

LA COBERTURA ARBÓREA EN UN SISTEMA SILVOPASTORIL DEL CHACO Y SU CONTRIBUCIÓN DIFERENCIAL AL SUELO

JUAN EDUARDO SILBERMAN^{1-2*}; ANALIA LILIANA ANRIQUEZ¹; JOSÉ ALFONSO DOMÍNGUEZ NÚÑEZ³; CARLOS GUILLERMO KUNST⁴ & ADA SUSANA ALBANESI²

Recibido: 29-11-14

Recibido con revisiones: 29-03-15

Aceptado: 30-03-15

RESUMEN

En la región chaqueña la tecnología denominada rolado selectivo de baja intensidad (RBI) y siembra de *Panicum maximum* permite controlar las especies leñosas e incrementar la productividad forrajera. Está poco esclarecido el efecto que tendrían estas prácticas en el suelo. El objetivo fue evaluar el impacto de la transformación de bosques nativos a sistemas silvopastoriles sobre las fracciones de carbono, nitrógeno y respiración del suelo. Los tratamientos fueron bosque nativo como testigo (T) y un sistema silvopastoril implementado mediante rolado y siembra simultánea de *Panicum maximum cv gatton panic* (RBI). El factor cobertura estuvo representado por suelo sin cobertura arbórea (D), bajo cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco* (Qb) y bajo cobertura de *Ziziphus mistol* (M). El RBI mantiene las reservas de carbono del suelo y la cobertura arbórea nativa reviste vital importancia en la conservación de la materia orgánica y en el mantenimiento de la actividad microbiana. El contenido de carbono, nitrógeno y la actividad microbiana del suelo está en función de la cobertura ya que los niveles de COS, COP, NT y RE son menores en el suelo sin cobertura arbórea, intermedios bajo *Aspidosperma quebracho blanco* y mayores bajo el dosel de *Ziziphus mistol* por el mayor aporte de residuos por parte de esta última especie. El efecto conjunto de una perturbación mínima y gran ingreso de residuos orgánicos frescos determina mejores condiciones para el funcionamiento de los microorganismos heterótrofos, con efectos positivos en el almacenamiento de C en el horizonte superficial. Este trabajo demuestra que el RBI con siembra de *Panicum maximum cv gatton panic* no afecta la calidad del suelo en la región chaqueña.

Palabras clave. Fracciones de COS, Constantes de mineralización, Nitrógeno, Respiración edáfica.

TREE COVER IN A SILVOPASTORAL SYSTEM IN THE CHACO REGION AND ITS CONTRIBUTION TO SOIL

ABSTRACT

In the Chaco region, the technology called low intensity roller chopping (RBI) and planting of *Panicum maximum* allows control of woody species and increase forage production. It is unclear the effects of these practices on soil features. The objective of this work was to evaluate the impact of the conversion of native forest to silvopastoral systems on soil carbon fractions, soil nitrogen, and soil respiration. Treatments were native forest considered as control (T); (RBI) silvopastoral system with low intensity roller chopping and planting of *Panicum maximum cv gatton panic*. Cover factors were (D) soil without tree cover (Qb) soil under the cover of *Aspidosperma quebracho blanco* and (M) soil under cover of *Ziziphus mistol*. RBI maintained carbon stocks of soil and native tree cover was important in preserving soil organic matter and microbial activity. Soil carbon, soil nitrogen and soil microbial activity was a function of tree cover and levels COS, COP, NT and RE were lower in soil without tree cover, intermediate under cover of *Aspidosperma quebracho blanco* and higher under the canopy of *Ziziphus mistol* because of the increased supply of litter by the later specie. The combined effect of a large input of organic litter and minimal disturbance determined best conditions for the functionality of heterotrophic microorganisms, with positive effects on C storage in the topsoil. Thus, it is shown that rolling and planting of *Panicum maximum cv Gatton panic* did not affect the quality of a soil in the Chaco region.

Key words. Soil organic carbon fractions, mineralization rate, nitrogen, soil respiration.

1 FAyA - UNSE

2 CONICET

3 ETSI Montes UPM Madrid España

4 INTA EEA Santiago del Estero

*Autor de contacto: juan.silberman@gmail.com

INTRODUCCIÓN

En la región chaqueña el uso intensivo de la tierra generó grandes áreas de bosques secundarios con baja productividad herbácea y alta densidad de leñosas espinosas que dificultan el acceso al forraje y obstaculizan el tránsito del personal y la hacienda (Kunst *et al.*, 2014a). Estos inconvenientes y la necesidad de mejorar la sostenibilidad de los sistemas de producción agropecuarias conllevan a la adopción generalizada de prácticas de mínimo impacto, entre los que se consideran los sistemas silvopastoriles, con el objetivo de incrementar la biomasa y diversidad de plantas, cubrir el suelo de la degradación y promover su recuperación, proteger las fuentes de agua e incrementar la productividad animal por hectárea (Murgueitio *et al.*, 2011). Así, los sistemas silvopastoriles se construyen sobre la base de un diseño ecológico que permite optimizar las interacciones entre el componente leñoso, herbáceo y animal (Smith *et al.*, 2012). Estos sistemas están ampliamente distribuidos a nivel mundial y los factores contextuales tales como la geografía, el clima, la cultura y los mercados inciden en la selección y la aplicación silvopastoril (Cubagge *et al.*, 2012).

En la Región Chaqueña Argentina, los sistemas silvopastoriles se diseñan generalmente sobre bosques secundarios degradados de varias maneras, generalmente mecanizado principalmente debido al problema de la mano de obra. Recientemente se desarrolló una tecnología de habilitación denominada rolado selectivo de baja intensidad (RBI) cuyo objetivo es integrar la producción ganadera y forestal. La práctica reduce el estrato leñoso bajo (<3,0 m de altura, principalmente arbustivas) y se realiza con el rolo, cilindro metálico de 2,5 m de ancho armado con cuchillas traccionado por maquinaria agrícola pequeña que a su paso aplasta y tritura las leñosas; simultáneamente se siembran pasturas exóticas adaptadas a la sombra y de alta productividad (más detalles en Kunst *et al.*, 2014a). Esta práctica incrementa entre un 300 y 600% la oferta de forraje (Kunst *et al.*, 2008) con un rendimiento promedio de 3500-11.500 kg MS ha⁻¹ (Kunst *et al.*, 2014b), no afecta significativamente la cobertura de árboles de las especies dominantes del Chaco (Gomez & Navall, 2008), conserva la diversidad de aves (Albanesi *et al.*, 2013a) y disminuye el estrés por calor de los animales colaborando en la ganancia de peso (Navas Panadero, 2010; De Araujo Marques *et al.*, 2011).

La optimización de las interacciones entre los componentes de un sistema silvopastoril es fundamental (Smith *et al.*, 2012) y de éstos el suelo es el de mayor relevancia porque sostiene la productividad y mantiene la sosten-

tabilidad. La materia orgánica del suelo (MOS) es el principal componente de un conjunto mínimo de datos que se requieren para determinar la calidad del suelo (Albanesi, 2008).

La MOS comprende una amplia variedad de componentes derivados de plantas y animales con diferente susceptibilidad a la degradación y tiempo de ciclado (Olk & Gregorich, 2006) y los mecanismos de estabilización y protección de la descomposición incluyen: i) oclusión dentro de los agregados (protección física); ii) interacción con partículas minerales (protección química); y iii) preservación selectiva y formación de compuestos de estructura molecular más resistente a la descomposición (protección bioquímica; Plaza *et al.*, 2012). Los residuos de diferentes especies de plantas contribuyen de manera diferencial a las fracciones de materia orgánica del suelo (MOS), ya que el tipo y composición del mantillo incide significativamente en la estabilidad de la MOS (Kovaleva & Kovalev, 2009; Abril *et al.*, 2013); por ej. las hojas de *Aspidosperma quebracho-blanco* (Schl.) son resistentes a la degradación lo que resulta en residuo más humificable (Torres *et al.*, 2005) en comparación con *Prosopis flexuosa* (Griseb) y *Geophroea decorticans* (Gilles ex Hook & Arn.) cuyos folíolos son fácilmente degradables y permanecen en la superficie del suelo por cortos períodos de tiempo (Abril *et al.*, 2013).

En la Región Chaqueña cuando se habilitan las tierras para agricultura o ganadería reemplazando los bosques por herbáceas anuales y cultivos agrícolas se interviene en los atributos funcionales del ecosistema con consecuencias en los servicios ecosistémicos asociados a la dinámica de la ganancia de carbono (Volante *et al.*, 2012). Por ello se considera que la intervención mediante RBI (que preserva el estrato arbóreo) tendrá un mínimo impacto en la dinámica del C orgánico del suelo (COS).

El **objetivo** fue analizar las implicancias de las prácticas de manejo en un sistema silvopastoril en Santiago del Estero, Región Chaqueña argentina, en aspectos de la calidad de suelo relacionados con la materia orgánica y la actividad microbiana.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en la subregión Chaco semiárido, ubicado en la E.E.A. INTA Santiago del Estero (28°3' S. y 64°15' O).

La vegetación es un bosque secundario con una densidad promedio de leñosas arbustivas de 1650 leñosas ha⁻¹, las especies más dominantes son *Aspidosperma quebracho blanco*

(Schl); *Schinopsis lorentzii* (Griseb), *Ziziphus mistol* (Griseb), *Prosopis nigra* (Griseb), *Schinus sp.*, *Celtis sp.*, *Capparis atamisquea* (Kuntze), *Acacia furcatispina* (Burkart) y *Acacia aroma* (Gilles ex Hook & Arn.).

El clima es subcontinental cálido subtropical (Morello *et al.*, 2012), la precipitación promedio anual es 550 mm año⁻¹ (Estación meteorológica, INTA SDE) y el suelo es un *Haplustol éntico*; con 43% de arena (2000- 53µm), 49% de limo (53 - 2µm) y 8% de arcilla (<2µm).

En 2006 se implantó el ensayo en un sitio alto (170 m snm) y llano (gradiente topográfico <1,0%) con diseño completamente aleatorizado con dos tratamientos y seis repeticiones, actuando como testigo un monte natural degradado (**T**) y sistema silvopastoril habilitado mediante dos pasadas de rolo en 45° y siembra simultánea de 5,0 kg semillas ha⁻¹ de *Panicum maxicum cv gattonpanic* (**RBI**).

El factor cobertura estuvo representado por suelo sin cobertura arbórea (**D**) suelo bajo cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco* cuya densidad era de 111 y 142 árboles ha⁻¹ promedio (en T y en RBI, respectivamente) y 4 m² de área basal promedio en ambos tratamientos (**Qb**); y suelo bajo la cobertura de *Ziziphus mistol* cuya densidad era de 22 y 27 árboles ha⁻¹ promedio (en T y en RBI, respectivamente) y 1m² de área basal promedio para ambos tratamientos (**M**).

La densidad total incluyendo otras especies no contempladas en este estudio fue 207 y 225 árboles ha⁻¹ para T y RBI respectivamente; y el área basal total fue 8 y 9 m² para T y RBI respectivamente. Las características del suelo se expresan en la Tabla 1.

El muestreo edáfico se realizó a la profundidad de 0-0,15 m en agosto de 2007, 2009 y 2011. Para este trabajo se presentan los muestreos realizados hasta 2011 pero el ensayo continúa.

Las variables determinadas y métodos utilizados fueron:

Carbono orgánico del suelo (COS) determinado por oxidación con K₂Cr₂O₇, digestión en caliente con H₂SO₄ y cuantificación por espectrofotometría a 590 nm. Los resultados se expresaron en g C kg⁻¹ de suelo (Nelson & Sommers, 1982).

Carbono orgánico particulado (COP) determinado por dispersión en hexametáfosfato de sodio al 5% y tamizado entre mallas de 2000 y 53 µm (Cambardella & Elliott, 1992) y cuantificación por espectrofotometría a 590 nm.

Respiración edáfica (RE) determinada por incubación controlada durante 10 días, medición del CO₂ capturado en NaOH 0,1 M y titulación con HClO, 1 M. Los resultados se expresaron en µg C-CO₂ g⁻¹ suelo días⁻¹ (Anderson, 1982).

Carbono potencialmente mineralizable (C₀) y tasa de mineralización (k_c), estimado a partir de la demanda bioquímica de oxígeno con el sistema comercial *Oxitorp* (WTW, Weilheim, Germany), que determina los cambios manométricos que ocurren en un sistema hermético cuando el oxígeno es consumido para transformar carbono orgánico en CO₂ durante 14 días a intervalos constantes de 56 min; se usaron para calcular las curvas de demanda bioquímica de oxígeno. Estas fueron transformadas en curvas de acumulación de CO₂ y los valores medios acumulados (expresados en mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo 14 días⁻¹) durante ese período se ajustaron al modelo:

$$C_t = C_0 * (1 - e^{-k_c t})$$

donde C_t es cantidad acumulada de C, t tiempo en días y las constantes del modelo se interpretan C₀ como la máxima cantidad de COS potencialmente mineralizable por la actividad respiratoria de la microflora heterótrofa aeróbica, k_c la constante de mineralización (Albanesi *et al.*, 2003). Los resultados de C₀ se expresaron en mg C-CO₂ kg⁻¹ y de k_c en mg C-CO₂ kg⁻¹ día⁻¹.

Nitrógeno total (NT) determinado por el método de Kjeldhal, digestión en caliente con H₂SO₄, Se y K₂SO₄ en placa

Tabla 1. Propiedades del suelo correspondiente al área de estudio.

Table 1. Soil properties in the study area.

Horizonte	A ₁	A ₂	AC
Profundidad (cm)	0 - 9	10 - 21	21 - 38
Densidad Aparente (g cm ⁻³)	0,92	0,97	1,23
Porosidad Total (%)	65,30	63,40	53,60
pH	6,50	-	-
CE (dS m ⁻¹)	0,4	-	-
Carbono orgánico total (g C kg ⁻¹)	27,00	8,01	0,58
Nitrógeno Total (g N kg ⁻¹)	1,70	-	-
Fósforo disponible (mg P kg ⁻¹)	50,00	-	-

digestora BÜCHI seguido de una destilación por arrastre de vapor en destilador BÜCHI recogiendo en H_3BO_3 y titulación con HCL 0,1 N (Bremner & Mulvaney, 1982). Los resultados se expresaron en $g\ N\ kg^{-1}$ suelo.

Análisis estadístico

Se analizaron las variables respuesta mediante un modelo lineal mixto, donde el valor esperado (parte fija del modelo) estuvo conformado por los efectos tratamiento, cobertura, tiempo y las interacciones. Se contemplaron las correlaciones temporales entre observaciones que provienen de una misma unidad experimental mediante un ajuste de correlación autorregresivo de orden 1 (seleccionado en base a los criterios de Akaike AIC y Bayesiano BIC) para los términos del error experimental.

Se realizó la prueba LSD Fisher ($\alpha\ 0,05$) para pruebas de diferencia de medias. Además se realizó análisis de componentes principales al conjunto de datos para reducir la dimensionalidad de los datos y generar ejes interpretables para la evaluación combinada de tratamientos y coberturas. Se utilizó el software *Infostat 2012v* (Di Rienzo *et al.*, 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono orgánico suelo (COS)

Los valores medios de carbono orgánico total oscilaron entre 10,2 y 33,9 $g\ C\ kg^{-1}$ suelo (Tabla 2), valores similares a los reportados por otros autores para Santiago del Estero (Anriquez *et al.*, 2005; Albanesi *et al.*, 2013a y 2013b; Kunst *et al.*, 2014a) y ligeramente superiores (1,6–19,5 $g\ C\ kg^{-1}$ suelo) a los informados por Navarro *et al.* (2011) para bosques del Chaco Paraguayo seco y húmedo. La variabilidad observada puede deberse a la heterogeneidad espacial existente en el suelo de zonas semiáridas, atribuida a la distribución heterogénea de las plantas que generan islas de fertilidad (Rietkerk *et al.*, 2004; Rotundo & Aguiar, 2005).

La interacción tratamiento*cobertura*año fue significativa ($p < 0,0001$), evidenciando que los efectos de los tratamientos y del tiempo sobre el C dependen principalmente de la cobertura arbórea. El COS en el suelo sin

Tabla 2. Valores medios de COS ($g\ C\ kg^{-1}$ suelo), COP ($g\ C\ kg^{-1}$ suelo), RE ($\mu g\ C-CO_2\ g^{-1}$ suelo dia^{-1}), NT ($g\ N\ kg^{-1}$ suelo) y relación C:N, para los diferentes tratamientos coberturas y años. Referencias: (T) bosque nativo; (RBI) sistema silvopastoril. (D) Suelo desnudo; (Qb) Suelo bajo la cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco*; (M) Suelo bajo la cobertura de *Ziziphus mistol*. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Table 2. Mean values of SOC ($g\ C\ kg^{-1}$ soil), POC ($g\ C\ kg^{-1}$ soil), RE ($mg\ C-CO_2\ g^{-1}$ soil day^{-1}), NT ($g\ N\ kg^{-1}$ soil) and C:N ratio for different tree covers, soil treatments and years. References: (T) native forest; (RBI) silvopastoral system with low intensity roller chopping and planting of *Panicum maximum cv gatton panic*. (D) soil without tree cover (Qb) soil under the cover of *Aspidosperma quebrachoblanc* and (M) soil under the cover of *Ziziphus mistol*.

Cobertura	Año	Tratamiento	COS		COP		NT		RE		C:N	
			($g\ C\ kg^{-1}$ suelo)	($g\ C\ kg^{-1}$ suelo)	($g\ C\ kg^{-1}$ suelo)	($g\ C\ kg^{-1}$ suelo)	($\mu g\ C-CO_2\ g^{-1}$ suelo dia^{-1})	($\mu g\ C-CO_2\ g^{-1}$ suelo dia^{-1})				
D	2007	RBI	13 ± 1,2	GHI	9 ± 1,8	FG	1,8 ± 0,2	DEF	7 ± 1,2	G	7 ± 1	F
		T	11 ± 1,4	I	9 ± 1,4	EFG	1,2 ± 0,2	FG	9 ± 0,5	FG	9 ± 1,6	EF
		RBI	10 ± 1,3	I	8 ± 1,3	G	0,7 ± 0,1	GH	18 ± 1,6	E	14 ± 2,6	CD
	2009	T	13 ± 1,4	GHI	10 ± 1,4	EFG	0,8 ± 0,1	GH	26 ± 7,4	D	17 ± 2,8	BC
		RBI	15 ± 2,8	FGH	13 ± 2,9	E	0,6 ± 0,1	H	15 ± 5,5	EF	25 ± 3,6	A
		T	12 ± 2,4	HI	11 ± 2,4	EFG	0,6 ± 0,1	H	12 ± 2,8	EFG	19 ± 2,6	B
M	2007	RBI	24 ± 4,6	CD	20 ± 4,9	CD	2,7 ± 0,6	AB	8 ± 1,91	FG	9 ± 2,1	EF
		T	16 ± 1,8	FGH	13 ± 1,9	EF	1,7 ± 0,2	DEF	11 ± 1,3	EFG	9 ± 1,1	EF
		RBI	34 ± 2,8	A	27 ± 2,8	AB	2,1 ± 0,5	CDE	35 ± 4,6	BC	16 ± 3,5	C
	2009	T	28 ± 3,6	B	20 ± 4,5	CD	2,2 ± 0,4	BCD	35 ± 9,6	B	13 ± 2,4	D
		RBI	27 ± 4,6	BC	24 ± 4,2	BC	1,4 ± 0,3	F	34 ± 3,3	BC	20 ± 3,8	B
		T	34 ± 6,8	A	29 ± 6,8	A	3,0 ± 0,6	A	28 ± 3,0	CD	11 ± 2,0	E
Qb	2007	RBI	18 ± 2,8	EF	13 ± 3,4	E	2,1 ± 0,5	CDE	8 ± 1,3	FG	9 ± 2,2	EF
		T	17 ± 3,0	F	13 ± 3,9	E	2,0 ± 0,2	CDE	12 ± 1,0	EFG	9 ± 1,0	EF
		RBI	24 ± 3,3	CD	19 ± 3,4	D	1,7 ± 0,3	DEF	26 ± 3,9	D	14 ± 2,5	CD
	2009	T	16 ± 1,1	FG	10 ± 2,4	EFG	2,4 ± 0,8	BC	44 ± 8,0	A	7 ± 2,2	F
		RBI	23 ± 3,4	D	20 ± 3,1	CD	1,4 ± 0,3	F	34 ± 8,4	BC	16 ± 3,0	C
		T	22 ± 4,3	DE	19 ± 3,9	D	1,6 ± 0,4	EF	30 ± 4,9	BCD	14 ± 3,2	C

Means with the same letter are not significantly different ($p > 0.05$).

cobertura no varió entre los tratamientos ni en el tiempo. En cambio el COS bajo la cobertura de Qb varió en el tiempo ya que en 2011 fue significativamente mayor en ambos tratamientos respecto de 2007, lo que se atribuyó al aporte por parte de árboles y arbustos (T), y árboles y pastura (RBI). El COS bajo la cobertura de M varió entre tratamientos y en el tiempo; en T incrementó a lo largo de tiempo por el aporte continuo de hojarasca, mientras que en RBI aumentó en 2009 para restablecerse en 2011.

Independientemente de los tratamientos y el tiempo se observó un efecto de la cobertura de las especies arbóreas sobre el contenido de COS, dado que bajo el dosel de los árboles se registraron valores significativamente mayores de COS respecto al suelo sin cobertura, en coincidencia con Casals *et al.* (2014) que reportaron que la presencia de árboles en silvopasturas tropicales áridas incrementa la materia orgánica con importantes efectos sobre la fertilidad del suelo.

Además se observó un gradiente de COS, ya que los menores valores medios se registraron en el suelo sin cobertura, los valores intermedios bajo Qb y los mayores bajo mistol, dado que el mistol aporta más mantillo que los quebrachos (Fig. 1), ya que las variaciones en la cantidad de hojarasca que producen los árboles explicarían los contenidos diferenciales de carbono del suelo (Casals *et al.*, 2014).

Albanesi *et al.* (2013a) demostraron que la cobertura arbórea en sistemas silvopastoriles de la región ejerce un efecto importante sobre las propiedades del suelo reportando que el COS aumenta en forma inversa a la distancia al fuste de los árboles por un gradiente de acumulación de mantillo; por ello aconsejan dejar la mayor densidad de árboles tratando que las copas de los mismos se lleguen a tocar entre sí (Albanesi *et al.*, 2013b).

El mantenimiento del COS se debe al aporte de mantillo que ingresa al suelo desde la vegetación leñosa nativa y de las herbáceas y esto compensa las pérdidas generadas por el movimiento del suelo, por el pasaje del rolo y las demandas nutricionales de la sucesión secundaria posterior (Anriquez *et al.*, 2005).

Guo & Gifford (2002) en su meta-análisis de 74 publicaciones demuestran que el cambio de uso del suelo disminuye el COS almacenado de pastura a plantación (-10%), de bosque nativo a plantación (-13%), de bosque nativo a cultivo (-42%) y de pastura a cultivo (-59%). Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que el uso silvopastoril no impacta en el COS a diferencia de otros usos.

Carbono orgánico particulado (COP)

Los valores medios de COP oscilaron entre 7,8 y 28,9 g C kg⁻¹ suelo, representando entre un 60 y 80% del COS.

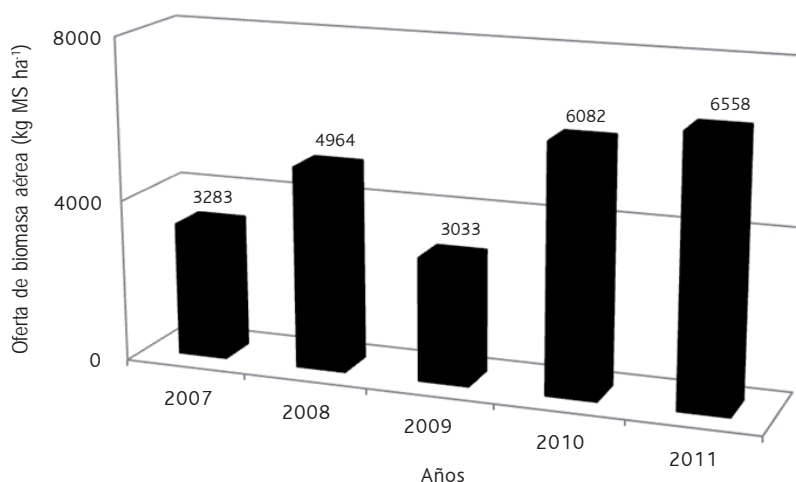


Figura 1. Oferta de biomasa aérea de *Panicum maximum* cv *Gatton panic* para los diferentes años. Campo Experimental INTA Santiago del Estero (Adaptado de Albanesi *et al.*, 2013a).

Figure 1. Aboveground biomass of *Panicum maximum* cv *Gatton panic* for different years. INTA Santiago del Estero Experimental Field (Adapted from Albanesi *et al.*, 2013a).

El COP es una fracción muy lábil y en suelos con altos porcentaje de arena, como el de este estudio, representa una alta proporción respecto del COS (Duval *et al.*, 2013). Varios estudios han mostrado la influencia de la textura sobre el contenido y calidad del COS (Buschiazzo *et al.*, 1991; Galantini *et al.*, 2004). A medida que aumenta el material fino, se ofrece mayor protección al COS (Van Veen & Kuikman, 1990) debido a la asociación entre partículas inorgánicas y las moléculas orgánicas (Wander, 2004). Los resultados obtenidos coinciden con Abril *et al.*, (2013) que reportaron para el área transicional entre las ecorregiones Chaco seco y Monte del Oeste argentino que la materia orgánica estable sólo representa un 20% de la MOS. Aún cuando el COP es una fracción muy lábil, su conservación podría atribuirse a mecanismos de protección bioquímicos y físicos. La materia orgánica del suelo es estabilizada por procesos bioquímicos incluyendo la formación y preservación selectiva de moléculas, reordenamiento estructural y asociaciones moleculares más resistentes a la descomposición (Piccolo, 2001; Six *et al.*, 2002; Schnitzer & Monreal, 2011). Los mecanismos de protección física se refieren a la oclusión de la MOS dentro de los agregados que forman una barrera física que limita la accesibilidad a los descomponedores, enzimas a los sustratos orgánicos y difusión del O₂ (Plaza *et al.*, 2013).

La interacción triple tratamiento*cobertura*año fue significativa ($p < 0,0001$) revelando que los factores de variación interactúan entre sí en el efecto sobre el COP.

De manera similar al COS se observaron mayores valores de COP en M y menores en D debido al nulo o escaso aporte de mantillo; la mineralización del mantillo es el proceso más importante de transferencia de nutrientes al suelo en los ecosistemas boscosos (Imbert *et al.*, 2004) ya que la remoción del mismo reduce significativamente el contenido de COS y Nt (Vicent *et al.*, 2010).

Austin & Vivanco (2006) demostraron que en suelos de regiones semiáridas la intensa radiación favorece la fotodegradación de la MOS. A su vez Huxman *et al.* (2004) reportaron que la duración de los eventos discretos de precipitación en suelos de zonas áridas y semiáridas de Norteamérica promueve la actividad microbiana. Estos factores antes mencionados en combinación con bajos contenidos de MOS estable y altas temperaturas determinan una rápida mineralización del COS (Abril *et al.*, 2013), con efectos negativos en la captura de C (Stockmann *et al.*, 2013). No obstante esto no sucede en el sistema silvopastoril evaluado, debido probablemente a que el COS está

protegido por mecanismos físicos y bioquímicos y que estos no son alterados por las prácticas de RBI e implantación de pasturas adaptadas a altas temperaturas (megatérmicas).

Respiración del suelo *in vitro* (RE)

Los valores medios de RE en 2007 (Tabla 2) fueron significativamente menores en todos los tratamientos y coberturas, y ello fue atribuido a la ocurrencia de 21 heladas consecutivas previas al muestreo (Estación Meteorológica INTA SDE), condiciones meteorológicas inusuales para la región que pudieron repercutir en la actividad microbiana del suelo. Estos resultados se contraponen a Giardina & Ryan (2000), quienes sugieren que el ritmo de descomposición de la COS en suelos pobres en C de bosques a escala global no está controlada por limitaciones de temperatura para la actividad microbiana. Sin embargo, Dijkstra *et al.* (2011) reportaron un incremento en la respiración del suelo de 10 veces tras 2h de incremento de la temperatura de 4 a 20 °C por aumento de la glicólisis y el ciclo de Krebs.

La RE registró diferencias significativas entre coberturas en los años 2009 y 2011. La menor actividad se evidenció en D y la mayor en M. Este comportamiento podría atribuirse al contenido diferencial en la fracción fácilmente mineralizable (COP), que provee mayor cantidad de C y N en M que en D. Estos resultados coinciden con Lal *et al.* (2014) quienes reportan mayores contenidos de COS bajo la proyección del dosel arbóreo y que dicho alto contenido de COS estuvo correlacionado con la alta actividad enzimática; y se sostienen en Adamczyk *et al.* (2014) quienes manifestaron que las diferencias en las características del suelo se reflejan en los procesos de descomposición bajo la cobertura de diferentes especies de plantas.

Carbono potencialmente mineralizable (14 días, C₀) y constante de mineralización (k_c)

El C₀ no registró diferencias significativas entre tratamientos, coberturas, y años. El k_c registró diferencias significativas entre coberturas ($p = 0,0165$) y años ($p = 0,0289$). El suelo sin cobertura arbórea presentó la menor tasa de mineralización (Tabla 3). En el año 2009 la tasa fue menor a los años 2007 y 2011 (Tabla 3) debido probablemente a la ocurrencia de precipitaciones por debajo de la media histórica en 2009 (Estación meteorológica INTA SDE) que pudieron haber influenciado la cinética de la actividad biológica del suelo. La relación directa entre contenido hídrico y la cinética de las actividades enzimáticas del suelo fueron reportados por diversos autores (Sinigani & Maghsoudi, 2011; Zhang *et al.*, 2011; Kujur & Kumar Patel, 2014).

Tabla 3. Valores medios de carbono potencialmente mineralizable (C_0) y tasa de mineralización (k_c) para los diferentes tratamientos, coberturas y años. Referencias: (T) bosque nativo; (RBI) sistema silvopastoril. (D) Suelo desnudo; (Qb) Suelo bajo la cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco*; (M) Suelo bajo la cobertura de *Ziziphus mistol*. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Table 3. Mean values of potentially mineralizable carbon (C_0) and carbon mineralization rate (k_c) for the different treatments, tree covers and years.. Referencias: (T) native forest; (RBI) silvopastoral system with low intensity roller chopping and planting of *Panicum maximum cv gatton panic*. (D) soil without tree cover (Qb) soil under the cover of *Aspidosperma quebrachoblanco* and (M) soil under the cover of *Ziziphus mistol*.

	C_0	k_c
T	81,53 a	0,11 a
RBI	56,47 a	0,12 a
D	78,19 a	0,08 b
M	64,13 a	0,14 a
Qb	64,67 a	0,12 a
2007	72,98 a	0,13 a
2009	57,63 a	0,08 b
2011	76,39 a	0,12 a

Means with the same letter are not significantly different ($p > 0.05$).

Los tratamientos mostraron similares constantes de mineralización del C sugiriendo que los sistemas silvopastoriles son una alternativa importante para mejorar la calidad del suelo (León & Osorio, 2014). Respecto a la

cobertura, el k_c fue significativamente menor en D que en M y Qb, posiblemente atribuido a que bajo el dosel de los arboles es mayor la entrada de materia seca de residuos vegetales (Fig. 3). Redin *et al.* (2014) encontraron que la mineralización varía significativamente entre especies, en cuanto a su cinética y el C total mineralizado, de acuerdo a la composición del tejido vegetal (contenido de celulosa, hemicelulosa y N).

Nitrógeno total (NT)

Los valores medios de NT oscilaron entre 0,6 y 3,1 g N kg^{-1} suelo, dentro del rango informado por otros autores para la región (Albanesi *et al.*, 2013a; Kunst *et al.*, 2014a). La interacción tratamiento*cobertura*año fue significativa ($p < 0,0001$). El NT presentó los menores valores en el suelo sin cobertura, al igual que el COS debido al escaso o nulo aporte de mantillo al suelo.

El NT varió en los tratamientos y el tiempo dependiendo de la cobertura arbórea; en el suelo sin cobertura disminuyó en el tiempo en coincidencia con Albanesi *et al.* (2013b) quienes remarcaron que el N volatilizado aumenta notablemente en el suelo sin cobertura arbórea. El descenso de NT en D fue más pronunciado en RBI que en T, debido probablemente a la reducción en las entradas de N al suelo provenientes de arbustivas, sobre todo leguminosas, ya que el RBI tiene un volumen de arbustos significativamente menor que T (Fig. 2). El NT disminuyó bajo la cobertura de Qb, pero ésta fue atenuada por efecto de la protección del mantillo.

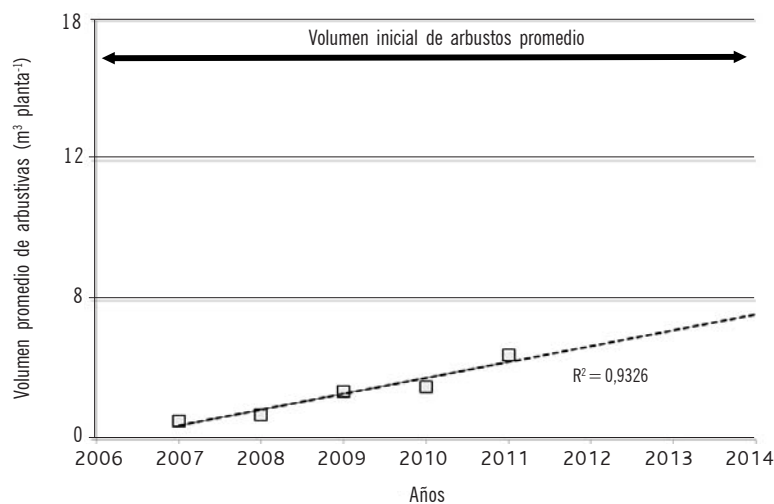


Figura 2. Variación del volumen de arbustivas entre 2006 y 2011. Campo Experimental INTA Santiago del Estero (Adaptado de Albanesi *et al.*, 2013a).
Figure 2. Variation in shrub volume between 2006 and 2011. INTA Santiago del Estero Experimental Field (Adapted from Albanesi *et al.*, 2013a).

Los valores de NT en T y bajo la cobertura de M incrementaron a lo largo del tiempo por el aporte continuo de mantillo que supera en cantidad a Qb (Albanesi *et al.*, 2013a) y en contenido de proteína bruta (Nogués *et al.*, 2013), mientras que el NT en RBI disminuyó al igual que en Qb y ello se atribuyó a las demandas del estrato herbáceo de gramíneas de alta productividad, que osciló entre 3000 y 6500 kg MS ha⁻¹ para las mismas parcelas experimentales (Fig. 1) y en otros experimentos de la misma región alcanzó una producción 11.500 kg MS ha⁻¹ (Kunst *et al.*, 2014b).

La relación C: N edáfico (Tabla 2) registró una alta variabilidad interanual atribuida a la variabilidad en los procesos relacionados al ciclo del N en ecosistemas semiáridos. Sullivan *et al.* (2012) reportaron que en ecosistemas semiáridos de Arizona la tasa de nitrificación es altamente dependiente de la dinámica estacional asociada a la disponibilidad de agua y que las archaeas oxidantes del amonio serían las responsables del alto potencial de nitrificación en la estación seca. La variabilidad en la ocurrencia de procesos microbianos en relación al ciclo del N podría atribuirse a que la variabilidad en las precipitaciones y las diferentes especies arbóreas son determinantes de las comunidades microbianas en suelos semiáridos (Cregger *et al.*, 2012).

Análisis de componentes principales

Los dos primeros componentes principales explicaron el 93% de la variabilidad de los datos y los parámetros más

contributivos en el primer componente fueron COS, COP, RE y NT; y en el segundo componente fueron C₀ y C:N (Fig. 4). En el plano bidimensional se distinguieron tres grupos: el primero constituido por áreas con suelo sin cobertura arbórea caracterizado por tener menores valores de COS, COP y NT; el segundo constituido por áreas de suelo bajo la cobertura de M caracterizado por tener mayores contenidos de COS, COP y Nt; y un tercer grupo constituido por áreas bajo la cobertura de Qb caracterizado por contener valores de COS, COP y Nt mayores a D y menores a M. También se observó que cuanto menores son los contenidos de C y N, mayores son las diferencias entre T y RBI.

Este análisis manifestó que cuando se transforman áreas con bosque nativo en sistemas silvopastoriles mediante rolado selectivo de baja intensidad, el factor que ejerce mayor influencia sobre la calidad del suelo es la cobertura de las diferentes especies arbóreas. En las experiencias de RBI la especie *Aspidosperma quebracho blanco* contribuyó con más del 50% de la abundancia de las especies arbóreas y de área basal (Albanesi *et al.*, 2013a). Ésta es una de las dos especies de mayor valor ecológico por su abundancia y frecuencia (Giménez *et al.*, 2011), lo que significa que esta especie tiene mayor influencia cuantitativa en las propiedades del suelo. Sin embargo, las diferentes especies vegetales generan una diversidad de hábitats para los organismos del suelo y, en nuestro estudio, el mistol representó un 15% de abundancia relativa (Albanesi *et al.*, 2013a) y fue la especie que contribuyó con mayor canti-

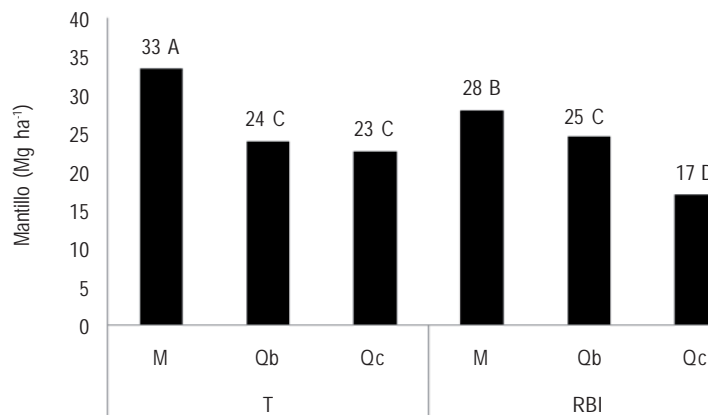


Figura 3. Materia seca promedio de mantillo recolectado al final de la estación de crecimiento para los diferentes tratamientos y coberturas. Referencias: Qb, Suelo bajo la cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco*; M, Suelo bajo la cobertura de *Ziziphus mistol*. T, Testigo; RBI, sistema silvopastoril. (Adaptado de Albanesi *et al.*, 2013a).

Figure 3. Litter dry matter collected at the end of the growing season for different treatments and tree covers. References: Qb soil under the cover of *Aspidosperma quebracho blanco*; M soil under the cover of *Ziziphus mistol*. T, control, native forest; RBI, silvopastoral system. (Adapted from Albanesi *et al.*, 2013a).

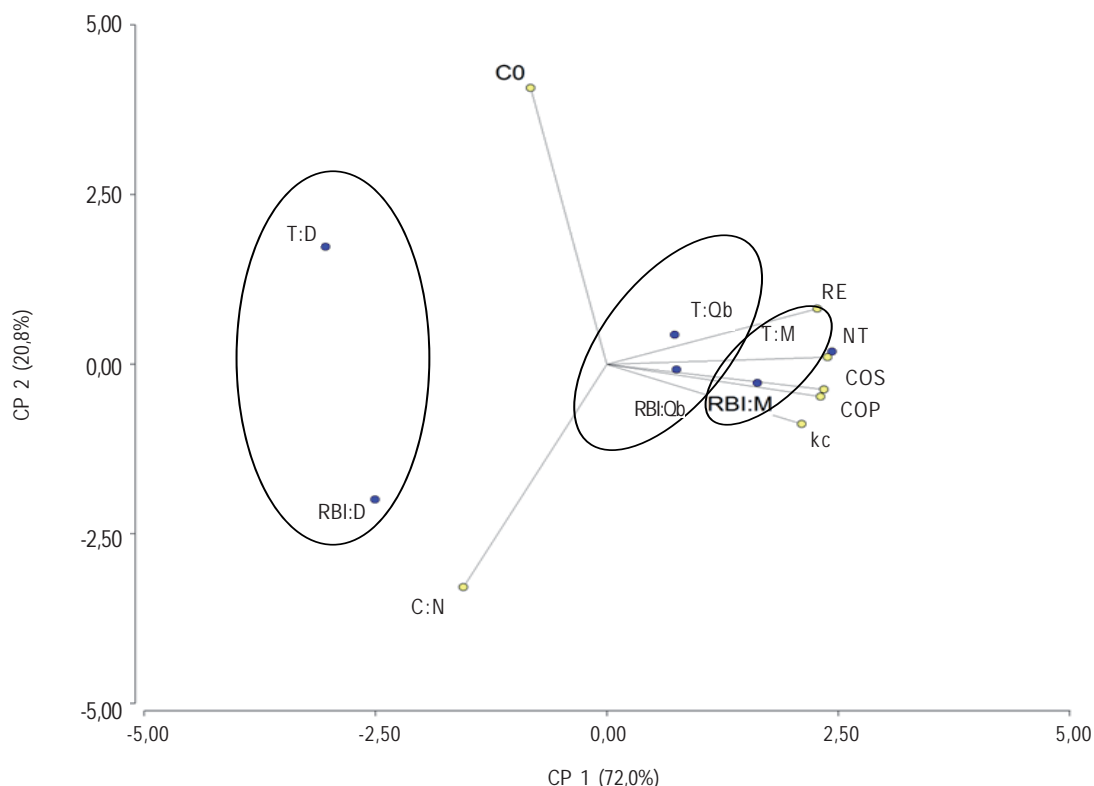


Figura 4. Análisis de componentes principales. Referencias: D, Suelo desnudo; Qb, Suelo bajo la cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco*; M, Suelo bajo la cobertura de *Ziziphus mistol*. T, Testigo; RBI, sistema silvopastoril.

Figure 4. Principal component analysis. References: (T) native forest; (RBI) silvopastoral system with low intensity roller chopping and planting of *Panicum maximum cv gatton panic*. (D) soil without tree cover (Qb) soil under the cover of *Aspidosperma quebracho blanco* and (M) soil under the cover of *Ziziphus mistol*.

dad de C y N al suelo, ya que las áreas bajo el dosel de M registraron mayores valores de COS, COP y NT, denotando una mayor influencia cualitativa en las propiedades del suelo. Además está demostrado que los bosques menos diversos disminuye el contenido de COS, sumidero más estable de C a largo plazo que la biomasa aérea (Pichancourt *et al.*, 2014).

Los resultados expuestos en este artículo demuestran el bajo impacto que tiene el RBI y la implantación de una especie megatérmica sobre el COS, Nt y respiración edáfica, en contraposición con diversos autores que manifiestan que la transformación de ecosistemas naturales en sistemas productivos disminuyen el contenido de COS (Guo & Gifford, 2002; Lagomarsino *et al.*, 2011; Duval *et al.*, 2013; Francaviglia *et al.*, 2014).

CONCLUSIONES

La habilitación de tierras para uso silvopastoril mediante RBI mantiene las reservas de COS. La cobertura arbórea nativa reviste vital importancia en la conservación de la materia orgánica y en el mantenimiento de la actividad microbiana. El contenido de carbono, nitrógeno y la actividad microbiana del suelo está en función de la cobertura ya que los niveles de COS, COP, NT y RE son menores en el suelo sin cobertura arbórea, intermedios bajo *Aspidosperma quebracho blanco* y mayores bajo el dosel de *Ziziphus mistol* por el mayor aporte de residuos por parte de esta última especie.

El efecto conjunto de un mínimo disturbio y gran ingreso de residuos orgánicos determinan mejores condiciones para la actividad de los microorganismos heterótrofos,

con efectos positivos en el almacenamiento de COS (horizonte superficial). De este modo se demuestra que rolado y siembra de *Panicum maximum cv gatton panic* no afectó la calidad del suelo en la región chaqueña.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Consejo de Investigaciones, Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (CICyT UNSE).

Al Ing. Ftal Marcelo Navall por haber provisto los datos de densidad de árboles y área basal.

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A; C Merlo & L Noé. 2013. Realistic soil C sink estimate in dry forests of western Argentina based on humic substance content. *J Arid Environ* 91: 113-118.
- Adamczyk, B; P Kilpeläinen; V Kitunen & A Smolander. 2014. Potential activities of enzymes involved in N, C, P and S cycling in boreal forest soil under different tree species. *Pedobiologia, J. Soil Ecol.* <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2013.12.003>>
- Albanesi, A; A Anríquez; J Domínguez Núñez; J Silberman & C Kunst. 2013b. Calidad de suelo. Propiedades biológicas y evaluación en ecosistemas semiáridos. *En: Albanesi (ed). Microbiología Agrícola. Un aporte de la investigación argentina. Segunda Edición. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Ediciones Magna. 500 pp.*
- Albanesi, A. 2008. Rolado y Suelos. *En: Kunst C; R Ledesma & M Navall (eds). RBL. Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Ediciones INTA. 139 pp.*
- Albanesi, A; A Anríquez & A Polo Sánchez. 2003. Efectos de la agricultura convencional en algunas formas del C en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. *Agriscientia* XX: 9-17.
- Albanesi, A; C Kunst; A Anríquez; J Silberman; R Ledesma; M Navall; J Domínguez Núñez; R Duffau; R Suárez; D Werenitzky; E Raña; L Socolik; D Coria & O Coria. 2013a. Rolado selectivo de baja intensidad y sistemas silvopastoriles de la Región Chaqueña. *En: Albanesi, A; R Paz; MT Sobrero; S Helman; S Rodríguez. Hacia la construcción del desarrollo agropecuario y agroindustrial. De la FAYa al NOA. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Ed. Magna. 360 pp.*
- Anderson, JPE. 1982. Soil respiration. p. 831-871. Part II. 2nd ed. *Agronomy 9. In: Page, AL; R M Millar & D R Kenny (eds). Methods of soil analysis, chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.*
- Anríquez, A; A Albanesi; C Kunst; R Ledesma; C López; A Rodríguez Torresi & J Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco occidental, Argentina. *Cl. Suelo (Argentina)* 23(2): 145-157.
- Austin, A & L Vivanco. 2006. Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 442/3: 555-558.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. Methods of soil analysis. Page A.L. (ed). *Agronomy 9, A.S.A., SSSA, Madison. 595-622.*
- Buschiazzo, D; A Quiroga & K. Stahr. 1991. Patterns of organic matter distribution in soils of the Semiarid Argentinean Pampas. *Z. Pflanzenerna`hr. Boden.* 154, 437-441.
- Cambardella, C & E Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Casals, P; J Romero; G Rusch & M Ibrahim. 2014. Soil organic C and nutrient contents under trees with different functional characteristics in seasonally dry tropical silvopastures. *Plant & Soil* 374: 643-659.
- Cregger, MA; CW Schadt; N G MacDowell; W T Pockman & A T Classen. 2012. Response of the Soil Microbial Community to Changes in Precipitation in a Semiarid Ecosystem. *Applied and environmental Microbiology* 78(24): 8587-8594.
- Cubbage, F; G Balmelli; A Bussoni; E Noellemeyer; A Pachas; H Fassola; L Colcombet; B Rossner; G Frey; F Dube; M Lopes de Silva; H Stevenson; H Hamilton & W. Hubbard. 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the World. *AgroforestSyst* 86: 303-314.
- De Araújo Marques, J; L Cunha Leite; & D Moya Romero. 2011. Bienestar animal en sistemas silvopastoriles. *Rev Colombiana Ciencia Animal. RCCA, Vol 4, No 1.*
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <www.infostat.com.ar>
- Dijkstra, P; S Thomas; P Heinrich; G Koch; E Schwartz & B Hungate. 2011. Effect of temperature on metabolic activity of intact microbial communities: Evidence for altered metabolic pathway activity but not for increased maintenance respiration and reduced carbon use efficiency. *Soil Biol & Biochem* 43: 2023-2031.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martínez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil & Till Res* 131: 11-19.
- Francaviglia R; A Benedetti; L Doro; S Madrau & L Ledda. 2014. Influence of land use on soil quality and stratification ratios under agro-silvo-pastoral Mediterranean management systems. *Agric, Ecosyst & Environ* 183: 86-92.
- Galantini, JA; N Senesi; G Brunetti & R Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* 123, 143-152.
- Giardina, C & M Ryan. 2000. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature. *Nature* 404: 858-861.
- Giménez, AM; P Hernández; ME Figueroa & I Barrionuevo. 2011. Diversidad del estrato arboreo en los bosques del Chaco Semiárido. *Quebracho Vol. 19(1,2): 24-37.*
- Gómez, A & M Navall. 2008. Efecto del rolado sobre la estructura del bosque, implicancias para el manejo forestal. *En: Kunst, C; R. Ledesma & M. Navall (eds). 2008. RBL. Rolado selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA. 137p.*
- Guo, LB & RM Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change. *Global Change Biol.* 8: 345-360.
- Huxman, TE; KA Snyder; D Tissue; AJ Leffler; K Ogle; WT Pockman; DR Sandquist; DL Potts & S Schwinning. 2004. Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia* 141: 254-268.
- Imbert, JB; JA Blanco & FJ Castillo. 2004. Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. *En: F. Valladares (ed), Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante: 479-506. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.*
- Kovaleva, NO & IV Kovalev. 2009. Transformation of lignin in surface and buried soils of mountainous landscapes. *Eurasian Soil Sci* 42: 1270-1281.
- Kujur, M & A Kumar Patel. 2014. Kinetics of soil enzyme activities under different ecosystems: An index of soil quality. *Chilean J Agric Res* 74(1): 96-104.

- Kunst, C; R Ledesma; M Castañares; M Cornacchione; H van Meer & J Godoy. 2014b. Yield and growth features of *Panicum maximum* (Jacq.) var *Trichoglumecv Petrie* (Green Panic) under woody cover, Chaco region, Argentina. *AgroforestSyst* DOI 10.1007/s10457-013-9663-4.
- Kunst, C; R Ledesma; M Navall (eds). 2008. RBI. Rolado selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA. 137 pp.
- Kunst, C; S Bravo; R Ledesma; M Navall; A Anríquez; D Coria; J Silberman; A Gómez & A Albanesi. 2014a. Ecology and Management of the Dry Forests and Savannas of the western Chaco region, Argentina. In: Greer (ed). *Dry Forests: Ecology, Species Diversity and Sustainable Management*. Nova Science Publ. United States of America. 189 pp. ISBN: 978-1-63321-291-6.
- Lagomarsino A; A Benedetti; S Marinari; L Pompili; MC Moscatelli; PP Roggero; R Lai; L Ledda & S Grego. 2011. Soil organic C variability and microbial functions in a Mediterranean agro-forest ecosystem. *BiolFertSoils* 47: 283-291.
- Lal, R; A Lagomarsino; L Ledda; P Roggero. 2014. Variation in soil C and microbial functions across tree canopy projection and open grassland microenvironments. *Turk J Agric For* 38: 62-69.
- León, D & N Osorio. 2014. Role of Litter Turnover in Soil Quality in Tropical Degraded Lands of Colombia. *Scientific World J Vol* 2014, Article ID 693981, 11 pp. <<http://dx.doi.org/10.1155/2014/693981>>
- Morello, J; S Matteucci; A Rodríguez & M Silva. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos Argentinos. Facultad de arquitectura diseño urbanismo. Universidad de Buenos Aires. Orientación grafica editora. Buenos Aires Argentina. 752 pp.
- Murgueitio, E; Z Calle; F Uribe; A Calle & B Solorio. 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecol & Manage* 261: 1654-1663.
- Navarro G; JA Molina & S Vega. 2011. Soil factors determining the change in forests between dry and wet Chacos. *Flora* 206: 136-143.
- Navas Panadero, A. 2010. Importancia de los sistemas silvopastoriles en la reducción del estrés calórico en sistemas de producción ganadera tropical. *Rev. Med. Vet.* no.19.
- Nelson, D & LE Sommers. 1982. Methods in soil analysis. In: Page, AL (ed). *Agronomy 9*, ASA, SSSA. Pp. 539-579.
- Nogués, EM; OE Castro; RJ Correa; M Puricelli; H Gómez Pérez & R López. 2013. *Ziziphus mistol* Griseb. (mistol) su rol en la religión, la cultura popular, la alimentación humana y animal y su uso medicinal en el árido y semiárido del NOA. Información general sobre la importancia de este género en distintas regiones del mundo. *Revista de Divulgación Técnica Agrícola y Agroindustrial Facultad de Ciencias Agrarias-UNCa. Revista N° 52* ISSN: 1852-7086. pag. 1-16.
- Olk, D & EG Gregorich. Overview of the Symposium Proceedings: Meaningful Pools in Determining Soil Carbon and Nitrogen Dynamics, *Soil. Sci Soc Am J.* 70: 967-974.
- Piccolo, A., 2001. The supramolecular structure of humic substances. *Soil Science* 166: 810-832.
- Pichancourt, J; J Firn; I Chades & TG Martin. 2014. Growing biodiverse carbon-rich forests. *Global ChangeBiol* 20: 382-393.
- Plaza, C; D Courtier-Murias; JM Fernández; A Polo & AJ Simpson. 2013. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. *Soil Biology & Biochemistry* 57: 124-134.
- Plaza, C; JM Fernández; EIP Pereira & A Polo. 2012. A Comprehensive Method for Fractionating Soil Organic Matter Not Protected and Protected from Decomposition by Physical and Chemical Mechanisms. *Clean Soil, Air, Water* 40(2): 134-139.
- Redin, M; R Guénon; S Recous; R Schmatz; L de Freitas; C Aita & SJ Giacomini. 2014. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. *Plant & Soil* 378: 205-214.
- Rietkerk, M; SC Dekker; CP Ruiten & J Van de Koppel. 2004. Self-organized patchiness and catastrophic shifts in ecosystems. *Science* 305: 1926-1929.
- Rotundo, JL & MR Aguiar. 2005. Litter effects on plant regeneration in arid lands: a complex balance between seed retention, seed longevity and soil-seed contact. *J Ecol* 93: 829-838.
- Schnitzer, M & CM Monreal. 2011. Chapter three e Quo Vadis soil organic matter research? A biological link to the chemistry of humification. In: Sparks, DL (ed), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 143-217.
- Sinegani, AS & J Maghsoudi. 2011. The effects of water potential on some microbial opulations and decrease kinetic of organic carbon in soil treated with cow manure under laboratory conditions. *J. Appl. Sci. Environ. Manage.* 15(1): 179-188.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176.
- Smith, J; B Pearce & M. Wolfe. 2012. Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? *Renewable Agric & Food Systems* 28(1): 80-92.
- Stockmann, U; MA Adams; JW Crawford; DJ Field; N Henakaarchchi; M Jenkins; B Minasny; AB McBratney; V Courcelles; K Singh; I Wheeler; L Abbott; DA Angers; J Baldock; M Bird; PC Brookes; C Chenu; JD Jastrow; R Lal; J Lehmann; AG O'Donnell; WJ. Parton; D Whitehead; M Zimmermann. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric, Ecosyst & Environ* 164: 80-99.
- Sullivan, BW; PC Selmants & SC Hart. 2012. New evidence that high potential nitrification rates occur in soils during dry seasons: Are microbial communities metabolically active during dry seasons? *Soil biology and biochemistry* 53: 28-31.
- Torres, PA; AB Abril & EH Bucher. 2005. Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco woodland. *Soil Biol & Biochem* 37: 49-54.
- Van Veen, JA & PJ Kuikman. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochemistry* 11: 213-233.
- Vincent, AG; BL Turner & EVJ Tanner. 2010. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist forest. *European Journal of Soil Science* 61: 48-57.
- Volante, JN; D Alcaraz-Segura; MJ Mosciaro; EF Viglizzo & JM Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154: 12-22.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: Magdoff, K., Weil, R.R. (eds), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EE.UU, pp. 67-102.
- Zhang, Y; L Chen; Z Wu & C Su. 2011. Kinetic parameters of soil β -glucosidase response to environmental temperature and moisture regimes. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 35: 1285-1291.

