí es una satisfacción muy grande culminar una etapa de mi vida, como lo fueron 5 años en la Cátedra de Microbiología Agrícola, con este trabajo; por ello, no quisiera dejar de expresar mis profundos agradecimientos a los que formaron parte de este proceso de aprendizaje:

A mi directora de Tesis, Dra. Adriana Abril, por haber confiado en mí e iniciarme en el camino de la investigación. Hoy siento que cuento con las herramientas para seguir creciendo como profesional gracias a ella.

A mi comisión asesora de tesis; la Dra. Laura Noé por permanente apoyo técnico y personal, aun en la distancia, y el aliento para seguir el rumbo aun cuando el camino se hizo cuesta arriba; y al Dr. Ariel Rampoldi por sus críticas constructivas y la predisposición a ayudarme cuando fue necesario. Al tribunal examinador de este trabajo, la Dra. Susana Hang por sus comentarios y en especial al Dr. Parra por sus sugerencias para mejorar el manuscrito. Al Director de la Escuela para Graduados de la FCA-UNC, Dr. Juan Arguello, por su permanente colaboración siempre que lo necesité.

A mis padres, Silvia y Jorge, que me enseñaron el valor de la familia y la palabra. Que sería sin mis padres? Me dieron la educación, me enseñaron a creer en mí y gracias a eso hoy tengo la libertad de estar donde quiero estar. Gracias. A mi abuela Lilian, que siempre, siempre, estuvo para lo que necesité. Ella es gran parte de mis logros y jamás me voy a olvidar de ello. A mis hermanas Celeste y Lucila, mis grandes compañeras de vida. A mi “familia” de Buenos Aires, los que honran la palabra amistad con mayúsculas: Marta, Juan, Rocío y Lucia que me hicieron sentir en mi propia casa e hicieron el extenso cursado en la FAUBA mucho más placentero.

Finalmente, a mis compañeros del laboratorio de la Cátedra de Microbiología Agrícola: las ‘Carolinas’, Marina y Lucas por el apoyo técnico-personal, y por haber compartido viajes, congresos y momentos de la rutina del trabajo que jamás voy a olvidar.

Muchas Gracias!

DEDICATORIA

A mis padres, a mi abuela.

RESUMEN

En este trabajo de tesis se caracterizó el estado de degradación/recuperación del suelo en sistemas agrícolas con siembra directa y labranza convencional, mediante la determinación del grado de resiliencia de los procesos de humificación y nitrificación, con la finalidad de establecer prácticas de manejo acordes a las condiciones agroecológicas de la región semiárida Central de Argentina. El estudio se realizó en la pedanía Salto del departamento Tercero Arriba, de la provincia de Córdoba, caracterizada por ser el núcleo histórico de la producción de maní (*Arachis hypogaea* L.) en la Argentina. Se evaluaron las siguientes situaciones agrícolas: tres bajo siembra directa (5 años) con diferentes secuencia de cultivos (con monocultivo de soja, y con las rotaciones soja/sorgo y sorgo/soja) y dos bajo labranza convencional (rotación soja/sorgo/maní y soja/maní/sorgo). Además se analizó un sitio en restauración mediante clausura y un sitio con vegetación nativa (control). En cada situación se tomaron muestras superficiales de suelo al final del periodo de barbecho del año 2012. Para la caracterización de los suelos se determinó: humedad, pH, conductibilidad, textura y fraccionamiento por tamaño de partículas. Para evaluar el proceso de humificación se determinó: materia orgánica total, sustancias húmicas y ácidos fúlvicos. Para el proceso de nitrificación: contenido de nitratos, abundancia de microorganismos nitrificadores y actividad nitrificadora. Los resultados muestran un impacto negativo de las prácticas agrícolas sobre el contenido de materia orgánica y las fracciones recalcitrantes de la misma en relación al sitio control. Los ácidos fúlvicos se presentan como la fracción más sensible al manejo agronómico. Las prácticas agrícolas afectaron negativamente la actividad nitrificadora pero no la abundancia de los microorganismos nitrificadores. El análisis de la resiliencia del proceso de nitrificación y humificación indica escaso efecto de la siembra directa en el corto plazo desde la labranza convencional. Asimismo, la práctica de clausura permite visualizar la pobre capacidad intrínseca de los suelos de la región para recuperar su fertilidad *per sé*. Con este criterio, el manejo agrícola actual en la región semiárida central de la provincia de Córdoba tiene una baja probabilidad de mejorar la resiliencia de los procesos de humificación y nitrificación frente al uso intensivo de los suelos.

Palabras clave: humificación, nitrificación, resiliencia, región semiárida.

ABSTRACT

This research was conducted to evaluate the degradation/restoration degree of agricultural soils under no-till and conventional tillage systems by assessing the resilience of humification and nitrification processes in order to establish suitable management practices for the semi-arid central region of Argentina. The study was conducted in Tercero Arriba county, Córdoba province; the principal peanut (*Arachis hypogaea* L.) growing area of Argentina. The following agricultural situations were evaluated: three under no-till (5 years) with different cropping sequences (soybean monoculture and soybean/sorghum, sorghum/soybean rotations) and two under conventional tillage (soybean/sorghum/peanut and soybean/peanut/sorghum rotations). A restoration site (farm enclosure) and a control site with native vegetation were also analyzed. On each situation, surface soil samples were taken at the end of the winter fallow of 2012. For soil characterization it was determined: soil moisture, pH, conductivity, texture and particle size fractionation. To evaluate humification process, total organic matter, humic substances and fulvic acid content were determined. For nitrification process, nitrate content, abundance and activity of nitrifying microorganisms were evaluated. The results indicated a negative impact of agricultural practices on organic matter and its recalcitrant fractions in relation to control site. Fulvic acids were the most sensitive parameter to agricultural management. Similarly, agricultural practices adversely affected nitrification activity but did not modify the abundance of nitrifying microorganisms. The resilience analysis of humification and nitrification processes indicate a poor effect of no-till adoption in the short term from the transition of conventional tillage systems. Likewise, results of farm enclosure practice indicated a scarce intrinsic capacity of local soils to restore its fertility *per se*. With this approach, the current agricultural management in the central semiarid region of the province of Cordoba is unlikely to improve the local resilience of the humification and nitrification processes in front of intensive land use.

Keywords: humification, nitrification, resilience, semi-arid region.

TABLA DE CONTENIDO

Página

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....1

Hipótesis.....	3
Objetivos general y específicos	3
Marco teórico	5

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS.....21

Área de estudio.....	21
Sitios de estudio.....	22
Diseño experimental.....	23
Análisis de las muestras	25
Humedad, pH, conductividad y textura	26
Materia orgánica total, sustancias húmicas y ácidos fúlvicos.....	28
Contenido de nitratos, abundancia y actividad nitrificadora	29
Cálculos.....	31
Análisis estadístico	33

CAPÍTULO 3. RESULTADOS.....34

Caracterización de los suelos	34
Características de manejo	34
Proceso de humificación	35
Proceso de nitrificación	36

Resiliencia del proceso de humificación	40
Resiliencia del proceso de nitrificación	41
CAPÍTULO 4. DISCUSIÓN.....	42
Proceso de humificación	42
Materia orgánica total	42
Fracciones de la materia orgánica.....	45
Proceso de nitrificación	51
Contenido de nitratos	51
Abundancia de nitrificadores	54
Actividad nitrificadora	55
Índice de nitrificación	58
Resiliencia de los procesos de humificación y nitrificación	58
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES.....	63
CAPÍTULO 6. BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	66

LISTA DE TABLAS

Título	Página
Tabla 2.1. Composición química del medio de cultivo líquido para microorganismos nitrificadores.....	30
Tabla 3.1. Características de los suelos de las situaciones analizadas en la Pedanía Salto (Dpto. Tercero Arriba).....	35
Tabla 3.2. Variables del proceso de humificación en las diferentes situaciones analizadas.....	37
Tabla 3.3. Variables del proceso de nitrificación en las diferentes situaciones analizadas.....	38

LISTA DE FIGURAS

Título	Página
Figura 1.1. Representación esquemática de los grados y umbrales de resiliencia de un ecosistema en función de la frecuencia o intensidad del disturbio.....	20
Figura 3.1. Correlación significativa entre actividad nitrificadora y el contenido de materia orgánica total.....	36
Figura 3.2. Análisis de componentes principales de variables en estudio.....	39
Figura 3.3. Variación (%) con respecto al sitio control del proceso de humificación en las diferentes situaciones analizadas.....	40
Figura 3.4. Variación (%) con respecto al sitio control del proceso de nitrificación en las diferentes situaciones analizadas.....	41

LISTA DE ABREVIATURAS

SD: Siembra directa.

LC: Labranza convencional.

Relación C/N: Relación carbono/nitrógeno.

MOT: Materia orgánica total.

SH: Sustancias húmicas.

AH: Ácidos húmicos.

AF: Ácidos fúlvicos.

IH: Índice de humificación.

IP: Índice de polimerización.

IN: Índice de nitrificación.

C: Carbono.

N: Nitrógeno.

SDsj: Monocultivo soja en siembra directa.

SDsg/sj: Rotación sorgo-soja en siembra directa (antecesor sorgo).

SDsj/sg: Rotación sorgo-soja en siembra directa (antecesor soja).

LCmn/sg: Rotación maní-soja-sorgo en labranza convencional (antecesor maní).

LCsg/mn: Rotación maní-soja-sorgo en labranza convencional (antecesor sorgo).

CL: Clausura.

Ct: Control.

NO₂⁻: Nitrito.

NO₃⁻: Nitrato.

NH₄⁺: Amonio.

Mg: megagramo.

ha: hectárea.

h: hora.

H₂SO₄: Ácido sulfúrico.

NMP: Número más probable.

SSS: Solución salina estándar.

CV: Coeficiente de variación.

DE: Desvío estándar.

p: Nivel de significancia.

MO: Materia orgánica.

MONH: Materia orgánica no humificada.

QLA: Quimio-lito-autótrofo.

INTRODUCCIÓN

El suelo es una entidad dinámica que el hombre utiliza para producir bienes y servicios de valor para la sociedad, que requiere de un adecuado manejo para evitar su deterioro y degradación (Tenywa *et al.*, 2001). Diversas prácticas de manejo han sido propuestas para mitigar la degradación de los suelos por el uso agrícola a nivel mundial, sin embargo existe escasa información sobre el impacto de los nuevos sistemas productivos que se han difundido en los últimos años en Argentina. Como la mayoría de los cambios en la fertilidad del suelo ocurren a escalas de tiempo mayores a la toma de decisiones de manejos, los productores no perciben la degradación de los suelos como una problemática concreta (Vetter, 2009).

Aunque los suelos están compuestos mayoritariamente por sustancias inorgánicas, los procesos que determinan su fertilidad son de carácter biológico realizados por microorganismos (Nannipieri *et al.*, 2003; Wardle *et al.*, 2004; Six *et al.*, 2006). Por ejemplo, los procesos de formación de materia orgánica (MO) y liberación de nitrógeno (humificación y nitrificación, respectivamente) son considerados procesos clave en el mantenimiento de la fertilidad edáfica (Arshad y Martin, 2002; Raiesi, 2012b).

Es ampliamente conocido que las prácticas productivas provocan un cambio en la actividad, abundancia y estructura de las comunidades microbianas comprometiendo la conservación de la fertilidad del suelo (Roper y Ophel-Keller, 1998; Walker y Desanker, 2004; Jinbo *et al.*, 2006). Sin embargo, existe escasa información acerca del grado y tasa de recuperación (resiliencia) de los procesos microbianos a posterior del disturbio provocado por las prácticas agrícolas (Tugel *et al.*, 2005).

Debido a que la capacidad de resiliencia del suelo depende de características geomorfológicas y condiciones climáticas, no existe un patrón general para predecir esta propiedad edáfica en las regiones agrícolas (Beeby, 1995). Sin embargo, los suelos pueden ser agrupados de acuerdo a su grado de resiliencia. Consecuentemente, varios autores han propuesto la evaluación del grado de resiliencia basada en escalas de variación de procesos claves entre sitios agrícolas y sitios no disturbados (Lal, 1997).

En la zona semiárida central de Argentina, hace aproximadamente 25 años se adoptó el sistema de cultivos bajo siembra directa (SD), lo cual provocó grandes cambios en los sistemas agrícolas tradicionales con labranza convencional (LC) y ganadería (Duval *et al.*, 2013). Se menciona que el avance de la agriculturización con predominio del cultivo de soja bajo SD, ha acelerado la pérdida de fertilidad de los suelos (Lavado, 2006), sin embargo, la SD ha sido ampliamente adoptada por los productores debido a que presenta numerosos beneficios económicos, productivos y ambientales (Lavado, 2006; Casado-Murillo y Abril, 2013). Información sobre la capacidad de resiliencia de los procesos microbianos clave en estos nuevos sistemas de manejo permitiría evitar o frenar las mencionadas pérdidas de fertilidad de los suelos de la región.

El departamento Tercero Arriba en la provincia de Córdoba, presenta una situación particular debido a los serios problemas de degradación de los suelos por erosión eólica (48.000ha) e hídrica (140.000 ha), a causa de las características geomorfológicas y la historia productiva de la región. Tercero Arriba fue una zona manisera (que llegó a ser primera productora a nivel nacional) que incluía una menor proporción de cereales y una importante actividad ganadera. En la actualidad, el 80% del territorio está dedicado al cultivo de cereales (trigo, maíz y sorgo) y oleaginosas (soja y maní), con una drástica reducción de la ganadería. Esta situación ha motivado que organismos públicos como el INTA, el Ministerio de Agricultura, la Secretaria de Minería, y numerosas Cooperativas Agrícolas, asesoren sobre medidas de prevención de la degradación y promoción de la recuperación de suelos degradados a través de la creación de Consorcios de Conservación de Suelos. Las recomendaciones incluyen desde cambios en las prácticas agrícolas

(cultivos, rotaciones, laboreos, etc.) hasta descanso de los lotes para su recuperación (clausuras).

A pesar del amplio conocimiento teórico disponible, no existe información sobre el efecto de las recomendaciones y acciones prácticas que se están implementando en el departamento Tercero Arriba de la provincia de Córdoba sobre la resiliencia de la materia orgánica (MO) y el N. Por lo que el análisis de los procesos de humificación y nitrificación y la identificación de propiedades edáficas capaces de reflejar cambios funcionales en dichos procesos, cobra especial relevancia para la conservación y/o recuperación de los suelos degradados y la definición de prácticas de manejo a futuro.

HIPÓTESIS

Los procesos de humificación y nitrificación presentan alta resiliencia en suelos con importante cobertura de rastrojos (SD con rotación gramínea-leguminosa), mientras que suelos con escasa cobertura (LC o con monocultivo de soja) presentan fuertes impedimentos para la recuperación de su fertilidad original.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar el estado de degradación/recuperación de suelos representativos de la pedanía Salto del departamento Tercero Arriba, Córdoba, en los sistemas agrícolas más comunes de la región, mediante la determinación del grado de resiliencia de los procesos de humificación y nitrificación, con la finalidad de contribuir a la formulación de recomendaciones de manejo para los productores de la zona.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar el proceso de humificación a través del análisis de los componentes químicos de la MO del suelo en sistemas agrícolas con LC y SD, en sitios con diferente historia de manejo, en un sitio en clausura y en uno con bosque nativo.
2. Analizar el proceso de nitrificación, mediante la determinación del contenido de nitratos, la abundancia de microorganismos nitrificadores y la actividad nitrificadora, en las mismas situaciones.
3. Establecer el grado de resiliencia de los suelos de los sistemas productivos en relación al sitio de bosque nativo.
4. Colaborar en la definición de prácticas de manejo sustentables para la región semiárida central de Argentina que evalúen el impacto antrópico sobre procesos funcionales del suelo.

MARCO TEÓRICO

DEGRADACIÓN DEL SUELO

Se entiende por degradación del suelo a los procesos de deterioro provocados por la utilización de prácticas de manejo inadecuadas que provocan un desajuste entre la calidad y el uso de la tierra, con la consecuente pérdida de la capacidad productiva (Lal, 1997). Lal (1995), menciona que en África los rendimientos se han reducido entre 2 y 40 % por efecto de la degradación del suelo por erosión, mientras que el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 1994) estima que en el sur de Asia la pérdida anual de la productividad es de 36 millones de toneladas (medidos en equivalente de cereales). Asimismo, Lal (1998) calcula que el costo anual por erosión de suelos agrícolas en los EE.UU. es de aproximadamente U\$S 44 mil millones y que a escala mundial la pérdida es de U\$S 400 mil millones al año, o sea unos U\$S 70 por persona por año.

Debido a las demandas crecientes de alimentos y mejores precios agrícolas, a partir de 1970 en Argentina se comenzó a aplicar mayor presión sobre las tierras agrícolas y tierras marginales (Moscatelli y Pazos, 2000). Altos rendimientos fueron logrados a través de la aplicación de paquetes tecnológicos basados en la fertilización inorgánica, el uso de maquinaria pesada y la utilización de variedades resistentes. Sin embargo, se menciona que la pérdida económica debido a la degradación por erosión hídrica en toda la Región Pampeana alcanza unos U\$S 700-800 millones, mientras que si se tienen en cuenta otros procesos de degradación del suelo la estimación de pérdidas de productividad en todo el país es de U\$S 3000-4000 millones (Iruirtia, 1995).

Según el Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA, 2012), en la campaña 2010-2011 en la provincia de Córdoba se sembraron 5.054.390 ha de soja, 1.142.900 ha de maíz y 186.100 ha de sorgo, en suelos que presentan una pérdida anual por

erosión de aproximadamente 6,7 mm (Ministerio de Agricultura, 2008). Esta información permite calcular que solo para el cultivo de soja se pierden más de U\$S 51 millones por año como consecuencia de la degradación por erosión (Ministerio de Agricultura, 2009). Frente a esta problemática, la Ley provincial 8936 (Ley de Conservación y Prevención de la Degradación de los Suelos) del año 2001 (reglamentada mediante decreto 115/04), declara de orden público en todo el territorio de la provincia de Córdoba la conservación de los suelos, la prevención de su degradación, la recuperación de los suelos degradados y la promoción de la educación conservacionista.

Eswaran *et al.* (2001) afirman que la degradación del suelo continuará siendo una problemática mundial del siglo XXI debido a sus efectos adversos en la producción agrícola, medio ambiente, seguridad alimentaria y calidad de vida. El incremento de la población mundial aumentó la demanda de los recursos del suelo para diversos usos, siendo la principal causa de la deforestación y la conversión a tierras agrícolas (Lal, 1997; Vityakon, 2007). De acuerdo con Lal (1997), la degradación de los suelos puede ser causada por factores tales como: erosión, acidificación, degradación biológica o agotamiento de la fertilidad.

Dentro de los procesos de degradación, la erosión de los suelos afecta la estructuración, el contenido de MO y la infiltración; mientras que la acidificación altera el crecimiento de los cultivos debido a un aumento en la concentración de Al y una disminución de pH. Por otra parte la degradación biológica afecta los niveles de MO y disminuye la actividad y abundancia microorganismos, la estructuración de los suelos y la liberación de nutrientes, provocando el agotamiento de la fertilidad (Lal, 1997). Se estima que luego de un siglo de uso agrícola los suelos pampeanos han perdido 3-5 cm del estrato superficial debido a procesos erosivos (Berhongaray *et al.*, 2013).

Por tales motivos, todas las causas de degradación mencionadas giran alrededor del agotamiento de la fertilidad ya que implican no solo una disminución en la disponibilidad

de nutrientes y MO, sino también la alteración de los procesos biológicos, aspectos que inciden directamente sobre las otras causas de degradación como la erosión y la pérdida de la capacidad de retención de agua.

Es ampliamente conocido que el uso productivo provoca cambios sustanciales en los procesos biológicos clave para la fertilidad, como son la humificación (formación de MO) y la nitrificación (mineralización de N), comprometiendo la conservación de la productividad de los suelos (Roper y Ophel-Keller, 1998; Walker y Desanker, 2004; Abril *et al.*, 2005; Jinbo *et al.*, 2006, 2007),

PROCESO DE HUMIFICACIÓN

La MO es un componente crítico de la relación planta-suelo (Duval *et al.*, 2013; Ghani *et al.*, 2003), debido a que es clave en el ciclado de nutrientes, e influye sobre propiedades químicas que modifican la disponibilidad de los mismos (Bongiovanni y Lombartini, 2006; Galantini y Suñer, 2008), particularmente de N (Vityakon, 2007). Además, la disminución de la MO causa pérdidas en la capacidad de retención de agua y nutrientes, acelera los procesos erosivos y disminuye la actividad biológica y enzimática de los suelos (Ghani *et al.*, 2003). Similarmente, el estudio de la magnitud del secuestro de C orgánico por parte de un recurso natural como el suelo a través de la MO, ha tomado especial relevancia para la definición de prácticas de manejo sustentables y por la mitigación de emisiones de CO₂ a la atmósfera y su consecuente impacto sobre el calentamiento global (Steinbach y Álvarez, 2006; Baker *et al.*, 2007).

La MO está compuesta por sustancias químicas de diferente complejidad y en continuo estado de transformación variando desde residuos vegetales y animales recientemente incorporados hasta complejas moléculas de humus sintetizadas luego de siglos (Galantini, 2008; Ohno *et al.*, 2009). Así, es posible diferenciar fracciones con

diferente grado de labilidad que incluyen las sustancias no humificadas (MONH), lábiles, y las sustancias húmicas (SH), más estables (Abril *et al.*, 2013a; Guimarães *et al.*, 2013; Vázquez *et al.*, 2013). Las SNH están compuestas por carbohidratos simples y polisacáridos, mientras que las SH son compuestos recalcitrantes re-polimerizados a partir de restos de lignina y algunos lípidos (MacCarthy *et al.*, 1990a; Sherstha *et al.*, 2008). Según la Sociedad Internacional de Sustancias Húmicas (IHSS), las SH son mezclas heterogéneas y complejas de materiales polidispersos generados en el suelo y sedimentos por reacciones químicas y bioquímicas durante la descomposición y transformación de residuos vegetales y microbianos en un proceso denominado humificación. A su vez, las SH pueden dividirse en dos fracciones de acuerdo a la solubilidad a diferentes pH: los ácidos húmicos (AH) que son solubles en ácido pero no en álcali (mayor peso molecular) y los ácidos fúlvicos (AF) que son solubles en cualquier rango de pH (menor peso molecular), (MacCarthy *et al.*, 1990a).

Las SH son muy recalcitrantes por lo que se necesita gran cantidad de años para visualizar cambios en su concentración debido al manejo agrícola (Galantini y Suñer, 2008). Sin embargo, las SH son de vital importancia para la estabilidad de los sistemas a largo plazo debido a su fuerte interacción con la matriz del suelo. Consecuentemente, prácticas agrícolas que tiendan a ganar o preservar los niveles de SH son consideradas favorables en términos de sustentabilidad (Abril *et al.*, 2013a). Así, suelos con alto contenido de AH y AF son menos sensibles al impacto antrópico y tienen mayor rendimiento y valor nutricional de los cultivos. El estudio de las fracciones recalcitrantes a través de índices que evalúan la composición de la MO y la proporción que representan SH, AH y AF han sido utilizados ampliamente en la literatura para el estudio de la dinámica del C en sistemas agrícolas (Zalba y Quiroga, 1999; Toosi *et al.*, 2012; Guimarães *et al.*, 2013). El índice de humificación calculado como SH / MOT fluctúa entre valores de 1 a 0, pudiendo ser utilizado como un indicador de humificación (Marinari *et al.*, 2010). Mayores valores de IH indican una mayor proporción de compuestos humificados o un mayor grado de humificación de la MO (Toosi *et al.*, 2012). A medida que aumenta la humificación de la MO, propiedades químicas tales como el contenido de grupo carboxilo, y contenido de grupos nitrogenados se ven aumentados (Ohno, 2002).

Es ampliamente conocido el impacto de las prácticas agrícolas sobre el contenido de MO de los suelos, principalmente el efecto inducido por la labranza y las rotaciones de cultivos (Huggins *et al.*, 2007). Las labranzas controlan la disponibilidad de MO a través de: a) la cantidad y distribución del C proveniente de residuos vegetales y raíces en el perfil del suelo (Huggins *et al.*, 2007); y b) el incremento en las tasas de descomposición debido a la ruptura de agregados estables y aumento de la actividad microbiana (Balesdent *et al.*, 2000; Bongiovanni y Lombartini 2006). Por otra parte, la rotación de cultivos influye sobre el contenido de MO debido a la modificación en cantidad, calidad y periodicidad de los aportes de C de residuos vegetales y raíces (Huggins *et al.*, 2007).

La tasa de descomposición es significativa en regiones áridas y semiáridas expuestas a largos períodos de explotación bajo técnicas tradicionales de cultivo (Raiesi, 2012b), resultando en una disminución general del contenido de C en el suelo (Potter *et al.*, 2009). Es reportado que en regiones semiáridas un aumento en el contenido de MO es sólo posible a través de la conjunción de la intensificación de las rotaciones de cultivos, la incorporación de SD y la eliminación del periodo de barbecho (Huggins *et al.*, 2007).

EFFECTO ANTRÓPICO SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA

La mayoría de los estudios encuentran que los cambios en el corto plazo debidos al manejo agronómico son más importantes en la MO lábil (SNH) que en las fracciones más recalcitrantes (SH), (Galantini, 2008). El balance y dinámica de la MO es diferente cuando se estudian situaciones con distintas prácticas de rotación de cultivos, sistemas de labranza y fertilización (Liu *et al.*, 2006; Galantini y Suñer, 2008). Prácticas de manejo agrícola tendientes a mantener o elevar el nivel de MO de los suelos a través incremento del aporte anual de C y N y mediante la reducción de la pérdida de MO, son cruciales para la conservación de los suelos y la recuperación de sitios degradados (Vieira *et al.*, 2009; NRC 2010).

ROTACIÓN DE CULTIVOS

Los residuos vegetales remanentes luego de la cosecha de los cultivos son una fuente directa de MO, por ende su manejo tiene un fuerte impacto sobre la dinámica de la MO (Blanco-Canqui y Lal, 2009b). Consecuentemente, dicha dinámica está íntimamente ligada con la cantidad, calidad y grado de descomposición de los residuos vegetales que dependen del manejo de los mismos (Casado Murillo y Abril, 2013). La descomposición de los residuos y la liberación de nutrientes está afectada por la calidad del residuos, las condiciones ambientales y la abundancia de microorganismos descomponedores (Casado-Murillo y Abril, 2013). La relación C/N de los residuos es señalada de vital importancia en la mineralización de los mismos, disminuyendo a medida que aumenta el contenido de C en relación al N (Vityakon, 2007; Raiesi, 2012b; Casado-Murillo y Abril 2013).

Muchos autores (Diaz-Zorita et al., 2002; Sainju *et al.*, 2011; Hansen *et al.*, 2012) señalan que las rotaciones de cultivos tienen un efecto positivo sobre la MO, sin embargo otros encuentran que el monocultivo no afecta el contenido de MO (Duval *et al.*, 2013). Diversos estudios analizaron el efecto de las rotaciones y secuencias de cultivos sobre el contenido de MO en la región pampeana de Argentina (Andriulo y Cordone, 1998; Lavado, 2006; Álvarez y Steinbach, 2006a). Por ejemplo, la rotación agricultura-ganadería (con siembra de pasturas) permite elevar el nivel de MO lábil durante la fase de pastura, aunque estos aumentos son escasos (5 - 15%) si la duración de la fase pastura es corta (3-4 años). Por otra parte, el incremento de la cantidad de cultivos por año y la incorporación de cultivos de mayor producción de biomasa como el maíz, eleva el nivel de MO de los suelos. Álvarez y Steinbach, (2006b) también mencionan que la rotación trigo-soja presenta las menores caídas de MO por ser la de mayor aporte de C y que a medida que aumenta la proporción de soja en la rotación es más pronunciada la caída del nivel de C de los suelos. Contrariamente, numerosos estudios no muestran una clara relación entre el contenido de MO de los suelos y el aportado por los residuos debido a fallas en la estimación de la producción de residuos y a la existencia de aportes de residuos de vegetación espontánea generalmente no registrados (Álvarez y Steinbach, 2006a).

LABRANZAS

El laboreo de los suelos tiene como objetivo controlar la estructura del suelo para la preparación de la cama de siembra y la incorporación de residuos y malezas al perfil del suelo (Balesdent *et al.*, 2000). Es ampliamente conocido que junto con la rotación de cultivos son los factores más importantes en la dinámica de la MO en suelos agrícolas (Huggins *et al.*, 2007), modificando el contenido y distribución de la MO (Balesdent *et al.*, 2000).

Una disminución general del contenido de MO en suelos provocada por técnicas de labranza convencionales, ha sido ampliamente registrada en la bibliografía, particularmente debido a una aceleración de la descomposición de la MO por mayor actividad microbiana y por la ruptura de agregados estructurales (Diaz-Zorita *et al.*, 2002; Bongionvanni y Lobartini, 2006). Como consecuencia, la adopción de sistemas conservacionistas sin roturación del suelo fueron incorporados para aumentar o mantener el contenido de MO (Steinbach y Álvarez, 2005, Casado-Murillo y Abril, 2013; Duval *et al.*, 2013). De manera similar, el objetivo de establecer clausuras (“descansos”) para la recuperación del suelo es otra práctica de manejo llevada a cabo en regiones semiáridas del mundo para aumentar el contenido de C y N de suelos degradados (Zhao *et al.*, 2005; Raiesi, 2012a; Raiesi y Riahi, 2014).

La labranza de los suelos afecta la distribución vertical de la MO homogeneizando el perfil de los suelos hasta la profundidad de la herramienta de labranza. Contrariamente, la SD produce una estratificación de la MO, acumulando mayor contenido de C orgánico lábil en estratos superficiales (Álvarez *et al.*, 2011; Sá *et al.*, 2014).

FERTILIZACIÓN

Se menciona que la fertilización tiene un efecto variable sobre el balance de C en el suelo, ya que al aumentar la disponibilidad de nutrientes, aumenta la productividad de los cultivos y la biomasa de los rastrojos que aumentan el contenido de MO (Steinbach y Álvarez, 2005; Galantini y Suñer, 2008), particularmente en sistemas bajo SD (Liu *et al.*, 2006). Sin embargo, al aumentar el contenido de nutrientes disminuye la eficiencia de captación por las plantas y los nutrientes no utilizados quedan disponibles para los microorganismos, favoreciendo su abundancia y actividad para degradar sustratos orgánicos, lo cual impacta negativamente sobre el contenido de MO (Galantini, 2008). Finalmente, algunos estudios reportan que la fertilización modifica las relaciones entre las fracciones de la MO y la calidad de las fracciones recalcitrantes (Galantini, 2008).

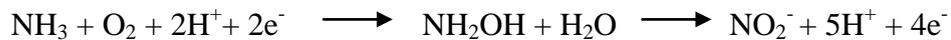
PROCESO DE NITRIFICACIÓN

Los niveles de N y su tasa de mineralización son consideradas de gran importancia en el mantenimiento de la fertilidad del suelo (Raiesi, 2012a). Los procesos de transformación del N (mineralización-inmovilización-fijación) son de carácter biológico llevados a cabo por los microorganismos del suelo (Vityakon, 2007). Cualquier transformación en la dinámica del N afecta el potencial de los suelos para la producción de cultivos, especialmente en regiones semiáridas con largos periodos de sequía y bajos contenidos de MO (Raiesi, 2012a).

La nitrificación es la conversión biológica de N reducido (amonio), a formas oxidadas como nitrito y nitrato (Schmidt, 1982). En la mayoría de los suelos agrícolas, el amonio es rápidamente convertido a nitrato, pudiendo acumularse en la solución del suelo en altas concentraciones. La conversión de un catión como el amonio a un anión como el nitrato determina el movimiento del N a través de la matriz de suelo (generalmente cargada

negativamente) afectando la movilidad en el perfil del suelo (Norton, 2008). Además, el nitrato es más factible de ser movido por flujo masal a horizontes subsuperficiales (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004) o ser perdido por desnitrificación (Norton, 2008). Por estas razones, es necesario manejar los suelos agrícolas para evitar pérdidas de N y aumentar la eficiencia de la fertilización inorgánica.

La nitrificación es un proceso mediado por bacterias quimio-lito-autótrofas (QLA) que obtienen energía de la oxidación del N y fijar C inorgánico (CO₂) vía ciclo de Calvin (Schmidt, 1982), constituyendo junto con las arqueas nitrificadoras la principal vía de nitrificación en los suelos (Norton, 2008). En menor medida, la nitrificación puede ser realizada por microorganismos heterótrofos (Papen y von Berg, 1998). En la nitrificación la oxidación del N ocurre en dos etapas: a) la oxidación hasta nitrito, llevada a cabo por arqueas y bacterias que oxidan el amonio como *Nitrosomonas* o *Nitrosospira* (Both *et al.*, 1990a; Norton, 2008)



y b) la oxidación del nitrito por bacterias del género *Nitrobacter* o *Nitrospira*, convirtiendo el nitrito a nitrato (Schmidt, 1982)



La oxidación del N produce escasa energía lo que disminuye el crecimiento de microorganismos nitrificadores (Norton, 2008). Además, debido a la existencia de un ciclo de ácido tricarboxílico incompleto, la versatilidad metabólica de estos microorganismos se ve aún más reducida (Schmidt, 1982). Lo que los hace muy poco abundantes en comparación a otros grupos metabólicos del suelo y muy sensibles al impacto agronómico (Abril, 2003; Le Roux *et al.*, 2008).

La evaluación del proceso de nitrificación a través de la actividad nitrificadora constituye un método químico indirecto para la determinación de la actividad de la población nitrificadora de un suelo, siendo de gran utilidad para caracterizar la transformación de N de un suelo y su respuesta a la fertilización (Schmidt, 1982).

FACTORES QUE AFECTAN LA NITRIFICACIÓN

Los microorganismos nitrificadores requieren NH_4^+ , CO_2 , O_2 , para poder proliferar y crecer. Como el CO_2 está siempre disponible y en suelos drenados las concentraciones de O_2 son suficientes para que la nitrificación ocurra, la disponibilidad de amonio y la abundancia de nitrificadores son las que limitan la tasa de nitrificación en la mayoría de suelos agrícolas (Norton, 2008).

CONDICIONES AMBIENTALES:

Suficiente cantidad de O_2 difunde en la mayoría de los suelos en capacidad de campo como para mantener el proceso de nitrificación (Norton, 2008). Contrariamente, en suelos con contenido de humedad mayor a su capacidad de campo (más del 60% de los poros saturados con agua) las tasas de nitrificación se ven reducidas drásticamente y el nitrato presente se transforma a óxidos nitrosos por denitrificación siendo emitido a la atmósfera (IPNI, 2013).

Aunque los efectos de la temperatura sobre la nitrificación han sido evaluados en un amplio espectro de suelos, el óptimo de temperatura es específico de cada sitio (Norton, 2008). Generalmente, un óptimo de temperatura se encuentra entre los 25 a 30 °C, aunque algunas especies de nitrificadores pueden presentar actividad en épocas invernales con temperaturas entre 2 a 10 °C (Norton, 2008).

La oxidación del amonio y nitrato es óptima a pH ligeramente alcalinos o neutros, pero en la literatura se reporta que la nitrificación puede ocurrir a amplios rangos de pH (3 a 10) (Schmidt, 1982). Sin embargo es frecuentemente mencionado que pH bajos tienen un efecto adverso sobre la disponibilidad de amonio (Norton, 2008). Contrariamente, la nitrificación se ve inhibida en pH alcalinos (pH mayores a 9) lo cual generalmente se debe al efecto tóxico de altas concentraciones de amonio (Norton, 2008).

En muchos suelos agrícolas la humedad del suelo es el principal factor que regula la tasa de nitrificación (Stark y Firestone, 1995). Cuando la humedad de los suelos es extremadamente baja la disponibilidad de agua impacta sobre la fisiología celular y la actividad metabólica a través de efectos indirectos en la disponibilidad de sustratos (Norton, 2008). Efectos como deshidratación y sus impactos en la fisiología celular son evidenciados en suelos con sequías prolongadas (Stark y Firestone, 1995; Le Roux *et al.*, 2008). Bajos contenidos de humedad aumentan la concentración de sales en la solución del suelo, aumentando los requerimientos metabólicos de mantenimiento de las bacterias nitrificadoras por stress salino, disminuyendo la actividad nitrificadora (IPNI, 2013).

CONDICIONES EDÁFICAS Y SISTEMAS DE LABRANZA

El mayor número de bacterias nitrificadoras se localiza cerca de la superficie del suelo, aunque una reducida cantidad puede ser encontrada a varios metros de profundidad. La abundancia y actividad de bacterias nitrificadoras suelen ser mayores en suelos con un alto contenido de arcilla y materia orgánica. Suelos con un alto contenido de arcilla tienen una mayor capacidad de intercambio catiónico para retener el amonio, mientras que las partículas de arcilla proporcionan gran superficie y mayor espacio de microporos, que favorecen la fijación de las bacterias (IPNI, 2013).

Por tales motivos, las prácticas de labranza que afectan la agregación y el contenido de materia orgánica, modifican fuertemente la abundancia y actividad de los microorganismos nitrificadores. Tendencias generales indican que la actividad nitrificadora es mayor con SD y labranzas conservacionistas en comparación con la LC. Estas diferencias pueden ser causadas por cambios en las propiedades físicas del suelo y mejoras en la retención de agua asociadas con la reducción del laboreo (IPNI, 2013).

APLICACIÓN DE PESTICIDAS E INHIBIDORES DE LA NITRIFICACIÓN

Los microorganismos nitrificadores son considerados el grupo metabólico del suelo más sensible a la adición de sustancias químicas exógenas al suelo. Insecticidas, herbicidas y fungicidas adicionados al suelo como parte de nuevos paquetes tecnológicos de producción suelen tener efectos adversos sobre los nitrificadores (Schmidt, 1982).

Por otra parte, la aplicación de productos que inhiben la nitrificación es una práctica que persigue regular la producción de nitratos para sincronizarla con las demandas del cultivo. Esta práctica es económicamente viable en suelos con altas pérdidas de nitrato, particularmente los suelos arenosos o pobremente drenados. Hay tres grupos principales de inhibidores: nitrapyrin, fósforoamidas y compuestos acetilados (Norton, 2008). La principal función es limitar la actividad de los microorganismos responsables de la primera etapa de la nitrificación (Rochester *et al.*, 1996).

RESILIENCIA DEL SUELO

El conocimiento sobre la dinámica de los ecosistemas bajo disturbios ha sido fundamental para poder predecir las trayectorias del sistema y los potenciales caminos de restauración e identificar alertas tempranas para evitar cambios bruscos e indeseados (Chillo, 2012). Se entiende como disturbio a cualquier evento que cause un cambio significativo en el patrón normal de funcionamiento de un ecosistema (Seybold *et al.*, 1999; Tugel *et al.*, 2005). En sistemas agrícolas, un amplio rango de disturbios son ejercidos sobre los suelos a través del laboreo, el tráfico vehicular y la fertilización, que pueden dañar propiedades físicas y biológicas comprometiendo la funcionalidad de los mismos (Gregory *et al.*, 2009).

La frecuencia y duración de los disturbios afectan la capacidad de recuperación de los sistemas dependiendo de la magnitud de los cambios estructurales y funcionales producidos (Beeby, 1995; Gregory *et al.*, 2009; López *et al.*, 2013). En agroecosistemas de cultivos anuales, el suelo no se recupera de manera completa antes del nuevo ciclo de cultivo, por lo que la frecuencia anual del disturbio lleva a desplazar al sistema a nuevos equilibrios estables con parámetros inferiores a las condiciones iniciales (Beeby, 1995; Seybold *et al.*, 1999; Tugel *et al.* 2005). Por ejemplo, Álvarez y Steinbach, (2012a), mencionan que en suelos pampeanos de Argentina, los agrosistemas pueden llegar a un nuevo equilibrio en el nivel de MO que es generalmente un 40-60 % del que tenía el suelo original. Por tales motivos, el conocimiento de la capacidad de recuperación de un suelo (resiliencia) es un componente clave para el manejo sustentable de los agroecosistemas (Walker *et al.*, 2010; Tenywa *et al.*, 2013), ya que permite proyectar el comportamiento de los suelos frente a disturbios y cambios futuros mientras se mantiene una adecuada provisión de bienes y servicios (Lal, 1997; Folke, 2006; López *et al.*, 2013; Sá *et al.*, 2014).

De acuerdo a Seybold *et al.* (1999) la capacidad de resiliencia de los suelos se puede evaluar mediante dos componentes: la tasa y el grado de recuperación. La tasa es el tiempo requerido para que el sistema recupere sus condiciones originales, mientras que el grado es la magnitud de la recuperación al momento de estabilizarse el sistema. Así, elevada tasa y grado de recuperación frente a un disturbio indican alta capacidad de resiliencia del sistema (Lal, 1997; López *et al.*, 2013).

La capacidad de resiliencia de un suelo varía fuertemente según las características geomorfológicas y climáticas de cada región por lo que no existe un patrón general (Rožanov, 1994; Beeby, 1995; Seybold *et al.*, 1999). Factores como la intensidad y periodicidad de las precipitaciones, la textura de los suelos y el contenido de MO son señalados como claves de la resiliencia (Seybold *et al.*, 1999). Suelos con alto contenido de MO y arcillas son más resilientes que suelos de texturas gruesas y bajo contenido de MO (Díaz-Zorita *et al.*, 2002; Gregory *et al.*, 2009). Lal (1997) menciona que si los suelos son inherentemente frágiles y sufren procesos de degradación severos por largos períodos de tiempo, la capacidad de resiliencia se ve excedida, resultando en un daño permanente y se requieren altos costos para recuperar el sistema.

El conocimiento y evaluación de cambios positivos o negativos en las propiedades del suelo es fundamental para la determinación del impacto de diferentes prácticas agrícolas (Arshad y Martin, 2002). Por ello, el desarrollo de métodos que evalúen la resiliencia del suelo es ampliamente demandado para poder predecir impactos del uso agrícola y establecer pautas de manejo a corto y largo plazo (Kuan *et al.*, 2007).

Debido a la complejidad de integrar los procesos simultáneos y diferentes que ocurren en el suelo, actualmente no existe un método estandarizado para cuantificar la resiliencia del suelo (Tenywa *et al.*, 2001; Lal, 2007). Diversos estudios han propuesto su evaluación a través de cambios en propiedades físicas y biológicas (Seybold *et al.*, 1999; Kuan *et al.*, 2007; Gregory *et al.*, 2009), indicadores estructurales y funcionales (Mitchell

et al., 2000; López *et al.*, 2013) y la dinámica de la MO y sus fracciones (Tugel *et al.*, 2005; Vázquez *et al.*, 2013; Sá *et al.*, 2014).

Algunos autores evalúan la resiliencia mediante cambios en procesos biológicos, integrando propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, como la mineralización de residuos vegetales, que incluye la liberación de materia orgánica lábil y los metabolismos catabólicos asociados (Kuan *et al.*, 2007; Gregory *et al.*, 2009). Este tipo de evaluación se constituye en una herramienta útil para el entendimiento del estado y la capacidad de recuperación de los suelos de manera global (Kuan *et al.*, 2007). Otros procesos biológicos que han sido analizados para establecer la resiliencia son la humificación y la nitrificación debido a que se relacionan directamente con la reserva de carbono y la disponibilidad de nutrientes que son la base de la fertilidad edáfica (Lal, 1997; Blum, 1998; Paul, 2007).

Diversos estudios han propuesto el uso de clases de resiliencia según la frecuencia e intensidad del disturbio y definen umbrales por encima de los cuales la degradación estructural compromete el funcionamiento del ecosistema (Figura 1.1) (López *et al.*, 2013). El conocimiento de los grados y umbrales de resiliencia son herramientas operativas fáciles y aplicables para evaluar y monitorear manejos sustentables y formular las prácticas agrícolas más adecuadas para recuperar suelos degradados de manera particular (Lal, 1997; Sá *et al.*, 2014).

Como la MO es una propiedad clave de los suelos, la resiliencia de los mismos está controlada en parte por dicha propiedad (Gregory *et al.*, 2009; Sá *et al.*, 2014); por lo que la restauración de la MO es útil para evaluar la resiliencia de suelos agrícolas (Tugel *et al.*, 2005). Diversos estudios de la dinámica del C en los suelos pampeanos de Argentina señalan que la pérdida de MO es más rápida durante los primeros años y luego se hace más lenta tendiendo a un equilibrio. Así, los agroecosistemas pueden llegar a un nuevo equilibrio en el nivel de MO que es generalmente un 40-60 % del que tenía el suelo original (Álvarez y Steinbach, 2012a). La cantidad de años requerida para alcanzar ese nuevo equilibrio y estabilizarse es característica de cada región y de las prácticas de

manejo a las cuales se sometan los suelos. Por ejemplo, Sá *et al.*, (2014) mencionan que sistemas que favorecen la acumulación de MO incrementan la resiliencia y la productividad agrícola, mientras que Watts *et al.*,(2011), sostienen que la conversión de LC a SD produce un incremento en la MO a partir del quinto al décimo año, estabilizándose en períodos que van del año 20 al 40 desde producida la transformación.

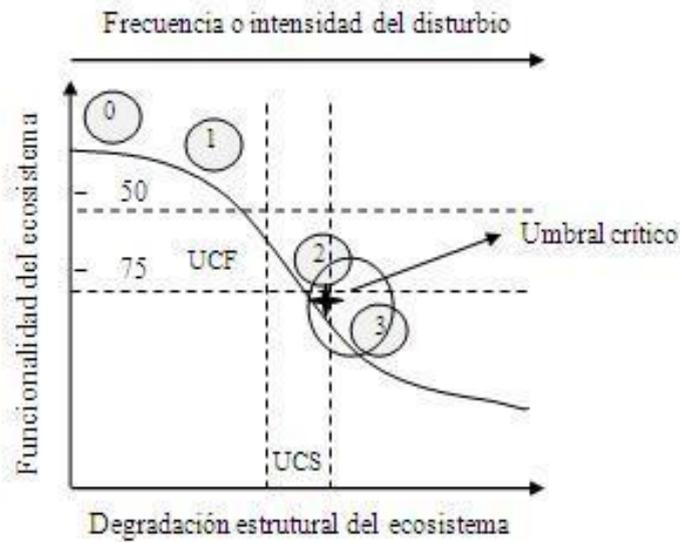


Fig. 1.1. Representación esquemática de los grados y umbral de resiliencia de un ecosistema en función de la frecuencia o intensidad del disturbio. 0, 1, 2, y 3: clases de resiliencia. UCF: umbral crítico de funcionalidad. UCS: umbral crítico de estructura. Adaptado de López *et al.* 2013.

En base a lo mencionado anteriormente, se requieren herramientas operativas para identificar umbrales asociados a la pérdida de la resiliencia de los suelos, las cuales deben ser fáciles y aplicables en condiciones de campo para evaluar y monitorizar manejos sustentables para evitar la desertificación (Tugel *et al.*, 2005; Sá *et al.*, 2014).

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Se trabajó en la pedanía Salto del departamento Tercero Arriba (29° 54' S, 63° 41' O, Altitud 341 m.s.n.m.), en la provincia de Córdoba. La zona se caracteriza por tener un régimen térmico templado (mesotermal), con una media anual de 17,3 °C, siendo la del mes más cálido (enero) de 23,8 °C y la del mes más frío (julio) de 11 °C, con una amplitud térmica anual de 12,8 °C (INTA, 2008). La fecha media de las primeras heladas es aproximadamente el 15 de mayo y la de las últimas el 15 de septiembre. Las heladas pueden ocurrir con 15 o 20 días de anticipo o retraso. El período medio libre de heladas es de 240 días (Capitanelli, 1979).

El área pertenece al dominio semi-seco, con tendencia al semi-húmedo, con un déficit de agua de 100 a 200 mm anuales (Ministerio de Agricultura, 2009). El régimen pluviométrico del departamento Tercero Arriba es de tipo monzónico ya que las lluvias de los seis meses estivales (octubre a marzo: 634 mm), quintuplican a las del semestre invernal (abril a septiembre: 126 mm), (INTA, 2008). La mayor dispersión anual de las precipitaciones se produce en el período primavera-estival, pero los mayores coeficientes de variación (> 50%) se registran en el semestre otoño-invernal, por lo que existe elevada aleatoriedad climática para los cultivos estacionales.

El área de estudio está incluida dentro de la eco-región del Espinal, considerada un “Chaco empobrecido” con penetraciones de especies de la estepa pampeana. En la actualidad, las prácticas forestales y agropecuarias han llevado a la desaparición de gran parte de la vegetación autóctona, limitándose a áreas aisladas y de poca extensión. El estrato arbóreo está compuesto por *Prosopis alba*, *Acacia caven*, y escasos ejemplares de *Celtis tala* y *Geoffroea decorticans*, el estrato arbustivo por *Berberis ruscifolia*, *Cestrum parqui* y diversas especies del género *Lycium* y el estrato herbáceo principalmente por *Setaria geniculata*, *Trichloris crinita* y *Chloris canterae* (Luti *et al.*, 1979).

Los suelos del área en estudio comprenden un conjunto de formas fluviales vinculadas a la deposición de sedimentos del Río Ctalamochita. Cuatro unidades cartográficas dividen los suelos de la pedanía Salto, que se diferencian por características fisiográficas que van desde el pedemonte serrano a la pampa loésica plana. La mayoría de los suelos son clasificados como Haplustoles (Soil Taxonomy) que varían (principalmente en textura y drenaje) según la unidad cartográfica (Jarsún *et al.*, 2003).

SITIOS DE ESTUDIO

Dentro del área de estudio se seleccionaron 3 sitios: a) “Establecimiento Romero” (32° 11' 12" S, 64° 5' 55" O), b) “Establecimiento Peretti” (32° 11' 26" S, 64° 5' 35" O), y c) “Establecimiento Sacraida” (32° 11' 39" S, 64° 5' 59" O). Todos los sitios están ubicados en la unidad cartográfica CoRT1 correspondiente a los planos aluviales y derrames del río Ctalamochita. Esta unidad está integrada por suelos imperfectamente drenados, profundos (+ de 100 cm), franco limosos, bien provistos de MO y con alta capacidad de intercambio catiónico (Jarsún *et al.*, 2003).

DISEÑO EXPERIMENTAL

Es ampliamente conocida la dificultad de trabajar con situaciones reales a campo desde el punto del diseño experimental, ya que la influencia de factores edáficos, climáticos y antrópicos imposibilita la existencia de réplicas verdaderas (Hulbert, 1984). A pesar de que las situaciones muestreadas son similares en cuanto a suelos, relieve y clima, la selección de las mismas estuvo afectada por la variabilidad de manejo agrícola característica de cada establecimiento. Por lo tanto, el diseño experimental tuvo en cuenta que cada situación es única por lo que no se trabajó con réplicas verdaderas (Abril et al., 2013b). En cada situación se realizaron transectas para la obtención de muestras compuestas (pseudoréplicas) distanciadas entre 80 a 100 m de distancia (Zhao et al. 2005).

Se seleccionaron 7 situaciones diferentes según los sistemas productivos de los sitios de estudio:

En el “Establecimiento Romero”:

- Control (Ct): lote de aproximadamente 3 ha con relicto de bosque del Espinal compuesto por un estrato arbóreo de ejemplares de mediano porte de *Prosopis alba*, *Celtis tala* y *Geoffroea decorticans*, un abundante estrato arbustivo compuesto por *Berberis rustifolia* y *Cestrum parqui* y presencia de herbáceas perennes, mayormente especies C4 del género *Trichloris* y *Chloris*. El sitio presenta un grado bajo de disturbio único en la zona, nunca fue alterado por el uso agrícola ni actividades productivas.
- Clausura (CL): lote de 2 ha en clausura desde 2008 (4 años), a partir de LC con cultivos estivales. En la actualidad el lote se encuentra cubierto por gramíneas y herbáceas espontáneas de la cama de siembra y desprovisto de arbustos o vegetación leñosa. Se identificaron las siguientes especies: *Cestrum parqui*, *Sorghum halepense*, *Silybum marianum*, *Chenopodium album*, *Ipomea purpurea*, *Tagetes minuta* y *Chloris berroi*. No se practicaron actividades agrícolas-ganaderas desde su clausura, por lo que el sitio representa una sucesión temprana.

En el “Establecimiento Peretti”, sitios agrícolas con SD:

- Sorgo/Soja (SDsg/sj): lote de 15 ha con 5 años de rotación soja-sorgo (último cultivo sorgo). Anteriormente el lote era cultivado con maní con LC.
- Soja/Sorgo (SDsj/sg): lote de 40 ha con 5 años de rotación soja-sorgo (último cultivo soja). Al igual que en el caso anterior provenía de cultivo de maní en LC.
- Soja (SDsj): lote de 10 ha con 5 años de monocultivo de soja. Previo a la SD el lote tenía uso ganadero con implantación de pasturas consociadas.

En el “Establecimiento Sacraida”, sitios con LC:

- Soja/sorgo/maní (LCmn/sg): lote de 12 ha con rotación soja-maní-sorgo (último cultivo maní). Anteriormente el lote era cultivado exclusivamente con maní.
- Soja/maní/sorgo (LCsg/mn): lote de 30 ha con rotación soja-maní-sorgo (último cultivo sorgo). Al igual que en el caso anterior provenía de monocultivo de maní.

Históricamente, el manejo agrícola del establecimiento “Peretti” se caracterizó por el cultivo de maní bajo labranza convencional (arado de disco; 0-20 cm de profundidad de labranza) además del cultivo de cereales de invierno. El manejo actual (5 años) comprende una rotación bianual sorgo-soja alternada con barbecho invernal bajo SD. Se muestrearon lotes en ambas fases de la rotación. En SD sg/sj, en la fase sorgo de la rotación, el rastrojo de sorgo es cosechado para uso forrajero. El establecimiento “Sacraida” se caracteriza por una historia productiva de 45 años bajo labranza convencional que tuvo como principal cultivo al maní, característico de la zona de producción; en invierno, cultivos como centeno y cebada fueron cultivados para uso forrajero. Con la expansión de la soja, la frecuencia de maní en la rotación disminuyó, por lo cual, hace catorce años que se cultivan los lotes con rotaciones que incluyen además de maní, soja, sorgo y ocasionalmente maíz con barbecho invernal.

Los lotes eran homogéneos en cuanto a topografía por lo cual, en cada lote agrícola se trazó una transecta N-S aproximadamente de 500 m. Dentro de la misma se trabajó sobre 3 sub-transectas de 100m de longitud y sobre cada una de ellas se recolectó al azar 1 muestra compuesta (10 submuestras) de aproximadamente 250 g de suelo (0-20 cm de profundidad). Debido a la dificultad de muestrear en Ct por la vegetación autóctona, se trazaron las 3 transectas por separado. Similarmente, debido a la reducida superficie en CL las transectas fueron trazadas separadamente. Las muestras fueron colocadas en bolsas de polietileno y conservadas refrigeradas durante el transporte hasta el laboratorio para evitar alteraciones en su composición.

Los muestreos en todos los sitios de estudio se realizaron durante el período de barbecho de invierno (29 de julio de 2012), por lo que en el momento del muestreo los lotes bajo SD presentaban la cobertura del rastrojo del cultivo anterior, excepto SDsg/sj en el cual el rastrojo de sorgo fue cosechado como rollo para uso forrajero. Respecto a los lotes con LC hay que mencionar que el LCmn/sg ya había sido laboreado a diferencia del LCsg/mn. En cada situación se registraron las características del manejo (fertilización) y el rendimiento de los cultivos, mediante la información provista por los productores.

ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS

Para todos los análisis (excepto humedad edáfica), las muestras de suelo fueron secadas a temperatura ambiente, tamizadas a través de un tamiz de 2 mm, y almacenadas a 4 °C hasta su procesamiento. En cada muestra se llevaron a cabo las siguientes determinaciones:

HUMEDAD EDÁFICA

Se pesó 10 g de suelo sin secado previo y se llevó a estufa a 60 °C hasta peso constante. Los resultados de humedad en suelo se expresaron como porcentaje mediante la ecuación:

$$HS = \frac{Pf - Ps}{Pf} \times 100 \quad (2.1)$$

Donde:

HS= Humedad del suelo (%)

Pf= Peso de la muestra fresca (g)

Ps= Peso de la muestra tras el secado (g)

pH

Se colocó un volumen de suelo en un vaso de precipitado y se agregó el doble de volumen de agua destilada. Se homogenizó y se dejó decantar por 2 horas. La lectura de pH se realizó en el sobrenadante con pHmetro digital (Klute, 1986).

CONDUCTIVIDAD

Se pesó 100 g de suelo y se suspendió en 150 mL de agua destilada. Se homogenizó y luego de 4 horas de decantación se filtró con papel de filtro mediante bomba de vacío y se realizó la lectura con conductímetro digital (Klute, 1986).

TEXTURA

Se determinó por sedimentación (previa floculación) de las partículas de arena y limo (La Motte Company, Chestertown, MD), para lo que se colocó un volumen de suelo equivalente a 15 mL en un tubo falcon de 50 mL (tubo A), se agregó 1 mL de solución dispersante de pirofosfato de sodio deca-hidratado ($\text{NaP}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, 2%) y se enrazó a 45 mL con agua destilada. Para homogeneizar, se agitó durante 2 minutos. Posteriormente se dejó reposar durante 30 segundos e inmediatamente se trasvasó el sobrenadante a un tubo falcon de 50 mL (tubo B) y se dejó reposar 30 minutos. Se registró en ambos tubos el volumen (mL) de precipitado. El volumen de precipitado del tubo A corresponde a la fracción arena, mientras que el volumen del tubo B a la fracción de limo. La fracción de arcilla se calculó mediante la diferencia entre el volumen total de suelo y las fracciones arena y limo. Los resultados de cada fracción se expresaron como porcentaje, clasificando el suelo por su textura según el triángulo de texturas.

FRACCIONAMIENTO FÍSICO POR TAMAÑO DE PARTÍCULA

Se determinó según la metodología adaptada de Feller (1979). En un recipiente plástico de 250 mL se colocó 30 g de suelo (oreado y tamizado) y se agregó 90 mL de agua destilada y seis esferas de vidrio de 1 cm de diámetro. Se dispersó durante 2 horas en un agitador rotativo a 50 rpm. Las muestras dispersadas fueron tamizadas por un tamiz de 200 μm de apertura de malla y luego por un de 53 μm . El material retenido en cada tamiz se transfirió a recipientes identificados y de peso conocido. Los recipientes se colocaron en estufa de circulación de aire a 65 °C hasta peso constante. De esta manera se obtuvieron tres fracciones: a) fracción mayor a 200 μm ($F > 200$), b) fracción 50 a 200 μm (F_{50-200}), y c) fracción menor a 50 μm ($F < 50$). Cada fracción se pesó para determinar su contribución relativa a la muestra (% F) (Ghiotti y Basanta, 2008).

MATERIA ORGÁNICA TOTAL

Se determinó por el método de Walkey y Black (Nelson y Sommers, 1982) en donde el carbono oxidable de las muestras es oxidado por el dicromato de potasio (K_2CrO_7) con el agregado de ácido sulfúrico (H_2SO_4) para facilitar la reacción. Se colocó 1 g de muestra en un erlenmeyer de 250 mL, se le agregó 10 mL de dicromato de potasio 1 N y 20 mL de ácido sulfúrico concentrado, dejándolo reposar 10 minutos. Posteriormente, se cortó la reacción con 100 mL de agua destilada y se dejó reposar por 2 horas. La cantidad de materia orgánica total (MOT) se determinó por colorimetría en espectrofotómetro a una longitud de onda de λ 610 nm. Los resultados se expresaron como g de MOT por kg de suelo.

SUSTANCIAS HÚMICAS

Se determinó según lo descrito por Marinari *et al.* (2010). Se colocó 3 g de suelo en un tubo de 100 mL y se agregó 60 mL de hidróxido de sodio (NaOH) 0,1 M, agitándolo mecánicamente durante 4 horas. Luego, se dejó reposar 24 horas y se extrajo 20 mL de sobrenadante en un erlenmeyer de 250 mL para su evaporación (en plancha de calor teniendo especial cuidado en que el precipitado no se quemé). El contenido de MO se determinó según el método de Walkey y Black (Nelson y Sommers, 1982) ya mencionado.

ÁCIDOS FÚLVICOS

Para determinar la fracción fúlvica, una alícuota del sobrenadante obtenido en la determinación de sustancias húmicas (30 mL) se fue acidificado con H_2SO_4 llevándolo a pH de 2 y luego se dejó reposar durante 24 horas. De dicho sobrenadante se extrajo 20 mL

para su evaporación. Posteriormente, se determinó el contenido de MO según el método de Walkey y Black (Nelson y Sommers, 1982) ya mencionado.

CONTENIDO DE NITRATOS

Se determinó por el método colorimétrico de reducción de cadmio (Mulvaney, 1996). Se pesó 2,5 g de muestra de suelo y se le añadió 12,5 mL de solución extractora para nitratos (cloruro de potasio 2N). Posteriormente, se agitó con agitador magnético durante 60 minutos y se dejó reposar durante 24 horas. La concentración de nitratos se determinó mediante un espectrofotómetro a una longitud de onda de λ 400 nm y los resultados se expresaron como mg de nitrato por g de suelo.

ABUNDANCIA DE MICROORGANISMOS NITRIFICADORES

La abundancia de nitrificadores se determinó mediante recuento en medio líquido específico (base mineral más sulfato de amonio como única fuente de energía y N) (Tabla 2.1) utilizando la técnica del Número Más Probable (NMP) con la tabla de Mc. Grady para 3 diluciones (Lorch *et al.*, 1995). El número característico se obtiene de la cantidad de tubos positivos en tres diferentes diluciones. Con este número se leyó en la tabla el NMP de microorganismos que corresponde a la dilución más concentrada.

Se sembró 1 mL de cada una de las diluciones de suelo por triplicado en tubos de hemólisis conteniendo 2 mL del medio específico. Luego de 28 días de incubación a 28-30 °C, se consideraron tubos positivos aquellos que tomaron coloración azul con el agregado de 3 gotas de ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄) y 2 gotas de difenil amina sulfúrica (0,5 g de difenilamina, 100 mL de H₂SO₄ y 20 mL de H₂O destilada). La presencia de nitrato en la solución es debido a la oxidación completa del amonio por parte de organismos

nitritadores y nitradores. Los resultados se expresaron en \log_{10} del número de microorganismos nitrificadores por g de suelo.

Tabla 2.1. Composición química del medio de cultivo líquido para microorganismos nitrificadores. Solución Salina Estándar (S.S.S).

Compuesto	Cantidad
S.S.S de Winogradsky	100 ml
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0,05 g
CaCO_3	0,1 g
pH: 6,8–6,9	

ACTIVIDAD NITRIFICADORA

La actividad nitrificadora se cuantificó mediante la producción de nitratos a partir de un sustrato con exceso de fosfato de amonio después de 24 horas de incubación (Verchot, 1999). La cantidad de nitrato inicial de las muestras se descontó mediante una medición en una réplica sin incubar. Se colocó 2 g de suelo de cada muestra en un erlenmeyer con 50 mL de solución de fosfato de amonio por duplicado (NH_4^+ 1,5 mM y PO_4^{3-} 1 mM). Una réplica fue incubada durante 24 horas con agitación para garantizar la actividad de la enzima (debido al carácter aeróbico de la nitrificación), mientras que la otra réplica fue analizada inmediatamente. Ambas muestras se filtraron (papel de filtro) y se midió la cantidad de nitrato por espectrofotometría (Mulvaney, 1996). La cantidad de nitrato formado se determinó como la diferencia entre el contenido de nitrato de la muestra incubada y la inicial. Los resultados se expresaron como mg de nitrato por g de suelo.

CÁLCULOS

Se realizaron los siguientes cálculos:

Ácidos húmicos: como la diferencia entre los valores obtenidos de sustancias húmicas y de ácidos fúlvicos (Marinari *et al.*, 2010).

$$AH = SH - AF \quad (2.2)$$

Donde:

AH= Cantidad de ácidos húmicos (g kg⁻¹)

SH= Cantidad de sustancias húmicas (g kg⁻¹)

AF= Cantidad de ácidos fúlvicos (g kg⁻¹)

Materia orgánica no humificada: como la diferencia entre el contenido de materia orgánica total y sustancias húmicas (Marinari *et al.*, 2010).

$$MNH = MOT - SH \quad (2.3)$$

Donde:

MONH= Cantidad de materia orgánica no humificada (g kg⁻¹)

MOT= Cantidad material orgánica total (g kg⁻¹)

SH= Cantidad de sustancias húmicas (g kg⁻¹)

Índice de humificación: como la relación entre sustancias húmicas y materia orgánica total (Abril *et al.*, 2013b).

$$IH = \frac{SH}{MOT} \quad (2.4)$$

Donde:

IH= Índice de humificación

SH= Cantidad de sustancias húmicas (g kg⁻¹)

MOT= Cantidad material orgánica total (g kg⁻¹)

Índice de polimerización: como la relación entre el contenido de ácidos húmicos y ácidos fúlvicos (Galantini *et al.*, 2002; Abril *et al.*, 2013b).

$$IP = \frac{AH}{AF} \quad (2.5)$$

Donde:

IP= Índice de polimerización

AH= Cantidad de ácidos húmicos (g kg^{-1})

AF= Cantidad de ácidos fúlvicos (g kg^{-1})

Índice de nitrificación: como la relación entre la abundancia y la actividad de los nitrificadores (Chu *et al.*, 2008).

$$IN = \frac{AB}{AC} \times 100 \quad (2.6)$$

Donde:

IN= Índice de nitrificación (%)

AB= Abundancia de microorganismos nitrificadores ($\log_{10} \text{g}^{-1}$)

AC= Actividad nitrificadora (mg kg^{-1})

Para estimar el grado de sustentabilidad de los sistemas agrícolas se aplicó la escala de resiliencia de Lal (1997), elaborada en base al porcentaje de variación de cada parámetro con respecto al sitio de referencia (Ct), (Albanesi *et al.*, 2001).

- 1) Clase 0 (0-25 %): Altamente resiliente. Sitios con degradación ligera y con alta recuperación. Estos sitios pueden recuperar sus suelos originales mediante clausura.
- 2) Clase I (26-50 %): Moderadamente resiliente. Sitios con degradación intermedia y con recuperación con manejos adecuados.
- 3) Clase II (51-75 %): Escasamente resiliente. Sitios con degradación fuerte y escasa recuperación, aun cambiando el uso de la tierra. Estos sistemas solo recuperan su productividad mediante importante obras de restauración.

4) Clase III (76-100 %): No resiliente. Sitios con degradación total (límite crítico). Estos sistemas no recuperan su productividad y tienden indefectiblemente a la desertificación.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El tratamiento estadístico de los datos para todas las variables del proceso de humificación y nitrificación se realizó mediante ANOVA para analizar las diferencias entre tratamientos y test de LSD ($p \leq 0,05$) para la comparación de medias, previamente testada la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro Wilks. Para las variables que no presentaron distribución normal, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal Wallis. Para establecer la relación entre las diferentes situaciones agrícolas y determinar las variables más importantes para caracterizarlas, los datos fueron analizados mediante el test multivariado (ACP). Además, se realizaron correlaciones (Pearson) entre la MOT con la actividad nitrificadora, la abundancia de nitrificadores y el contenido de nitratos. Los análisis fueron realizados utilizando el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS

Los suelos presentaron pH cercanos a la neutralidad y su textura fue arenosa-franco en SDsg/sj; LCmn/sg y franco-arenosa en el resto de las situaciones. Los valores de conductividad indican que son suelos sin problemas de salinidad (Tabla 3.1). La humedad edáfica fue muy baja, entre 1,69 % (LCmn/sg) y 3,13 % (LCsg/mn), en concordancia con la época de muestro.

El fraccionamiento físico de los suelos mostró marcadas diferencias entre los sitios con y sin agricultura: a) la fracción F>200 fue muy similar en todos los sitios excepto en CL que presentó el menor valor (20,02 %); b) la fracción F50-200 fue más elevada en los sitios sin agricultura (CL y Ct); y c) la fracción F<50 fue menor en Ct y mayor en CL (Tabla 3.1).

CARACTERÍSTICAS DE MANEJO

El sorgo del sitio SDsg/sj fue fertilizado con PNS (Fósforo, Nitrógeno, Azufre) (20:20:12) con una dosis de 80 kg ha⁻¹ y tuvo un rendimiento de 2,7 Mg ha⁻¹, mientras que la soja del sitio SDsj/sg fue fertilizada con superfosfato simple (PS) (20:12) en una dosis de 80 kg ha⁻¹ con un rendimiento de 1,7 Mg ha⁻¹. El monocultivo de soja del sitio SDsj no fue fertilizado y rindió 2,5 Mg ha⁻¹. El sorgo del sitio LCsg/mn recibió la misma fertilización que SDsg/sj con un rendimiento de 3,0 Mg ha⁻¹, mientras que el cultivo maní de LCmn/sg

no fue fertilizado y rindió 1,9 Mg ha⁻¹.

Tabla 3.1. Características de los suelos de las situaciones analizadas en la Pedanía Salto. SDsj/sg: siembra directa en rotación soja/sorgo; SDsg/sj: siembra directa en rotación sorgo/soja; SDsj: siembra directa con monocultivo de soja; LCmn/sg: labranza convencional en rotación maní/soja/sorgo; LCsg/mn: labranza convencional en rotación sorgo/soja/maní; CL: clausura; Ct: control; F>200: fracción mayor a 200 µm; F50-200: fracción entre 50 y 200 µm; F<50: fracción menor a 50 µm.

	SDsj/sg	SDsg/sj	SDsj	LCmn/sg	LCsg/mn	CL	Ct
Humedad (%)	2,85	2,89	2,12	1,69	3,13	2,97	2,82
pH	6,76	6,48	6,50	6,61	7,24	6,96	6,13
Conductividad (µS/cm)	173,0	81,0	144,6	140,5	96,2	118,1	497,0
Textura	Franco-arenoso						
F>200 (%)	42,76	43,30	48,63	43,60	49,78	20,02	43,04
F50-200 (%)	15,06	19,66	19,52	20,94	12,78	29,82	31,65
F<50 (%)	42,18	36,05	31,85	35,46	37,44	50,16	25,31

PROCESO DE HUMIFICACIÓN

La mayoría de los parámetros del proceso de humificación analizados en el suelo (MOT, SH, AF, AH y MONH) variaron significativamente entre las situaciones agrícolas. El Ct presentó los valores más altos para todas estas variables. El contenido de MOT fue más bajo en SDsg/sj, pero no difirió de los otros sitios bajo SD y LC (Tabla 3.2). Por otra parte, las SH y AH no presentaron diferencias significativas entre situaciones agrícolas, mientras que el contenido de AF fue menor en SDsg/sj, aunque no difirió de SDsj/sg, LCmn/sg, LCsg/mn y CL (Tabla 3.2). La MONH tuvo los valores más altos en las situaciones SDsj/sg y LCsg/mn, mientras que fue menor en SDsg/sj. Los valores intermedios se presentaron en los sitios SDsj, LCmn/sg y CL sin diferencias significativas

entre sí (Tabla 3.2). Los índices de humificación y de polimerización no presentaron diferencias significativas entre las situaciones en estudio (Tabla 3.2).

PROCESO DE NITRIFICACIÓN

El contenido de nitratos y la actividad nitrificadora presentaron diferencias significativas entre las situaciones analizadas. El contenido de nitrato fue más alto en SDsj y LCmn/sg, no difiriendo del suelo control, mientras que SDsj/sg, SDsg/sj, LCsg/mn y CL fueron los más bajos no presentando diferencias significativas entre sí (Tabla 3.3). La actividad nitrificadora fue más alta en el sitio Ct y más baja en todas las situaciones restantes (Tabla 3.3). Por otra parte, la abundancia de microorganismos nitrificadores y el índice de nitrificación no presentaron distribución normal de los datos y el análisis con test no paramétrico (Kruskal Wallis) no mostró diferencias significativas entre las situaciones agrícolas (Tabla 3.3). Solo se detectó correlación significativa entre la actividad nitrificadora y el contenido de MOT ($R\ 0,85$; $p \leq 0,0001$) (Figura 3.1).

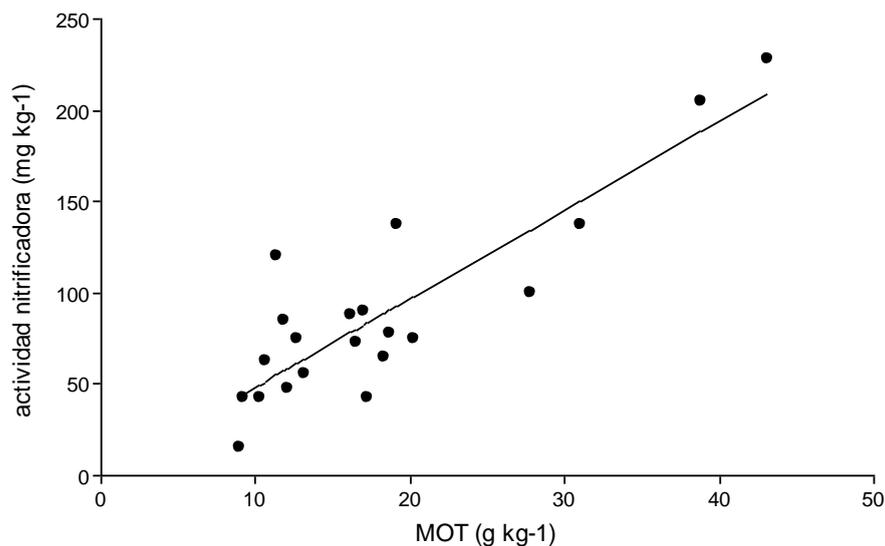


Fig. 3.1. Correlación significativa (Pearson $p \leq 0,05$) entre actividad nitrificadora y el contenido de MOT (materia orgánica total).

Tabla 3.2. Variables del proceso de humificación en las diferentes situaciones analizadas (media \pm DE). SDsj/sg: siembra directa en rotación soja/sorgo; SDsg/sj: siembra directa en rotación sorgo/soja; SDsj: siembra directa con monocultivo soja; LCmn/sg: labranza convencional en rotación maní/soja/sorgo; LCsg/mn: labranza convencional en rotación sorgo/soja/maní; CL: Clausura; Ct: Control; MOT: materia orgánica total; SH: sustancias húmicas; AF: ácidos fúlvicos; AH: ácidos húmicos; MONH: materia orgánica no humificada; IH: índice de humificación; IP: índice de polimerización. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) con LSD Fisher. CV: Coeficiente de variación.

	SDsj/sg	SDsg/sj	SDsj	LCmn/sg	LCsg/mn	CL	Ct	p	CV %
MOT (g kg ⁻¹)	17,87 bc ($\pm 1,19$)	10,07 c ($\pm 0,78$)	13,20 bc ($\pm 5,33$)	14,03 bc ($\pm 2,65$)	20,27 b ($\pm 7,55$)	15,20 bc ($\pm 2,74$)	37,73 a ($\pm 6,13$)	0,0001	24,35
SH (g kg ⁻¹)	4,97 b ($\pm 0,76$)	4,03 b ($\pm 3,37$)	6,03 b ($\pm 0,21$)	5,33 b ($\pm 1,14$)	6,67 b ($\pm 0,91$)	5,27 b ($\pm 1,69$)	13,83 a ($\pm 0,35$)	<0,0001	25,57
AF (g kg ⁻¹)	2,17 bc ($\pm 0,51$)	2,03 c ($\pm 0,31$)	2,97 b ($\pm 0,71$)	2,67 bc ($\pm 0,21$)	2,67 bc ($\pm 0,67$)	2,27 bc ($\pm 0,72$)	5,70 a ($\pm 0,26$)	<0,0001	18,01
AH (g kg ⁻¹)	2,80 b ($\pm 0,69$)	3,50 b ($\pm 1,39$)	3,07 b ($\pm 0,50$)	2,67 b ($\pm 1,25$)	4,00 b ($\pm 1,48$)	3,00 b ($\pm 0,96$)	8,13 a ($\pm 0,61$)	0,0002	27,04
MONH (g kg ⁻¹)	12,9 b ($\pm 0,14$)	4,5 c ($\pm 0,22$)	7,2 bc ($\pm 0,53$)	8,7 bc ($\pm 0,15$)	13,6 b ($\pm 0,66$)	9,9 bc ($\pm 0,19$)	23,9 a ($\pm 0,65$)	0,0018	36,82
IH	0,28 ($\pm 0,05$)	0,56 ($\pm 0,19$)	0,51 ($\pm 0,19$)	0,38 ($\pm 0,01$)	0,35 ($\pm 0,13$)	0,35 ($\pm 0,07$)	0,37 ($\pm 0,08$)	0,1370	30,24
IP	1,37 ($\pm 0,58$)	1,73 ($\pm 0,64$)	1,11 ($\pm 0,48$)	1,02 ($\pm 0,54$)	1,51 ($\pm 0,42$)	1,32 ($\pm 0,05$)	1,43 ($\pm 0,18$)	0,5698	33,85

Tabla 3.3. Variables del proceso de nitrificación en las diferentes situaciones analizadas (media \pm DE). SDSj/sg: siembra directa en rotación soja/sorgo; SDsg/sj: siembra directa en rotación sorgo/soja; SDSj: siembra directa con monocultivo soja; LCmn/sg: labranza convencional en rotación maní/soja/sorgo; LCsg/mn: labranza convencional en rotación sorgo/soja/maní; CL: Clausura; Ct: Control; IN: índice de nitrificación. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) con LSD Fisher. CV: Coeficiente de variación.

	SDsj/sg	SDsg/sj	SDsj	LCmn/sg	LCsg/mn	CL	Ct	p	CV %
Contenido de nitratos (mg kg ⁻¹)	45,83 b (\pm 8,78)	44,17 b (\pm 5,77)	102,50 a (\pm 45,21)	106,67 a (\pm 44,81)	41,67 b (\pm 5,20)	41,67 b (\pm 13,77)	80,83 ab (\pm 1,44)	0,0125	37,80
Abundancia de nitrificadores (log ₁₀ g ⁻¹)	0,31 (\pm 0,32)	0,20 (\pm 0,34)	0,19 (\pm 0,22)	0,53 (\pm 0,49)	0,45 (\pm 0,16)	0,63 (\pm 0,00)	0,62 (\pm 0,22)	0,2731	79,11
Actividad nitrificadora (mg kg ⁻¹)	71,67 b (\pm 6,29)	49,17 b (\pm 11,55)	90,83 b (\pm 6,25)	76,67 b (\pm 18,93)	83,33 b (\pm 14,43)	59,17 b (\pm 24,66)	190,00 a (\pm 46,84)	0,0032	37,95
IN (%)	0,43 (\pm 0,30)	0,46 (\pm 0,62)	1,00 (\pm 1,26)	0,6 (\pm 0,40)	0,56 (\pm 0,16)	1,17 (\pm 0,31)	0,37 (\pm 0,15)	0,6498	94,99

El análisis de componentes principales (ACP) construido a partir de los parámetros de los procesos de humificación y nitrificación mostró que dos componentes principales explicaron el 89,1 % de la varianza total. El primer componente (CP1) explicó el 74,9 % con el mayor peso (0,40) para el contenido de MOT, SH y actividad nitrificadora. El segundo componente (CP2) explicó el 14,2 % con los mayores pesos para el contenido de nitratos (0,86) y abundancia de microorganismos nitrificadores (-0,34). El ACP separó todas las situaciones agrícolas (incluida CL) del sitio Ct, evidenciando el fuerte impacto del uso agrícola sobre los parámetros químicos y biológicos analizados (Figura 3.2).

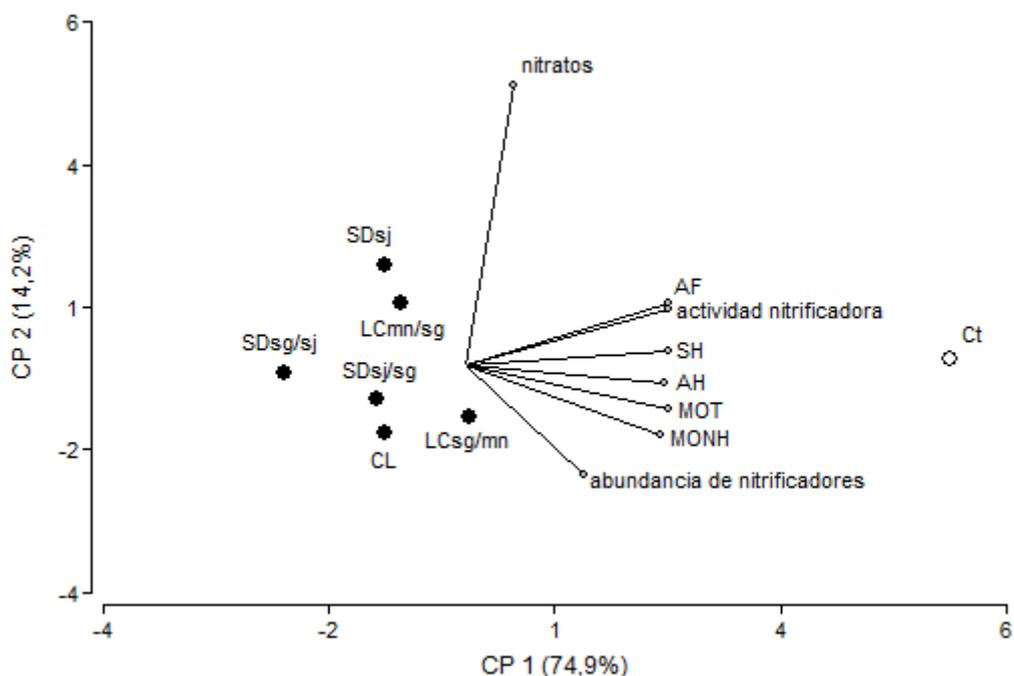


Fig. 3.2. Análisis de componentes principales de las variables en estudio. SDsj/sg: siembra directa en rotación soja/sorgo; SDsg/sj: siembra directa en rotación sorgo/soja; SDsj: siembra directa con monocultivo soja; LCmn/sg: labranza convencional en rotación maní/soja/sorgo; LCsg/mn: labranza convencional en rotación sorgo/soja/maní; CL: Clausura; Ct: Control; MOT: materia orgánica total; SH: sustancias húmicas; AF: ácidos fúlvicos; AH: ácidos húmicos; MONH: materia orgánica no humificada.

RESILIENCIA DEL PROCESO DE HUMIFICACIÓN

En la Clase I quedaron incluidos los contenidos de MONH de LCsg/mn y SDsj/sg, la MOT de LCsg/mn, además del contenido de AF de SDsj. Los contenidos de SH y AH se vieron incluidos en la Clase II para la totalidad de las situaciones analizadas a excepción de LCsg/mn en donde los AH presentaron una resiliencia Clase I (Figura 3.3). Los AF de SDsj/sg, SDsj/sg, LCsg/mn, LC mn/sg y CL también fueron incluidos en la Clase II, mientras que el contenido de MONH de SDsg/sj fue el único caso en que se superó el umbral de resiliencia (Clase III), (Figura 3.3).

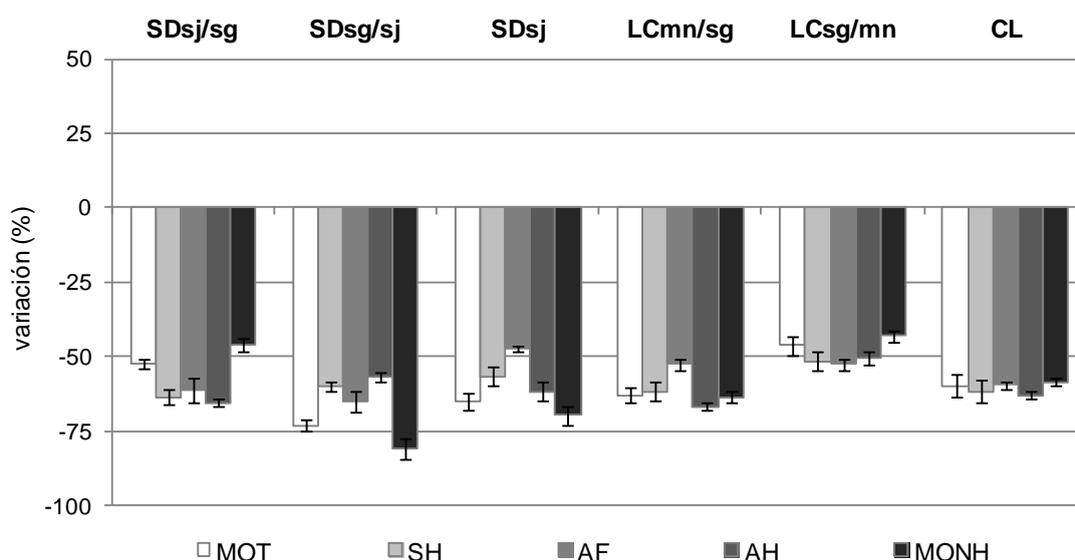


Fig. 3.3. Clases de resiliencia expresadas como variación (%) con respecto al sitio control del proceso de humificación en las diferentes situaciones analizadas. SDsj/sg: siembra directa en rotación soja/sorgo; SDsg/sj: siembra directa en rotación sorgo/soja; SDsj: siembra directa con monocultivo soja; LCmn/sg: labranza convencional en rotación maní/soja/sorgo; LCsg/mn: labranza convencional en rotación sorgo/soja/maní; CL: Clausura; MOT: materia orgánica total; SH: sustancias húmicas; AF: ácidos fúlvicos; AH: ácidos húmicos; MONH: materia orgánica no humificada.

RESILIENCIA DEL PROCESO DE NITRIFICACIÓN

En la Clase 0 se vieron incluidos el contenido de nitratos de SDsj y la abundancia de LCmn/sg y CL. Para las situaciones restantes, el contenido de nitratos presentó una resiliencia Clase I (Figura 3.4). La abundancia de microorganismos nitrificadores registró resiliencia Clase I en SDsj/sg y LCsg/mn y Clase II en SDsg/sj y SDsj, mientras que la actividad nitrificadora registró una resiliencia Clase II en la totalidad de situaciones agrícolas analizadas como así también en CL (Figura 3.4).

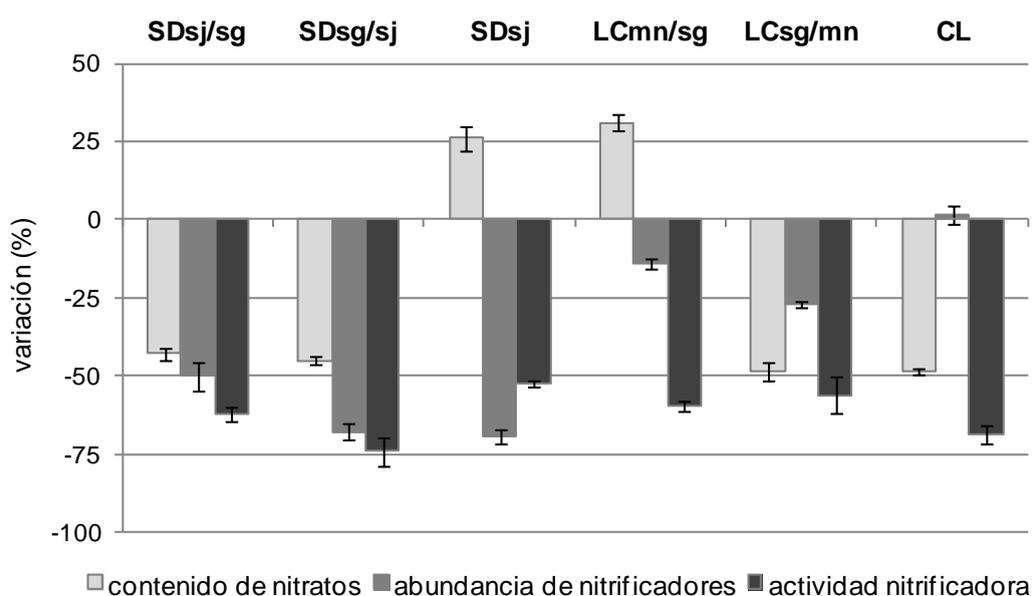


Fig. 3.4. Clases de resiliencia expresadas como variación (%) con respecto al sitio control del proceso de nitrificación en las diferentes situaciones analizadas. SDsj/sg: siembra directa en rotación soja/sorgo; SDsg/sj: siembra directa en rotación sorgo/soja; SDsj: siembra directa con monocultivo soja; LCmn/sg: labranza convencional en rotación maní/soja/sorgo; LCsg/mn: labranza convencional en rotación sorgo/soja/maní; CL: Clausura.

DISCUSIÓN

PROCESO DE HUMIFICACIÓN

MATERIA ORGÁNICA TOTAL DEL SUELO

La evidente disminución del contenido de MOT de los suelos productivos en comparación al sitio Ct, concuerda con lo ampliamente aceptado que las prácticas agropecuarias extensivas afectan negativamente el reservorio de C orgánico de los suelos (Batjes y Bridges, 1992; Díaz Zorita *et al.*, 2004; Vityakon, 2007; Abril y Noé, 2007; Potter *et al.*, 2009; Álvarez y Steinbach, 2012a; Raiesi, 2012b; Vázquez *et al.*, 2013). Se menciona que el sistema de labranza es un factor determinante en el secuestro de C en los suelos agrícolas. Sin embargo, en este trabajo se detectaron escasos cambios en la MOT entre las situaciones agrícolas analizadas. Steinbach y Álvarez (2006) tampoco encontraron cambios en la MOT de suelos de la pampa húmeda bajo los primeros años de SD; el potencial de los suelos agrícolas para secuestrar C es bajo, no excediendo el 6 % en el estrato 0-20 cm. Similarmente Álvarez *et al.* (2011) tampoco registraron aumentos de C en el perfil del suelo (0-30 cm) bajo SD en comparación a suelos bajo LC en la región del noreste bonaerense, aunque una sustancial estratificación de la MO fue observada. Si bien se menciona que el cambio del nivel de C del suelo por introducción de SD es mayor entre los 4 y 9 años de establecido el sistema de labranza (Steinbach y Álvarez, 2005), nuestros resultados a los 5 años no reflejan dichos cambios. Probablemente los sitios en este trabajo estarían en la etapa de estabilización que menciona Vieira *et al.* (2009). Dichos autores reportan valores de C

bajos (0 -17,5 cm) en los primeros estadios de transición entre un sistema de LC y SD con un aparente incremento a partir del tercer año, con una posterior estabilización para obtener cambios acentuados a partir del diecinueveavo año bajo SD. Watts *et al.* (2011) señalan que la MOT de un suelo en SD, previamente en LC, alcanza su máximo valor entre los 5-10 años de establecido el cambio, para estabilizarse a partir de los 15 a 20 años.

Por otra parte, la ausencia de diferencias significativas entre SDsj/sg, SDsj, LCmn/sg y CL es consistente con lo reportado por Casado-Murillo y Abril (2013) en donde la secuencia de rotaciones y calidad del rastrojo, para suelos bajo 14 años de SD, no se ven reflejadas en los contenidos de MOT (0-20 cm). En este sentido, teniendo en cuenta que en nuestro estudio se evaluaron suelos con 5 años de SD, es poco probable aún encontrar cambios sustanciales en la dinámica de la MOT. La similitud encontrada entre situaciones contrastantes, principalmente el sistema de labranza, refleja la escasa sensibilidad de la MOT como indicador de impacto productivo (Haynes, 2000; Ghani *et al.*, 2003; Marriot y Wander, 2006; Sainju *et al.*, 2012; Culman *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2013). Plaza-Bonilla *et al.* (2014) indican que la elevada proporción de C estable presente en la MO y los extensos periodos requeridos (> 10 años) para visualizar cambios en el contenido de C de los suelos impiden reflejar cambios inducidos por prácticas agrícolas en el corto plazo.

Que el contenido de MOT en el sitio CL no haya diferido de las situaciones agrícolas concuerda con la bibliografía en donde los niveles de C del suelo no recuperan su estado original en cortos períodos de tiempo, al menos que transcurran varias décadas sin cultivo (Álvarez y Steinbach, 2012a). El secuestro de C comienza varios años después de la clausura de los mismos (Zhao *et al.*, 2005; Raiesi, 2012b) y la dinámica de recuperación depende de características geomorfológicas y climáticas de la zona en estudio además del tiempo transcurrido desde la clausura y la intensidad de los disturbios aplicados previamente (Wang y Gong, 1998; Raiesi y Riahi, 2014). En este sentido, Raiesi (2012b) reporta una acumulación de C en suelos clausurados de Irán del

26 % mayor en comparación a suelos cultivados. Sin embargo, el período de clausura de 18-22 años de dicho estudio no permite una comparación directa debido al corto tiempo de clausura del lote analizado en este trabajo (desde 2008), lo que sugeriría una lenta recuperación de los niveles de MO *per sé* una vez cesadas las actividades agrícolas. Otros autores (Potter *et al.*, 2009) señalan que una clausura con implantación de pasturas en suelos agrícolas de Texas incrementa de manera lineal el contenido de C a partir de los 6 hasta los 60 años en una tasa anual de 0.45 Mg ha^{-1} .

En relación a las rotaciones, los resultados obtenidos en SDsg/sj se presentan contradictorios ya que es de suponer que un suelo bajo SD, con una alta cobertura de rastrojo proveniente de una gramínea como el sorgo tendería a ganar MOT, debido a un mayor aporte de rastrojos (Casado-Murillo, 2010). Es ampliamente aceptado que la reducción de la labranza del suelo a través de la SD y la utilización de cultivos para maximizar la cantidad de residuo remanente, aumentan el contenido de MOT de suelos agrícolas (Duval *et al.*, 2013). Sin embargo, el contenido de MOT de SDsg/sj ($10,07 \text{ g kg}^{-1}$) es el más bajo de todas las situaciones analizadas. Esto podría deberse a que en SDsg/sj se cosecha el rastrojo para su utilización como forraje, provocando un grave impacto sobre el contenido de MOT (Blanco-Canqui y Lal, 2009a, b) dejando el suelo sin cobertura. Blanco-Canqui y Lal (2009a) afirman que la práctica de retirar el rastrojo como fuente de energía para la producción de biocombustibles y alimentación del ganado ha provocado un fuerte impacto sobre el almacenamiento de C de suelos agrícolas.

Que el contenido de MOT en LCsg/mn haya sido el más alto después del sitio Ct podría deberse a la incorporación del rastrojo en el suelo y el consecuente aporte de C al contenido de MOT. Esta situación estaría en acuerdo con lo reportado por Abril *et al.* (2013a), en donde el contenido de MOT de suelos (0-20 cm) bajo un sistema de labranza convencional es mayor que aquellos con labranza cero, debido a la remanente descomposición de residuos aportados hace 1,5 años.

El hecho que la MOT de SDsj no haya diferido de otras situaciones contrastantes, a pesar de haber tenido implantación de pasturas (última en 2007) para uso ganadero, está en acuerdo con la bibliografía. Por ejemplo, Álvarez y Steinbach (2012d) señalan que no es común observar correlaciones significativas entre el período transcurrido desde la realización de la última pastura y el nivel de MOT de los suelos ya que los cambios en la cantidad de MO del suelo se hacen muy lentos y difíciles de detectar. Que el contenido de MOT del lote en LCmn/sg no haya diferido de las demás situaciones agrícolas contrastantes como SDsj/sg, CL o SDsj podría deberse al aporte de C adicional realizado por vegetación espontánea (gramíneas en su mayoría) no controlada durante el barbecho (Álvarez y Steinbach, 2012a).

FRACCIONES DE LA MATERIA ORGÁNICA

Se menciona que el estudio de las fracciones de la MO y sus dinámicas es relevante para la determinación de impacto productivo y la adopción de prácticas agrícolas sustentables a nivel regional (Galantini *et al.*, 2002; Shrestha *et al.*, 2008; Abril *et al.*, 2013a; Duval *et al.*, 2013; Vázquez *et al.*, 2013). Durante la etapa inicial de deposición de residuos vegetales en el suelo, el C lábil, constituido por carbohidratos simples y polisacáridos (Shrestha *et al.*, 2008), es metabolizado por los microorganismos (MacCarthy *et al.*, 1990a; Ohno, 2002). La MO que no es degradada completamente a CO₂, forma SH a través de reacciones de síntesis de carácter secundario (MacCarthy *et al.*, 1990b; Prentice y Webb, 2010). Así, los AH son producto de una secuencia que implica la degradación de la lignina a monómeros de fenoles, seguido por la oxidación de éstos a quinonas y la subsecuente condensación con aminoácidos (Vaughan y Ord, 1985). La fracción recalcitrante o estable es la más relevante para el secuestro de C debido a que está asociada a la formación de complejos órgano-minerales por lo que se descompone lentamente (Blanco-Canqui y Lal, 2009b).

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que las fracciones más estables de la MO sufren poco cambio frente al sistema de labranza. Shrestha *et al.* (2008) reportan una insensibilidad de las fracciones recalcitrantes de la MO frente al uso productivo de los suelos en Nepal. Wander y Traina (1996) no encontraron diferencias significativas en el contenido de AH en suelos de Pennsylvania luego de un periodo de 8 años desde la transición de manejo convencional a orgánico. Similarmente, Ohno *et al.* (2009) concluyeron que las fracciones recalcitrantes de la MO (AH y AF) no se ven afectadas por los efectos de prácticas agrícolas como la fertilización, labranzas o rotaciones de cultivos en el largo plazo (9 años). Sin embargo, algunos autores encuentran un efecto negativo de la labranza sobre las fracciones más recalcitrantes (Balesdent *et al.*, 2000). Debido a que cuando los precursores de la materia orgánica humificada desaparecen por la acción de prácticas agrícolas, un cambio en la composición y química de sus moléculas reduce su resistencia a la degradación debido a la formación de sustancias con un menor grado de polimerización (Bongiovanni y Lobartini, 2006).

La similitud entre los valores detectados en todas las situaciones agrícolas analizadas para las variables SH y AH sugiere que las prácticas de manejo sólo afectan el contenido de AF. Estos resultados estarían en parcial acuerdo con los reportados por Abril *et al.* (2013a) quienes afirman que las prácticas de manejo no afectan el contenido de SH. Contrariamente, nuestros resultados no concuerdan con la sensibilidad de los AH detectada en dicho estudio, ya que dicha fracción no varió ante diferentes sistemas de manejo como si lo hicieron los AF. En este sentido, diversos autores (Zalba y Quiroga, 1999; Galantini *et al.* 2002) reportan sensibilidad de los AF frente al manejo productivo en suelos de la porción semiárida de la región pampeana.

Que el contenido de SH y sus respectivas fracciones haya sido mayor en el sitio Ct es coincidente con la bibliografía (Vityakon, 2007; Abril *et al.*, 2013a; Vázquez *et al.*, 2013) en donde la humificación se ve favorecida gracias al aporte de residuos leñosos de la flora nativa. Es conocido que los productos de la degradación de la lignina

constituyen uno de los precursores en la formación de anillos aromáticos de las SH (MacCarthy *et al.*, 1990a). Además, la alta relación C/N de la lignina y polifenoles de los residuos vegetales leñosos favorecerían la acumulación de MO en comparación a residuos más lábiles de los rastrojos (Vityakon, 2007; Vázquez *et al.* 2013). Nuestros resultados acuerdan con lo reportado por Shrestha *et al.* (2008) que encuentra mayores niveles de las fracciones recalcitrantes de la MO en suelos prístinos en comparación a suelos bajo uso agrícola. Por otra parte, estudios realizados en la región manisera de la provincia de Córdoba (Bongiovanni y Lobartini, 2006) señalan una disminución del contenido de AH y AF debido a la acción de las labranzas. A pesar de la naturaleza recalcitrante de las SH, la falta de oclusión en agregados disminuye la persistencia de las mismas debido al ataque microbiano, provocando una disminución del 40-70 % en el contenido de AH y AF en suelos cultivados en comparación con un sitio control.

Los AF constituyen la porción menos polimerizada de las SH (Vázquez *et al.*, 2013; Abril *et al.*, 2013a), que es soluble en agua en condiciones de pH alcalino y ácido (MacCarthy *et al.*, 1990b). Dicha fracción está compuesta por compuestos discretos como aminoácidos y azúcares adheridos al material humificado (MacCarthy *et al.*, 1990b). Los AF tienen menor peso molecular, menor contenido de C y mayor contenido de O, que los AH, constituyendo una fracción más polar y móvil (Zalba y Quiroga, 1999; Ohno *et al.*, 2009) reactiva químicamente (Wander y Traina, 1996). Por ello, representan la fracción potencialmente disponible para los microorganismos (Galantini, 2008) y sensible al manejo agrícola (Zalba y Quiroga, 1999; Guimarães *et al.*, 2013). En nuestro estudio, la fracción de AF presentó sensibilidad a las prácticas de manejo, presentándose en menores contenidos que AH, en concordancia con lo reportado por Hevia *et al.* (2003) en suelos de la provincia de La Pampa. Según Galantini *et al.* (2002) mayores contenido de AF fueron registrados en suelos cultivados con leguminosas.

Que SDsj haya presentado el contenido más alto de AF después de Ct podría deberse al uso ganadero previo y al actual cultivo de soja. La acumulación de MO en suelos en fase pastoril por el uso de leguminosas es un hecho ampliamente conocido

(Galantini *et al.*, 2002), si bien su efecto es reducido a corto plazo, se pueden evidenciar cambios significativos en el balance de nutrientes y propiedades físicas (Galantini *et al.*, 2002). Sistemas basados en el cultivo de leguminosas resultan en un incremento del contenido de MO en comparación a sistemas convencionales de cereales (Marriot y Wander, 2006; Vieira *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2012). Teniendo en cuenta el uso ganadero de los suelos previo a la reciente implantación de SDsj (5 años) y al poco cambio de la MOT a corto tiempo, no es esperable encontrar contenidos menores de las fracciones de la MO, a pesar de tratarse de un monocultivo de soja, muchas veces indicado como un manejo desfavorable a la hora de mantener la fertilidad de los suelos (Huggins *et al.*, 2007; Duval *et al.*, 2013).

Que la situación SDsg/sj, respecto a la variable AF, presente el mismo patrón que MOT y MONH indica una pérdida general de MO. El pool general de MO del suelo decrece a medida que se incrementa la remoción de rastrojo, favoreciendo mayores emisiones de CO₂ y alterando propiedades físicas y químicas del suelo que dependen estrechamente del contenido de MOT (Blanco-Canqui y Lal, 2009b). Estos autores también mencionan que la remoción del rastrojo ocasiona una reducción de la acumulación de fracciones recalcitrantes de C, ya que la MO originada a partir de la descomposición del rastrojo es necesaria para favorecer la actividad microbiana responsable de la humificación de residuos vegetales y el ciclado de nutrientes (Blanco-Canqui y Lal, 2009a).

La MONH está comprendida por sustancias orgánicas simples de conocidas estructuras químicas y no inherentes al suelo. Se caracterizan por un bajo peso molecular y por estar fácilmente disponibles para la biota edáfica, constituidas por carbohidratos, auxinas y aminoácidos (Vaughan y Ord, 1985). Operacionalmente es definida como compuestos orgánicos de tamaños inferiores a 0,45 µm (Toosi *et al.*, 2012).

Numerosos autores mencionan que la MO lábil es altamente influenciada por las prácticas de manejo (Shrestha *et al.*, 2008; Blanco-Canqui y Lal, 2009b; Garcia-Orenes *et al.*, 2010), siendo un indicador más sensible que la MOT (Marriot y Wander, 2006; Plaza-Bonilla *et al.*, 2014) y el N total (Duval *et al.*, 2013). Diversos fraccionamientos han sido propuestos para la cuantificación de la fracción lábil de MO (Galantini *et al.*, 2002; Ghiotti y Basanta, 2008; Culman *et al.*, 2012; Toosi *et al.*, 2012; Culman *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2013; Plaza-Bonilla *et al.*, 2014).

Que el sitio Ct presente los valores más altos de MONH, estaría en acuerdo con la hipótesis de que las prácticas agrícolas ocasionan una mineralización prevalente de las fracciones más lábiles de la MO (Shertha *et al.*, 2008). En este sentido, un cultivo continuo reduciría las fracciones lábiles de C y N pero no las fracciones más recalcitrantes (Shertha *et al.*, 2008).

La ausencia de diferencias significativas en el IH entre las situaciones analizadas podría estar indicando un equilibrio entre fracciones humificadas y no humificadas que impiden detectar cambios en la composición global de la MOT (Abril, 2003). Sin embargo, es posible visualizar una tendencia a alcanzar un mayor IH en la situación SDsg/sj. Teniendo en cuenta que en dicha situación se registran valores bajos y similares de contenido de SH en comparación con otras situaciones, un mayor IH no sería esperable. Sin embargo, el hecho de que SDsg/sj presente los valores más bajos de MOT (cerca al umbral de resiliencia) y un contenido aún menor de MONH justifican los mayores valores de IH. Esto evidencia que un valor mayor de un índice (IH) no siempre está relacionado con una mejor condición de suelo (Sparling, 1998). En este sentido, Zalba y Quiroga (1999) señalan que valores más bajos de AF/MO indican mayor contenido de AH y mayor calidad del suelo. La ausencia de un pool lábil de MO afectaría el contenido de SH a mediano y largo plazo ya que sería utilizado por las comunidades microbianas frente a la falta de recursos nutricionales fácilmente disponibles requeridos para sus funciones metabólicas.

El índice de polimerización (AH/AF) es utilizado como un indicador de la madurez del humus, ya que mayores valores indican una proporción dominante de sustancias húmicas con mayor nivel de aromaticidad y más estables frente a la degradación microbiana (Galantini *et al.*, 2002; Abril *et al.*, 2013b). Sin embargo, $IP > 1$ indican una pérdida selectiva de AF durante la descomposición de la MO, algo muy característico de suelos con texturas gruesas (Guimarães *et al.*, 2013). Algunos autores (Hevia *et al.*, 2003) señalan el mantenimiento de la relación entre las fracciones de carbono orgánico del suelo frente a las prácticas agrícolas, particularmente en regiones semiáridas. Lo que sugiere que el factor más importante en el equilibrio de la MO es la velocidad de transformación del C orgánico inducido por las prácticas agrícolas (Galantini y Suñer, 2008) y propiedades texturales del suelo (Hevia *et al.*, 2003).

Galantini *et al.* (2002) reportó valores de IP mayores durante la fase trigo de una rotación trigo-trébol rojo. Lo que sugerirían un leve aumento de AF durante el cultivo de leguminosas, acentuándose este cambio a partir del segundo al tercer año de la implantación de la misma. Dichos resultados están en acuerdo con la tendencia observada de menores IP en SDsj, LC mn/sg y SDsj/sg (fase de la rotación con implantación de leguminosas).

Que el IP del sitio Ct no haya diferido de las situaciones agrícolas analizadas, se presenta como contradictorio ya que es esperable encontrar valores más altos debido a un mayor contenido de AH por el aporte de residuos vegetales de la flora nativa. Abril *et al.* (2013b) encuentran valores mayores de IP en bosques nativos de la zona árida del oeste de Argentina. La diferencia entre la composición de las comunidades vegetales del Chaco Árido y el Espinal de Córdoba justificarían las diferencias reportadas. En zonas áridas ejemplares de *Aspidosperma quebracho-blanco* y un estrato arbustivo leñoso compuesto por *Larrea devaricata*, *Acacia furcatispina* favorecen la formación de fracciones más polimerizadas debido a la resistencia de estos residuos a la descomposición microbiana. Contrariamente, el Espinal está compuesto por *Prosopis sp.* y *Geophroea decorticans* y un estrato arbustivo herbáceo más susceptible a la

degradación (Abril *et al.*, 2013b). Además, las mayores precipitaciones y temperaturas templadas menos fluctuantes en la región semi-árida en estudio favorecen una descomposición más rápida de los residuos vegetales disminuyendo la polimerización de la MO (Abril y Noé, 2007).

Que las situaciones agrícolas no hayan diferido entre sí en el IP es esperable al observar la similitud entre sus proporciones de AF y AH, en concordancia con lo reportado por Bongiovanni y Lobartini (2006) en donde los AH y AF disminuyeron en la misma magnitud a pesar de sus características recalcitrantes intrínsecas. Un menor IP podría esperarse en SDsj, debido al mayor contenido de AF ya mencionado. Sin embargo, la similitud con la variación de AH en semejante proporción a las demás situaciones, impide una diferenciación de dicha situación.

La ausencia de diferencias significativas de IH e IP entre situaciones (inclusive con Ct) señalan un equilibrio entre las fracciones humificadas y la MOT y las fracciones humificadas entre sí (a pesar de un menor contenido que Ct) de la misma manera que en suelos prístinos sugiriendo un equilibrio inferior alcanzado por los suelos degradados.

PROCESO DE NITRIFICACIÓN

CONTENIDO DE NITRATOS

La interpretación de los resultados de concentración de nitratos en suelo presenta cierta complejidad debido a que el proceso de nitrificación posee dos etapas con diferentes características metabólicas (la oxidación del NH_4^+ a NO_2^- y su posterior oxidación a NO_3^-) (Norton, 2008), y por la alta variabilidad espacial y temporal del

contenido de nitratos en el suelo (Schmidt, 1982). Teniendo en cuenta estos aspectos se puede justificar las diferencias detectadas en nitratos entre las diferentes situaciones agrícolas analizadas por: a) la época de muestreo, b) los años de implementación del sistema SD, y c) la calidad del rastrojo aportado por el tipo de situación agrícola.

Es ampliamente conocido que el contenido de nitratos del suelo es una variable altamente dependiente de las condiciones ambientales (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004), especialmente de las precipitaciones debido a la alta solubilidad del nitrato (Schmidt, 1982). Por lo tanto, su sensibilidad para evaluar el impacto de prácticas agrícolas es escasa (Abril, 2003; Abril *et al.*, 2005). Los altos valores de nitrato registrados en este trabajo en el mes de julio durante el barbecho invernal, están de acuerdo con algunos autores que afirman que los nitratos se acumulan en la época seca debido a la ausencia de precipitaciones que los lixivien a horizontes más profundos (Álvarez y Steinbach, 2012c) y a la falta de cultivos que puedan absorberlos (Abril *et al.*, 2005). Así, la práctica de barbecho es señalada como favorable para la acumulación de nitratos (Nielsen y Calderón, 2011), incrementándose el contenido de acuerdo a la longitud del barbecho (Álvarez y Steinbach, 2012b).

Si bien diversos trabajos han evaluado el efecto de los sistemas de labranza y rotaciones sobre el contenido de nitratos en suelo, los resultados obtenidos en este trabajo no presentan un patrón general, siendo específicos de cada sitio de estudio. Por ejemplo, algunos autores reportan valores más altos de nitratos en suelos bajo LC (Bono *et al.*, 2008; Álvarez y Steinbach, 2012b) mientras que otros (Abril *et al.*, 2005; Casado-Murillo, 2010) lo hacen en suelos bajo SD. En nuestro estudio, el sistema de SD implantado hace 5 años, a excepción del monocultivo de soja, no indica cambios sustanciales.

Por otra parte, es significativo el mayor contenido de nitratos detectado en SDsj 26 % y LCmn/sg 31 % más que el sitio Ct. Su interpretación se presenta compleja,

debido que SDsj/sg, también en la fase leguminosa de la rotación, registró una disminución del 47% con respecto a Ct. Es un hecho conocido el efecto de especies leguminosas sobre la dinámica del N en suelos agrícolas debido a su capacidad de aportar N por fijación biológica, y a una más baja relación C/N en sus residuos en comparación con las gramíneas (Stevenson y van Kessel, 1996; Blanco-Canqui y Lal, 2009b) que favorecen la liberación de nitratos. En este sentido, Álvarez y Steinbach (2012b) reportaron altos valores de nitrato en lotes con antecesor leguminosa. Debido a que el aporte de residuo fresco (hojas) de estas leguminosas se da en periodos de altas temperaturas y precipitaciones, sumado a la labilidad de estos residuos (baja C:N), la liberación de nitratos del rastrojo se ve favorecida (Casado-Murillo, 2010). Contrariamente, Lince et al.(2013) señalan que el efecto de cultivos antecesores sobre el contenido de N inorgánico es limitado y que su dinámica está estrechamente ligada a condiciones específicas de los sitios y el momento de muestreo. El hecho de que LCmn/sg registrara valores más altos estaría relacionado al pulso de mineralización observado después del laboreo de los suelos, a diferencia de LCsg/mn que todavía no había sido laboreado al momento del muestreo. Similarmente, es probable un efecto residual de la pastura sobre SDsj.

El hecho de que el sitio Ct registrara valores más bajo de nitrato que SDsj y LCmn/sg estaría en concordancia con la bibliografía a cerca de suelos con comunidades vegetales diversas o en clímax (como el caso de Ct). Es mencionado que las comunidades vegetales diversas presentan especies arbóreas y herbáceas con diferente patrón de crecimiento que hacen un mayor y más eficiente uso del N durante todo el año (Schmidt, 1982; Malý *et al.*, 2000).

La falta de incremento en el contenido de nitratos en el sitio de CL, no acuerda con lo reportado por otros autores en suelos clausurados de zonas semiáridas (Raiesi, 2012a). Probablemente, esto se deba a que estos estudios fueron realizados en sitios con más de 18 años de clausura reflejando cambios a largo plazo, lo cual no es nuestro caso ya que el lote CL permanece sin actividad agrícola sólo desde 4 años.

ABUNDANCIA DE MICROORGANISMOS NITRIFICADORES

Los microorganismos nitrificadores se caracterizan por ser menos abundantes que otros grupos funcionales del suelo debido a que obtienen escasa energía por la oxidación del amonio (Schmidt, 1982; Norton, 2008). Esta característica hace que los nitrificadores sean muy sensibles a la hora de medir un impacto productivo (Abril, 2003; Le Roux *et al.* 2008). Las disminuciones de nitrificadores observada en los sitios productivos de este trabajo (rango -14% a - 67.4%) corroboran el impacto negativo de las prácticas agrícolas sobre dicha comunidad microbiana. Contrariamente, la mayor abundancia en el sitio CL refleja una tendencia a la recuperación a causa de la clausura. Raiesi y Riahi (2014) señalan que la clausura de los suelos tiene un impacto positivo en la restauración de propiedades edáficas en regiones semiáridas, aunque la dinámica de dicha restauración es altamente dependiente de la comunidad vegetal presente luego de la clausura y del manejo previo del lote.

Vale la pena destacar la falta de diferencias significativas en la abundancia de nitrificadores entre las situaciones agrícolas analizadas, lo cual puede ser resultado del elevado coeficiente de variación de los datos. Algunos autores señalan que el método del NMP tiene escasa precisión (Schmidt, 1982; Norton, 2008) lo que provocaría la alta variabilidad de los resultados. En este sentido, los resultados de la técnica del NMP están influenciados por las características del medio utilizado (concentración de sustratos, pH) y tiempo de incubación (Both *et al.*, 1990a; Both *et al.*, 1990b). Sin embargo, a causa de su simplicidad metodológica, el NMP es una técnica ampliamente utilizada para evaluar el impacto productivo en los ecosistemas (Malý *et al.*, 2000; Abril, 2003; Abril *et al.*, 2009).

Nuestros resultados son coincidentes con otros trabajos que evaluaron la abundancia de nitrificadores mediante el NMP. Por ej. Noé y Abril (2013) tampoco

encontraron diferencias en abundancia de microorganismos nitrificadores en el suelo bajo manejos ganaderos contrastantes del Chaco Árido, lo que indicaría una alta redundancia de la comunidad nitrificadora (Noe y Abril, 2013). Sin embargo, es difícil comparar nuestros resultados con otros trabajos donde la abundancia fue medida mediante PCR real time (Le Roux *et al.*, 2008; Chu *et al.*, 2008; Fortuna *et al.*, 2012), ya que esta técnica molecular consiste en estimar la abundancia a través de la cantidad de copias que se obtienen por amplificación de un fragmento de un gen específico de la nitrificación (*amoA*) (Abril *et al.*, 2013c).

Por otra parte, la falta de diferencia en la abundancia de nitrificadores también podría deberse a la presencia de arqueas nitrificadoras. Es mencionado el rol de las arqueas nitrificadoras (grupo recientemente descubierto) como responsables de la estabilidad de las comunidades nitrificadoras debido a su alta resistencia a factores ambientales (Leninger *et al.* 2006) a causa de la composición química de su pared celular (Bollman *et al.*, 2011; Noé, 2012).

ACTIVIDAD NITRIFICADORA

La mineralización del N orgánico tiene un potencial como indicador de calidad y fertilidad de los suelos debido a su estrecha relación con el ciclo del C (Sparling, 1998) y la provisión de N inorgánico desde la MO (Luce *et al.*, 2013). Estos aspectos quedaron claramente evidenciados en los resultados obtenidos en este trabajo donde todas las situaciones agrícolas mostraron menor actividad nitrificadora que Ct (desde -52.19 % a -74.12 %), indicando el fuerte impacto de las prácticas productivas sobre sobre la mineralización del N (Raiesi, 2012a).

Algunos autores señalan a la calidad del rastrojo como un factor determinante en la mineralización del N, particularmente la relación C:N que cuando es muy elevada limita la liberación de nitratos (Zeller *et al.*, 2000; Breuer *et al.*, 2002; Vityakon, 2007; Luce *et al.*, 2013). Sin embargo, en este estudio la mayor actividad nitrificadora se registró en el sitio Ct, caracterizado por tener aporte de restos de vegetación leñosa (alta C/N) y con alto contenido de MOT (cerca al 4 %) que suponen un alto contenido de N orgánico (Breuer *et al.*, 2002). A mayores contenidos de MO, existe una correlación positiva con la actividad nitrificadora, además de una alta densidad de población microbiana (Fortuna *et al.*, 2012). En este sentido, Neill *et al.* (1997) reportan mayores tasas de nitrificación en suelos bajo vegetación prístina en comparación a suelos bajo pastura en Brasil. El estado clímax del sistema no disturbado, brindaría condiciones óptimas ambientales para el desarrollo de la nitrificación (Noe, 2012).

Por otra parte, Neill *et al.* (1999) mencionan que el proceso de nitrificación tiene alta sensibilidad al cambio de uso de la tierra, reportando una reducción drástica de la nitrificación cuando la vegetación original es transformada a pastura. Si bien las condiciones ecológicas de dicho estudio no son similares, nuestros resultados también muestran una clara disminución de la actividad nitrificadora cuando el bosque nativo es reemplazado por prácticas agrícolas.

El hecho de que el sitio CL haya recuperado la población de microorganismos nitrificadores pero presente valores muy bajos de nitrificación, estaría indicando que la comunidad de microorganismos nitrificadores no se encuentra en estado activo. Esta afirmación es coincidente con lo reportado por Malý *et al.* (2000) que no encontró efecto de la clausura de lotes a corto plazo sobre la mineralización del N.

La menor actividad nitrificadora registrada para el sitio CL podría ser explicada por la baja disponibilidad de nitrógeno en substratos caracterizados por tener una alta relación C:N, debido a la ausencia de fertilización de los suelos y a un cambio en la

comunidad vegetal de la superficie (Zeller *et al.*, 2000). Por otra parte, la influencia de la época de muestreo (bajas temperaturas) podría afectar la actividad nitrificadora, debido a la directa relación de temperatura y actividad nitrificadora reportada por los algunos autores. En este sentido, Breuer *et al.* (2002) reporta valores anuales de nitrificación bajos durante la estación seca para suelos de Australia y valores altos durante la transición a la estación húmeda. Así, la escasa cobertura de los suelos en barbecho invernal con LC, o con rastrojo de soja permiten mayores fluctuaciones de temperatura y menor contenido de humedad (Nielsen y Calderón, 2011; IPNI, 2013) lo que afectaría negativamente el proceso de nitrificación (Sparling, 1998). En este sentido diversos autores señalan a la humedad edáfica como uno de los factores más importantes en la regulación de la actividad nitrificadora. Mecanismos como la reducción de la actividad enzimática debido a una deshidratación celular y la limitación en la difusión de sustratos hacia las bacterias debido a un aumento en la tortuosidad de difusión de los mismos son señalados como responsables de la restricción de la actividad nitrificadora (Stark y Firestone, 1995).

Casado-Murillo (2010) menciona que la escasa actividad de microorganismos nitrificadores provoca una consecuente acumulación de amonio debido a la escasa humedad edáfica de los suelos en la época invernal que se encuentra asociada con una menor actividad metabólica de los microorganismos. En concordancia con los bajos valores obtenidos para actividad nitrificadora, se podría descartar la mineralización del N orgánico del suelo liberado desde la MO como responsable de la acumulación de nitratos (Casado-Murillo, 2010), siendo más dependiente de la calidad del rastrojo incorporado según la situación agrícola analizada.

ÍNDICE DE NITRIFICACIÓN

El índice de nitrificación que relaciona abundancia y actividad de los nitrificadores es un indicador útil para la estimación del potencial de nitrificación de dicha comunidad funcional microbiana (Chu *et al.*, 2008). Así, es posible estimar la actividad metabólica de los microorganismos nitrificadores que no siempre está asociada a una mayor abundancia (Chu *et al.*, 2008). Que los resultados obtenidos no evidencien una diferencia entre las situaciones analizadas, podría deberse a la ya mencionada alta variabilidad registrada en la abundancia de nitrificadores, que se tradujo en un alto CV para el IN. Sin embargo es posible visualizar una tendencia a mayores IN en situaciones de alto impacto productivo.

RESILIENCIA DE LOS PROCESOS DE HUMIFICACIÓN Y NITRIFICACIÓN

Los resultados obtenidos muestran que si bien la capacidad de resiliencia sigue un patrón general en todas las situaciones analizadas, los grados de resiliencia fueron diferentes según el proceso analizado. El general en todas las situaciones se presentaron pérdidas que representan escasa capacidad de resiliencia, lo que tendría relación con que la textura de los suelos en estudio presentan las características mencionadas en la literatura como de escasa resiliencia: alto contenido de arena y bajo arcilla, factores que no favorecen la agregación y acumulación de MO (Seybold *et al.*, 1999; Tenywa *et al.*, 2001).

En el proceso de humificación, la gran similitud en el grado de resiliencia (clase II) particularmente para las fracciones más estables, en todas las situaciones incluyendo la clausura, subraya el fuerte grado de degradación de los suelos por el uso productivo y

la pobre capacidad para recuperar sus propiedades originales *per sé* en el corto plazo (4 años). El hecho de que la MOT y la MOHN no hayan tenido el mismo grado de resiliencia, pero si patrones análogos en todas situaciones analizadas, indica la estrecha relación entre el pool lábil de C y el C orgánico total de los suelos (Marriot y Wander, 2006).

La situación más crítica se presenta en SDsg/sj, donde se registraron grados de resiliencia, muy cerca y por encima del umbral de resiliencia (-75%). Probablemente este efecto se deba a la escasa deposición de residuos de cosecha, ya que, aunque es un sistema con SD, el rastrojo del sorgo es retirado para uso forrajero. Nuestros resultados indican que esta práctica impacta negativamente sobre las fracciones de C lábil aumentando la susceptibilidad a la degradación impuesta principalmente por la erosión eólica, típica de la región en estudio agravada por la textura gruesa de los suelos locales. Es ampliamente conocido que en ambientes semi-áridos, una adecuada cobertura del suelo es vital para mantener la escasa MO (Raiesi, 2012a). Estudios realizados en la región maicera de Estados Unidos, señalan una alta resiliencia de los suelos a corto plazo después de la deposición del rastrojo de maíz (Johnson y Barbour, 2012).

Estos resultados claramente indican que los sistemas productivos han establecido nuevos estado de equilibrio en valores más bajos que el original. Esta afirmación se corrobora con los valores de los índices de humificación y polimerización que no difirieron significativamente entre las situaciones analizadas incluyendo la clausura, sugiriendo que el nuevo sistema estabilizado tiene alta resistencia a los cambios.

Folke (2006) señala la dificultad de transformar sistemas estabilizados a nuevos estados en períodos cortos de tiempo. En coincidencia López *et al.* (2013) afirma que suelos fuertemente degradados presentan una alta resistencia a cambiar (positiva o negativamente) el nuevo estado de equilibrio, debido a que la integridad funcional del sistema ha colapsado. Por lo que suelos fuertemente degradados presentan altos niveles

de resiliencia, que dificultan los programas de manejo conservacionista cuando el objetivo es restaurar o llevar al sistema a un estado diferente (Mitchell *et al.*, 2000).

Frecuentemente es señalado que una combinación entre la magnitud y frecuencia de disturbios aplicados y la estabilidad de un ecosistema determinan su resistencia y maleabilidad para mantener una condición de equilibrio (Seybold *et al.*, 1999). Cuando el impacto de los disturbios es elevado y la resistencia del suelo inherentemente baja, los suelos sufren procesos de degradación irreversibles en los cuales su capacidad de funcionamiento no se recuperará en tiempos de “escala humana” (Lal, 1997). Consecuentemente, la respuesta a corto plazo de la dinámica de la MOT frente a las prácticas de manejo dependerá de las condiciones de equilibrio del sistema en donde dichas prácticas son aplicadas (Balesdent *et al.*, 2000). Desde el punto de vista práctico, se requerirá definir manejos adaptativos acordes al grado de la resiliencia de los suelos para sostener estados deseados y transformar los ecosistemas degradados en configuraciones fundamentalmente nuevas y más deseables (Folke *et al.*, 2004).

En relación a la resiliencia del proceso de nitrificación, los resultados obtenidos en esta tesis sobre el grado de resiliencia de la abundancia de nitrificadores indican un claro efecto de las prácticas productivas, ya que bajo SD quedan incluidos en Clases I y II, mientras que con LC en Clases 0 y I. Esto podría deberse a que el laboreo aumenta la aireación del suelo favoreciendo el crecimiento de microorganismos aerobios estrictos como son los nitrificadores. El resultado de este efecto claramente se visualiza en que el CL en donde la abundancia de nitrificadores tuvo alta resiliencia, probablemente debido que este sitio provenía de suelos labreados y al efecto positivo de la clausura antes mencionado.

El hecho de que la resiliencia de los nitratos haya quedado incluida en la Clase I para la totalidad de los sitios, también está relacionado con las prácticas de manejo. Por ejemplo, los valores de resiliencia positivos registrados en SDsj (26 %) podrían deberse

a la lenta liberación de N a partir de los residuos de alfalfa remanentes del manejo ganadero previo (5 años) (Raiesi, 2012b). Mientras que los valores positivos registrados en LCmn/sg probablemente sean resultado de la incorporación de residuos de maní por el laboreo reciente al momento del muestreo, lo que no se ve reflejado en LCsg/mn ya que al momento del muestreo los suelos todavía no habían sido roturados.

Sparling (1998), sostiene que la actividad nitrificadora en el suelo es el eje del proceso de nitrificación, ya que integra variables de naturaleza y dinámica diferente como la abundancia de bacterias nitrificadoras y el contenido de nitratos del suelo. Los resultados de similitud en la resiliencia de la actividad nitrificadora de todos los sitios inclusive CL (Clase II) indica que el proceso de nitrificación está en el límite de su capacidad de resiliencia. La situación se agrava en SDsg/sj en donde la ausencia de cobertura vegetal produjo una drástica disminución de la MO y su consecuente disminución de la actividad metabólica de los nitrificadores. Esto constituye un llamado de alerta sobre los riesgos de los sistemas productivos ya que después de 5 años con SD y rotaciones (con remoción del rastrojo de sorgo) no se visualiza una mejora en la capacidad de resiliencia respecto a LC y rotaciones convencionales (laboreo + maní).

La actividad nitrificadora en CL, con una clausura de 4 años, tampoco recupera la capacidad de resiliencia, lo que indicaría una pérdida de la funcionalidad ecológica del sistema para reponer biológicamente el nitrógeno a la solución del suelo. Según Mitchell *et al.*, (2000) cuando la resiliencia baja, la pérdida de nutrientes del sistema es alta lo que impide que el sistema alcance nuevos estados de equilibrio. Si aplicamos el concepto de Seybold *et al.* (1999), nuestros resultados indican que el proceso de nitrificación tiene una baja tasa de recuperación y una nula magnitud de recuperación al cabo de 4 años. Probablemente, la cobertura con herbáceas espontáneas no logra aumentar la disponibilidad de amonio susceptible a mineralización, ni tampoco las condiciones edáficas como para favorecer la actividad metabólica de la abundancia de nitrificadores detectada en CL.

Existen trabajos que evalúan el grado de sustentabilidad de los suelos a través del rendimiento de los cultivos, estableciendo como umbral de 20 % de diferencia con el rendimiento promedio local (Arshad y Martin, 2002). Si se comparan nuestros resultados de resiliencia con dichos trabajos se observa que la situación con menor resiliencia (SDsg/sj), tuvo un rendimiento de sorgo 54 % menor al promedio provincial (4,97 Mg ha⁻¹), (SIIA, 2013), lo que refleja la fuerte relación entre sustentabilidad y resiliencia.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES

En la zona central semiárida de la provincia de Córdoba las prácticas agrícolas tradicionales han provocado una pérdida global de la resiliencia de los procesos de humificación y nitrificación del suelo, desplazando los valores a equilibrios estables inferiores a las condiciones originales de la zona. Dicho equilibrio se ubica en la Clase II de resiliencia caracterizada por suelos con fuerte degradación cuya recuperación demanda profundas medidas de restauración.

Los procesos analizados permitieron establecer que el nuevo equilibrio presenta una homogenización estructural con menor abundancia y actividad de las comunidades nitrificadoras y una estabilización de las fracciones recalcitrantes y lábiles de la MO en niveles muy bajos como para permitir la funcionalidad integral del agroecosistema.

Después de 5 años de adopción de sistemas con SD, el grado de recuperación alcanzada fue nulo, debido a la fragilidad estructural propia de esos suelos, al fuerte estado de degradación y al mal manejo agrícola durante los previos 40 años. Dentro de las variables de humificación analizadas, los AF fueron los que demostraron mayor sensibilidad a los cambios de manejo ya que aumentaron significativamente en los sistemas con cultivo de leguminosas con antecesor pastura para ganadería.

Nuestro trabajo también ha permitido corroborar que la cosecha de rastrojos para uso forrajero no es una práctica recomendable para la zona en estudio, ya que la falta de cobertura del suelo durante el invierno deja los suelos expuestos a las inclemencias climáticas e impide el ingreso de MO lábil que favorece el incremento de los niveles de

C en el perfil del suelo.

Dentro del proceso de nitrificación, la actividad de los microorganismos nitrificadores, fue la variable más afectada por las prácticas agrícolas, ya que sus pérdidas superaron el umbral de resiliencia particularmente en las situaciones con muy baja cobertura de suelo.

Similarmente, la práctica de clausurar sitios para recuperar los suelos a través del descanso y el aporte de la vegetación espontánea, tampoco resulta ser adecuada, ya que al corto plazo no se logra incrementar los niveles de ambos procesos biológicos.

En síntesis la hipótesis planteada en esta tesis se cumple parcialmente ya que todas las situaciones de manejo presentan grados de resiliencia muy similar, aunque hay una tendencia a que los procesos de humificación y nitrificación presenten mayor resiliencia en suelos con importante cobertura de rastrojos.

Aunque de este trabajo no surge la fundamentación concreta para la formulación directa de prácticas de manejo para la región, se recomienda aplicar criterios generales de gestión agrícola tendientes a mantener y/o recuperar las características de fertilidad de los suelos originales en regiones semiáridas: intensificar rotaciones de cultivos mediante la incorporación de cereales de invierno, disminuir el laboreo de los suelos mediante la reducción de la frecuencia de maní en las rotaciones y evitar la cosecha de rastrojo para maximizar la cobertura de los suelos.

Teniendo en cuenta los resultados de las observaciones realizadas a los 5 años de la adopción de la SD, considero importante la continuidad del monitoreo de suelos de la región a partir de los 10 años y seguir con una frecuencia anual para poder establecer el

momento en que se revierte la resistencia actual de los suelos a los cambios de manejo introducidos y se produce el desplazamiento del equilibrio hacia las condiciones originales. Para ello, se debería enfocar el estudio de la dinámica de la materia orgánica sobre el análisis de las fracciones lábiles de MO tales como MO particulada, carbohidratos o carbono oxidable en permanganato de potasio, que están siendo utilizadas como indicadores tempranos de degradación o restauración de suelos en diversas áreas agrícolas del mundo. Es poco probable utilizar las fracciones recalcitrantes utilizadas en este estudio para reflejar cambios a corto plazo debido a la estabilidad de su composición química y al porcentaje mayor que representan dentro del pool total de MO. Sin embargo, dichas fracciones son útiles para cuantificar de manera global el impacto antrópico sobre suelos cultivados. Sería útil el muestro estratificado de los suelos para reflejar el impacto de la SD y la comparación de labranzas considerando diferencias en densidad aparente de los suelos. Finalmente, el estudio de la estructura genética de las comunidades nitrificadoras podría ser un indicador útil para explicar los cambios inducidos por el uso agrícola en la abundancia y actividad de microorganismos nitrificadores.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abril A. 2003. Son los microorganismos edáficos buenos indicadores de impacto productivo en los ecosistemas?. *Ecología Austral* 13: 195-204.
- Abril A., Salas P., Lovera E., Kopp S. y Casado-Murillo N. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre las características del suelo en la región semiárida central de Argentina. *Ciencia del Suelo* 23: 179-188.
- Abril A. and Noe L. 2007. Soil C sink and CO₂ flux in a marginal dry forest of western Argentina. En: *Forest ecology research horizons*. Verne, N. C., (ed). Nova Science Publishers, Inc., New York, pp. 191-202.
- Abril A., Villagra P. and Noe L. 2009. Spatiotemporal heterogeneity of soil fertility in the Central Monte desert (Argentina). *Journal of Arid Environments* 73: 901-906.
- Abril A., Casado-Murillo N., Vázquez C. and Olivera P. 2013 (a). Labile and recalcitrant carbon in crop residue and soil under no till practices in central region of Argentina. *The Open Agriculture Journal* 7: 32-39.
- Abril A., Merlo C. and Noe L. 2013 (b). Realistic soil C sink estimate in dry forest of western Argentina based on humic substance content. *Journal of Arid Environments* 91: 113-118.
- Abril A., Noe L., Merlo C. and Vazquez C. 2013 (c). Do the diversity criteria of conventional ecology apply to microbial ecology?. *Recent Research Developments in Ecology* 4: 19-30.
- Albanesi A., Anriquez A. y Polo Sánchez A. 2001. Efectos de la agricultura convencional en algunas formas del N en una toposecuencia de la región Chaqueña, Argentina. *Agriscientia* 18: 3-11.
- Álvarez C. R., Constantini A. O., Bono A., Taboada M. A., Gutiérrez Boem F. H., Fernandez P. L. and Prystupa P. 2011. Distribution and vertical stratification of carbon and nitrogen in soil under different managements in the pampean region of Argentina. *Revista Brasileira do Ciencia do Solo* 35: 1985-1994.
- Álvarez R., y Steinbach H. 2006 (a). Efecto de la agricultura sobre el nivel de materia orgánica. En: *Materia orgánica, valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Álvarez, R. (ed.). Editorial Facultad de Agronomía,

Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 55- 68.

Álvarez R. y Steinbach H. 2006 (b). Balance de carbono en suelos cultivados. En: *Materia orgánica, valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Álvarez, R., (ed.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 41- 53.

Álvarez R. y Steinbach H. 2012 (a). Efecto del uso agrícola sobre el nivel de materia orgánica. En: *Fertilidad de Suelos. Caracterización y Manejo en la Región Pampeana*. Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. y Lavado, S., (eds.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 201- 230.

Álvarez R. y Steinbach H. 2012 (b). Disponibilidad de nitrógeno en función del manejo. En: *Fertilidad de Suelos. Caracterización y Manejo en la Región Pampeana*. Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. y Lavado, S., (eds.) Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 301-331.

Álvarez R. y Steinbach H. 2012 (c). Ciclado de nitrógeno en agrosistemas. En: *Fertilidad de Suelos. Caracterización y Manejo en la Región Pampeana*. Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C. y Lavado, S., (eds.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 259-300.

Álvarez R., y Steinbach H. 2012 (d). Factores de clima y suelo que regulan el nivel de materia orgánica. En: *Fertilidad de Suelos. Caracterización y Manejo en la Región Pampeana*. Álvarez, R., Rubio, G., Álvarez, C., y Lavado, S., (eds.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 189-200.

Andriulo A. y Cordone G. 1998. Impacto de labranzas y rotaciones sobre la materia orgánica de suelos de la Región Pampeana Húmeda. En: *Siembra Directa*. Panigatti, J.L., Marelli, H., Buschiazzi, D. y Gil, R., (eds.). Hemisferio Sur, Buenos Aires, pp. 65-96.

Arshad M. A. and Martin S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. *Agriculture Ecosystem Environment* 88: 153-160.

Baker J. M., Ochsner T. E., Venterea R. T. and Griffis. T. J. 2007. Tillage and soil carbon sequestration. What do we really know?. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 118: 1-5.

Balesdent J., Chenu C. and Balabane M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53: 215-230.

- Batjes N.H. and Bridges E.M. 1992. A review of soil factors and processes that control fluxes of heat, moisture and greenhouse gases. Technical paper 23, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.
- Beeby A. 1995. *Applying Ecology*. Chapman & Hall, London, 441 pp.
- Berhongaray G., Alvarez R., De Paepe J., Caride C. and Cantet R. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192: 97–110.
- Blanco-Canqui H. and Lal R. 2009(a). Crop residue management and soil carbon dynamics. En: *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. Lal, R. and Follet, R.F., (eds.). ASA-CSSA-SSSA. Madison, Wisconsin, pp. 291-309.
- Blanco-Canqui H. and Lal R. 2009(b). Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. *Critical Reviews in Plant Sciences* 28: 139-163.
- Blum W.H. 1998. Basic concepts: degradation, resilience and rehabilitation. En: *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Lal, R., Blum, W.H., Valentine, C. and Stewart, B.A., (eds.). CRC Press, Boca Ratón, pp.1-16.
- Bongiovani M.D. and Lobartini J.C. 2006. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma* 136: 660-665.
- Bollman A., French E., and Laanbroek J. 2011. Isolation, cultivation, and characterization of ammonia oxidizing bacteria and archaea adapted to low ammonium concentration. En: *Research on nitrification and related processes*. Klotz, M.G., (ed.). Academic Press, San Diego, pp. 55-88.
- Bono A., Álvarez R., Buschiazzi D.E. and Cantet R. J. C. 2008. Tillage effects on soil carbon balance in a semiarid agroecosystem. *Soil Science Society of America Journal*. 72: 1140-1149.
- Both G. J., Gerards S. and Laanbroek H. J. 1990 (a). Enumeration of nitrite-oxidizing bacteria in grassland soils using a Most Probable Number technique: effect of nitrite concentration and sampling procedure. *FEMS Microbiology Ecology* 74: 277-286.
- Both G. J., Gerards S. and Laanbroek H. J. 1990 (b). Most Probable Numbers of chemolitho-autotrophic nitrite-oxidizing bacteria in well drained grassland soils: stimulation by high nitrite concentrations. *FEMS Microbiology Ecology* 74: 287-294.
- Breuer L., Kiese R. and Butterbach-Bahl K. 2002. Temperature and moisture effects on nitrification rates in tropical rain forest soils. *Soil Science Society of*

America Journal 66: 834-844.

- Capitanelli R. G. 1979. Geomorfología. En: Geografía Física de la Provincia de Córdoba. Miatello, R., Roqué, M. y Vázquez, J., (eds.). Ed. Boldt, Buenos Aires, pp. 213-296.
- Casado-Murillo N. and Abril A. 2013. Decomposition and carbon dynamics of crop residue mixture in a semiarid long term no-till system: Effects on soil organic carbon. *The Open Agriculture Journal* 7:11-21.
- Casado-Murillo N. 2010. Descomposición de residuos de cosecha en siembra directa: implicaciones sobre la fertilización nitrogenada de los cultivos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, 139 pp.
- Chen C., Karnes N., Burgess M. and Bekkerman A. 2012. Agronomic benefit and economic potential of introducing fall-seeded pea and lentil into conventional wheat-based crop rotations. *Agronomy Journal* 104: 215-224.
- Chillo V. 2012. Respuestas de la biodiversidad a gradientes de perturbación por pastoreo en el desierto del Monte Central, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, 148 pp.
- Chu H., Fujii T., Morimoto S., Lin X. and Yagi K. 2008. Population size and specific nitrification potential of soil ammonia-oxidizing bacteria under long-term fertilizer management. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 1960-1963.
- Culman S. W., Snapp S. S., Green J. M. and Gentry L. E. 2013. Short- and long-term labile soil carbon and nitrogen dynamics reflect management and predict corn agronomic performance. *Agronomy Journal* 105: 493–502.
- Culman S. W., Snapp S. S., Freeman M. A., Schipanski M. E., Beniston J., Lal R., Drinkwater L. E., Franzluebbers A. J., Glover J. D., Grandy A. S., Lee J., Six J., Maul J. E., Mirksy S. B., Spargo J. T. and Wander M.M. 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processes soil fraction that is sensitive to management. *Soil Science Society of America Journal* 76: 494-504.
- Díaz-Zorita M., Duarte G. A. and Grove J. H. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid pampas of Argentina. *Soil Tillage and Research* 65:1-18.
- Díaz-Zorita M., Barraco M. y Álvarez C. 2004. Efecto de doce años de labranzas en un hapludol típico del noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ciencias del Suelo* 22: 11-18.
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo

C. W. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

- Duval M. E., Galantini J. A., Iglesias J. O., Canelo S., Martinez J. M. and Wall L. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil and Tillage Research* 131: 11-19.
- Eswaran H. R., Lal R. and Reich P. F. 2001. Land degradation: An overview. En: *Responses to Land Degradation. Proc. 2nd. International Conference on Land Degradation and Desertification*, Khon Kaen, Thailand. Bridges, E. M., Hannam, I. D., Oldeman, L. R., Pening de Vries, F. W. T., Scherr, S. J. y Sompatpanit, S., (eds.). Oxford Press, New Delhi, pp 201.
- Feller C. 1979. Une method de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. Application uux sols tropicaux, á textures grossières, très pauvres en humus. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.*, 4: 339-346.
- Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L. and Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 557-581.
- Folke C. 2006. Resilience: The emergence of a perspective for socio-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16:251-267.
- Fortuna A. M., Wayne Honeycutt C., Vandemark G., Griffin T. S., Larkin R. P., He Z, Wienhold B. J., Sistani K. R., Albrecht S. L., Woodbury B. L., Torbert H. A., Mark Powell J., Hubbard R. K., Eigenberg R. A., Wright R. J., Alldredge J. R. and Harsh J. B. 2012. Links among nitrification, nitrifier communities, and edaphic properties in contrasting soils receiving dairy slurry. *Journal of Environmental Quality* 41: 262-272.
- Galantini J. A. 2008. Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina. En: *Suelos*. Suñer, L., Landriscini, M.R. y Iglesias, J.O., (eds.). Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, pp.19-39.
- Galantini J.A. y Suñer L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de argentina. *Agriscientia* 25: 41-56.
- Galantini J. A., Rosell R. A., Brunetti G., y Senesi N. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un haplustol durante la rotación trigo-leguminosa. *Ciencia del Suelo* 20: 17-26.
- García-Orenes F., Guerrero C., Roldán A., Mataix Solera J., Cerdá A., Campoy M., Zorzonzo R., Bárcenas G. and Caravaca F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil Tillage Research* 109: 110-115.

- Ghani A., Dexter M. and Perrott K. W. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 1231-1243.
- Ghiotti M. L. y Basanta M. 2008. Efecto de distintos sistemas de manejo sobre las fracciones de materia orgánica en un haplustol del centro de la provincia de Córdoba. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis.
- Gregory A. S., Watts C. W., Griffiths B. S., Hallet P. D., Kuan H. L. and Whitmore A. P. 2009. The effect of long term soil management on the physical and biological resilience of a range of arable and grassland soils in England. *Geoderma* 153: 172-185.
- Guimarães D. V., Gonzaga M. I. S., da Silva T. O., da Silva T. L., da Silva Dias N. and Matias M. I. S. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. *Soil Tillage and Research* 126: 77-182.
- Hansen N. C., Allen B. L., Louis Baumhardt R. and Lyon D. J. 2012. Research achievements and adoption of no-till, dryland cropping in the semi-arid U.S. Great Plains. *Field Crops Research* 132:196-203.
- Haynes R.J. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry* 32:211-219.
- Hevia G. G., Buschiazzo D. E., Hepper E. N., Urioste A. M. and Anton E. L. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116:265-277.
- Huggins D. R., Allmaras R.R., Clapp C.E., Lamb J.A., and Randall. 2007. Corn-soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Science Society of America Journal* 71: 145-154.
- Hurlbert S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- INTA. 2008. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3363-1. Rio Tercero.
- Irurtia C. B. 1995. Influencia de los procesos de degradación en la productividad del suelo. Instituto de Suelos INTA Castelar, Buenos Aires.
- IPNI. 2013. Nitrification, Nitrogen Notes 4. Publicado en internet, disponible en www.ipni.net/publications. Activo noviembre 2013.
- Jarsún B., Gorgas J. A., Zamora E., Bosnero E., Lovera E., Ravelo A. y Tassile J. L.

2003. Recursos naturales de la provincia de Córdoba. Los suelos. Agencia Córdoba Ambiente e INTA, Córdoba, 567 pp.
- Jinbo Z., Changchun S. and Wenyan Y. 2006. Land use effects on the distribution of labile organic carbon through soil profiles. *Soil Science Society American Journal* 70: 660-667.
- Jinbo Z., Changchun S. and Wenyan Y. 2007. Effects on of cultivation on soil microbiological in a freshwater march soil in Northeast China. *Soil Tillage Research* 93: 231-235.
- Johnson J. M. and Barbour N. 2012. Crop productivity and soil resilience observed on short-term corn stover or corn harvest on several northern soils. *Visions of a Sustainable planet. ASA, CSSA & SSSA International Annual Meetings. Cincinnati, Ohio*, 165 pp.
- Klute A. 1986. *Methods of Soil Analysis: Physical and Mineralogical Methods. vol 1.* American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Estados Unidos, 980 pp.
- Kuan H. L., Hallet P.D, Griffiths B.S., Gregory A.S., Watts C.W. and Whitmore A.P. 2007. The biological and physical stability and resilience of a selection of Scottish soils to stresses. *European Journal of Soil Science* 58: 811-821.
- Lal R. 1995. Erosion–crop productivity relationships for soils of Africa. *Soil Science Society of America Journal* 59: 661- 667.
- Lal R. 1997. Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 352: 997-1010.
- Lal R. 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Critical Reviews in Plant Sciences* 17: 319- 464.
- Lal R. 2007. Soil science and the carbon civilization. *Soil Science Society of America Journal* 71:1425-1437.
- Lavado R. 2006. La región pampeana: historia, características y uso de sus suelos. En: *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos.* Álvarez, R., (ed.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 1-11.
- Leininger S., Urich T., Schloter M., Schwark L., Qi L., Nicol G. W., Prosser J. I., Schuster S. C. and Schleper C. 2006. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature* 442: 806-809.
- Le Roux X., Poly F., Currey P., Commeaux C., Hai B., Nicol G. W., Prosser J. I., Schloter E., Attard E. and Klumpp K. 2008. Effects of aboveground grazing

on coupling among nitrifier activity, abundance and community structure. *The ISME Journal* 2: 221–232

- Liu X., Herbert S. J., Hashemi A. M., Zhang X. and Ding G. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation. *Plant, Soil and Environment* 52: 531-543.
- Lorch H. J., Benckieser G. and Ottow J. C. 1995. Basic methods for counting microorganisms in soil and water. En: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Alef, K. and Nannipieri, P.,(eds.). Academic Press, London, pp.146-161.
- López D. R., Brizuela M. A., Willems P., Aguiar M. R., Siffredi G. and Bran D. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators* 24: 1-11.
- Luce M St., Ziadi N., Zerbath B. J., Whalen J. K., Grant C. A., Gregorich E. G., Lafond G. P., Blackshaw R. E., Johnson E. N., O' Donovan J. T. and Harker K. N. 2013. Particulate organic matter and soil mineral nitrogen concentrations are good predictors of the soil nitrogen supply to canola following legume and non-legume crops in western Canada. *Canadian Journal of Soil Sciences* 93: 607-620.
- Luti R., Bertrán M. A., Galera F., Müller N., Berza M. L., Nores M., Herrera M. A. y Barrera J. C. 1979. Vegetación. En: *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Miatello, R., Roqué, M. y Vázquez, J., (eds.). Ed. Boldt, Buenos Aires, pp. 297-368.
- MacCarthy P., Bloom P. R, Clapp C. E. and Malcom R. L. 1990(a). Humic substances in soil and crop sciences: An overview. En: *Humic substances in soil and crop sciences; Selective Readings*. Bloom, P.R., (ed.). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, pp. 261-271
- MacCarthy P., Malcolm R. L., Clapp C. E. and Blomm P. R. 1990 (b). An introduction to soil humic substances. En: *Humic substances in soil and crop sciences; Selective Readings*. Bloom, P.R., (ed.). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, pp. 1-11.
- Malý S, Korthals G. W., Van Dijk C., Van der Putten W. H. and De Boer W. 2000. Effect of vegetation manipulation of abandoned arable land on soil microbial properties. *Biology and Fertility of Soils* 31: 121-127.
- Marinari S., Dell'Abate M. T., Brunetti G., and Dazzi C. 2010. Differences of stabilized organic carbon fractions and microbiological activity along Mediterranean Vertisols and Alfisols profiles. *Geoderma* 156: 379-388.

- Marriot E. E. and Wander M. 2006. Total and labil soil organic matter in organic and conventional farming systems. *Soil Science Society of America Journal* 70: 950-959.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentos. Gobierno de la Provincia de Córdoba. 2008. Los suelos de la provincia de Córdoba. Publicado en internet, disponible en www.magya.cba.gob.ar. Activo mayo 2012.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentos. Gobierno de la Provincia de Córdoba. 2009. Departamento Tercero Arriba. Publicado en internet, disponible en www.magya.cba.gob.ar. Activo mayo 2012.
- Mitchell R. J., Auld M. H. D., Le Duc M. G. and Marrs R. H. 2000. Ecosystem stability and resilience a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perpectives in Plan Ecology, Evolution and Systematics* 3:142-160.
- Moscatelli G. and Pazos M. S. 2000. Soils of Argentina: Nature and use. En: *Soil Science: Accomplishments and Changing Paradigm Towardsthe 21st Century*. Kheoruenromne, I. and Theerawong S., (eds.). Soil and Fertilizer Society of Thailand, Bangkok, Thailand, pp. 81-92.
- Mulvaney R. L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. En: *Methods of soil analysis. (Part 3: Chemical methods)*. Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T. and Sumner, M.E., (eds.). Soil Science Society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, pp. 1123-1184.
- Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M., Landi L., Pietramellara G. and Renella G. 2003. Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science* 54: 655-670.
- Neill C., Piccolo M. C., Cerri C. C., Steudler P. A., Melillo J. M. and Brito M. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia* 110:243 – 252.
- Neill C., Piccolo M. C., Melillo J. M., Steudler P. A. and Cerri C.C. 1999. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ¹⁵N pool dilution. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 567-572.
- Nelson D. W. and Sommers L. E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: *Methods of Soils Analysis II*. Page, A.L., Miller, R.H. and Keeney, D.R., (eds.). Chemical and Microbiological Properties. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, pp. 539-580.
- Nielsen D. C and Calderón F. J. 2011. Fallow effects on soil. 287- 300 In: *Soil*

- Management: Building a Stable Base for Agriculture. Jerry, L. H. and Thomas, J.S. (eds.) American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 287-300.
- Noe L. and Abril A. 2013. Is the nitrification a redundant process in arid regions? activity, abundance and diversity of nitrifier microorganisms. *Revista Chilena de Historia Natural* 86:325-335.
- Noe L. 2012. Efecto del sobre pastoreo sobre la diversidad funcional microbiana en las zonas áridas del centro de Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina, 147 pp.
- Norton J. 2008. Nitrification in Agricultural Soils. En: Nitrogen in Agricultural Systems, Agronomy Monographs 49. Schepers, J.S. and Raun, W.R. (eds.). ASA,CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin. pp. 173-199.
- NRC, 2011. National Research Council. Toward sustainable agricultural systems in the 21st century. National Academy of Press, Washington D.C, 598 pp.
- Ohno T. 2002. Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environmental Science Technology* 36: 742-746.
- Ohno T., He Z., Tazisong I. A. and Senwo Z. N. 2009. Influence of tillage, cropping, and N source on the chemical characteristics of humic acid, fulvic acid, and water-soluble soil organic matter fractions of a long-term cropping system study. *Soil Science* 174: 652-660.
- Papen H. and von Berg R. 1998. A most probable number method (MPN) for the estimation of cells numbers of heterotrophic nitrifying bacteria in soil. *Plant and Soil* 199: 123-130.
- Paul E. A. 2007. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic Press. Inc., San Diego, 340 pp.
- Plaza-Bonilla D., Álvaro-Fuentes J. and Cantero-Martínez. 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. *Soil and Tillage Research* 139: 19–22.
- Potter K. N., Unger P. W. and Torbert H. A. 2009. Management effects on soil organic carbon in Texas soils. En: *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*, 2nd edition. Lal, R. and Follet, R. F., (eds.). ASA-CSSA-SSSA Madison, Wisconsin, pp. 115- 122.
- Prentice A. J. and Webb E. A. 2010. A comparison of extraction techniques on the stable carbon-isotope composition of soil humic substances. *Geoderma* 155:1-9.

- Raiesi F. 2012(a). Land abandonment effect on N mineralization and microbial biomass N in a semi-arid calcareous soil from Iran. *Journal of Arid Environments* 76: 80-87.
- Raiesi F. 2012(b). Soil properties and C dynamics in abandoned and cultivated farmlands in a semi-arid ecosystem. *Plant Soil* 351: 161-175.
- Raiesi F. and Riahi M. 2014. The influence of grazing exclosure on soil C stocks and dynamics, and ecological indicators in upland arid and semi-arid rangelands. *Ecological Indicators* 41:145-154.
- Rimski-Korsakov H., Rubio G. and Lavado R. S. 2004. Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina. *Agricultural Water Management* 65: 83-94.
- Rochester I., Constable G. and Saffigna P. 1996. Effective nitrification inhibitors may improve fertilizer recovery in irrigated cotton. *Biology and Fertility of Soils* 23: 1-6.
- Roper M. M. and Ophel-Keller K. M. 1998. Soil microflora as bioindicators of soil health. En: *Biological Indicators of Soil Health*. Pnakhurst, C.E., Doube, B.M. and Gupta, V.V., (eds.). CAB International, Wallingford, pp. 157-178.
- Rožanov B. G. 1994. Stressed soil systems and soil resilience in drylands. 15th International Congress of Soil Science, Acapulco, pp. 238-245.
- Sá J. C. M., Tivet F., Lal R., Briedis C., Hartman D. C., dos Santos J. Z. and dos Santos J. B. 2014. Long-term tillage systems impact on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research* 136: 38-50.
- Sainju U. M., Lenssen A. W., Caesar-TonThat T., Jabro J. D, Lartey R. T., Evans R. G. and Allen B. L. 2011. Dryland residue and soil organic matter as influenced by tillage, crop rotation, and cultural practice. *Plant Soil* 338: 27-41.
- Sainju U. M., Lenssen A. W., Caesar-TonThat T., Jabro J. D, Lartey R. T., Evans R.G. and Allen B.L. 2012. Tillage, crop rotation, and cultural practice effects on dryland soil carbon fractions. *Open Journal of Soil Science* 2: 242-255.
- Schmidt E. 1982. Nitrification in Soils. En: *Nitrogen in Agricultural Systems, Agronomy Monographs* 22. Stevenson, F.J., (ed.). ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin, pp. 253-288.
- Seybold C. A., Herrick J. E. and Brejda J. J. 1999. Soil resilience: A fundamental component of soil quality. *Soil Science* 164: 224-234.

- SIIA. 2012. Estadísticas. Publicado en internet, disponible en www.sii.gov.ar. Activo mayo 2012.
- Six J., Frey S. D., Thiet R. K. and Batten K. M. 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 70: 555–569.
- Shrestha B. M., Certini G., Forte C. and Singh B. R. 2008. Soil organic matter quality under different land uses in a mountain watershed of Nepal. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1563-1569.
- Sparling G. P. 1998. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicator of soil health. En: *Biological indicators of soil health*. Pankhurst, C., Doube, B. M. and Gupta, V. V. S. R., (eds.). CAB International, Wallingford, pp. 97-119.
- Stark J. M. and Firestone M. K. 1995. Mechanisms of soil moisture effect on activity of nitrifying bacteria. *Applied Environmental Microbiology* 61:218-221.
- Steinbach H. and Álvarez R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. *Journal of Environmental Quality* 35: 3-13.
- Steinbach H. y Álvarez R. 2005. Cambios en los contenidos de carbono de los suelos pampeanos por introducción de la siembra directa. *Informaciones Agronómicas* 25: 16-23.
- Stevenson F. C. and van Kessel C. 1996. The nitrogen and non-nitrogen rotation benefits of pea to succeeding crops. *Canadian Journal of Plant Science* 76: 735-745.
- Tenywa M. M., Lal R., Majaliwa M. J. G. and Lufafa A. 2001. Characterization of the stages of soil resilience to degradative stresses: erosion. En: *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting*. Stott, D. E., Mohtar, R. H. and Steinhardt, G. C., (eds.). International Soil Conservation Organization, USDA and Purdue University, West Lafayette, IN., pp.606-610.
- Tenywa M. M., Zake J. Y. K. and Lal R. 2013. Building upon traditional knowledge to enhance resilience of soils in Sub-saharan Africa. En: Lal R., Stewart B. A., (eds.). *Principles of sustainable management in agroecosystems*. Boca Raton: CRC Press. pp. 109-140.
- Toosi E. R., Castellano M. J., Singer J. W. and Mitchell D. C. 2012. Differences in soluble organic matter after 23 years of contrasting soil management. *Soil Science Society of America Journal* 76:628-637.

- Tugel A. J., Herrick J. E., Brown J. R., Mausbach M. J., Puckett W. and Hipple K. 2005. Soil change, soil survey, and natural resources decision making: a blueprint for action. *Soil Science Society of America Journal* 69:738-747.
- UNEP. 1994. Land Degradation in South Asia: Its Severity, Causes and Effects upon the People. INDP/UNEP/FAO. World Soil Resources Report 78.FAO, Rome.
- Vaughan D. and Ord B. G. 1985. Soil organic matter- A perspective on its nature, extraction, turnover and role in soil fertility. En: *Soil Organic Matter and biological activity*. Vaughan, D. and Malcon, R. E., (eds.). Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 2-35.
- Vázquez C., Merlo C., Noe L., Romero C., Abril A. and Carranza C. 2013. Sustainability/ resilience of soil organic matter components in an Argentinian arid region. *Spanish Journal of Soil Science* 3: 74-78.
- Verchot L. V. 1999. Cold storage of atropical soil decreases nitrification potential. *Soil Science Society of American Journal* 63: 1942-1944.
- Vetter S. 2009. Drought, change and resilience in South Africa's arid and semi-arid rangelands. *South Africa Journal of Soil Science* 105: 29-33.
- Vieira F. C. B., Bayer C., Zanatta J.A., Mielniczuk J. and Six J. 2009. Building up organic matter in a subtropical paleudult under legume cover-crop based rotations. *Soil Science Society of American Journal* 73: 1699-1706.
- Vityakon P. 2007. Degradation and restoration of sandy soils under different agricultural land uses in northeast Thailand: a review. *Land Degradation & Development* 18: 567-577.
- Walker B., Sayer J., Andrew N. L. and Campbell B. 2010. Should enhanced resilience be an objective of natural resource management research for developing countries?. *Crop Science* 50: S10-S19
- Walker S. M. and Desanker P. V. 2004. The impact of land use on soil carbon in Miombo Woodlands of Malawi. *Forest Ecology Management* 203: 345-360.
- Wander M. M. and Traina S. J. 1996. Organic matter fractions from organically and conventionally managed soils I: carbon and nitrogen distribution. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1081-1087.
- Wang X. and Gong Z. 1998. Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geoderma* 81:339-355.
- Wardle D. A., Bardgett R. D., Klironomos J. M., Setälä H., Vander Putten W. H. and Wall H. D. 2004. Ecological linkages between aboveground and

belowground biota. *Science* 304: 1629-1633.

Watts J. D., Lawrence R. L., Miller P. and Montagne C. 2011. An analysis of cropland carbon sequestration estimates for North Central Montana. *Climatic Change* 108: 301-331.

Zalba P. y Quiroga A. R. 1999. Fulvic acid carbon as a diagnostic feature for agricultural soil evaluation. *Soil Science* 164: 57-61.

Zeller V., Bahn M., Aicher M. and Tappeiner U. 2000. Impact of land use change on nitrogen mineralization in a subalpine grassland in the Southern Alps. *Biology and Fertility of Soils* 31: 441-448.

Zhao W. Z., Xiao H. L., Liu Z. M. and Li J. 2005. Soil degradation and restoration as affected by land use change in the semiarid Bashang area, northern China. *Catena* 59:73-186.