

IMPACTO DE LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES EN LOS MICROORGANISMOS RELACIONADOS AL CICLO DEL N

ANALIA LILIANA ANRIQUEZ^{1*}, MARIA CELESTE BARRIONUEVO¹, JUAN EDUARDO SILBERMAN¹, NELSON JAVIER DOMINGUEZ², JOSE ALFONSO DOMINGUEZ NUÑEZ³, ADA SUSANA ALBANESI¹

Recibido: 22/03/2018

Recibido con revisiones: 03/07/2018

Aceptado: 10/09/2018

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la conversión de bosque secundarios a sistemas silvopastoriles sobre la abundancia de microorganismos totales, microorganismos relacionados al ciclo del nitrógeno, su relación con la disponibilidad de N del suelo; en dos sitios ecológicos de la región Chaqueña, bajo diferentes coberturas arbóreas. En diseño completamente aleatorizado se estudió el factor “uso del suelo” y el factor “cobertura”. Usos del suelo: bosque secundario (T), y silvopastoril de uno (SP1), cinco (SP5) y nueve años (SP9) implementados mediante rolado selectivo de baja intensidad (RBI), con siembra de *Panicum maximum* cv Gatton panic. Coberturas: *Aspidosperma quebracho blanco* (Qb), *Schinopsis lorentzii* (Qc) y *Ziziphus mistol* (M). Se muestreó suelo (Haplustol éntico) de 15-0 cm de profundidad, en estación húmeda. Se determinó: N y C de la biomasa microbiana (Nbm y Cbm); abundancia de nitrificadores (Nitr); abundancia de fijadores de N₂ de vida libre (Fij N₂); N soluble (Ns) y N total (Nt). Los sistemas silvopastoriles implementados mediante RBI: i) afectan el Nbm y Cbm en función del sitio ecológico y cobertura, ii) a largo plazo, independientemente del sitio ecológico, tienen un efecto positivo en la comunidad de nitrificadores, y están en función de la fracción de Ns, iii) a corto y mediano plazo, aumentan Fij N₂, independientemente de la cobertura, mientras que a largo plazo (SP9) el aumento es dependiente de la misma, condicionada por el sitio ecológico, iv) a largo plazo, atenúan el efecto del rolado sobre las comunidades microbianas relacionadas al ciclo del N, tornándose la cobertura vegetal y el pastoreo los principales factores determinantes en las variaciones de las mismas y v) al mantener la diversidad de especies arbóreas y la inclusión de pasturas, garantiza una mayor heterogeneidad del hábitat, generando mayor diversidad microbiana, favoreciendo la sustentabilidad del recurso suelo.

Palabras Clave: rolado selectivo de baja intensidad, biomasa microbiana, cobertura arbórea, región chaqueña

IMPACT OF SILVOPASTORIL SYSTEMS ON MICROORGANISMS RELATED TO THE N CYCLE

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the impact of the conversion of secondary forest to silvopastoral systems on the abundance of total microorganisms, microorganisms related to the nitrogen cycle, relationship with the soil N availability; in two ecological sites of the Chaco region, under different tree cover. With a completely randomized design, the “land use” factor and the “coverage” factor were studied. Land uses were: secondary forest (T), and silvopastoral of one (SP1), five (SP5) and nine years (SP9) implemented with low intensity roller-chopping (RBI) with seeding of *Panicum maximum* cv Gatton panic. Coverages were: *Aspidosperma quebracho blanco* (Qb), *Schinopsis lorentzii* (Qc) and *Ziziphus mistol* (M). Soil (Haplustol éntico) was sampled comprising the 0-15 cm depth and during the wet season. N and C of microbial biomass (Nbm and Cbm); abundance of nitrifiers (Nitr); abundance of free life N₂ fixatives (Fij N₂); soluble nitrogen (Ns) and total nitrogen (Nt) were determined. The silvopastoral systems implemented through RBI: i) affected the Nbm and Cbm depending on the ecological site and the cover, ii) long-term use, regardless of ecological site, has a positive effect on the nitrifier community, and is a function of the fraction of Ns, iii) in the short and medium term use, increased Fij N₂, regardless of the coverage, while long term (SP9) the increase depends on the coverage and is conditioned by the ecological site, iv) long term use, attenuates the effect of roller-chopping on the microbial communities related to the N cycle, therefore the vegetation cover and grazing are the main determinants of its variations, and v) to maintain the diversity of tree species and the inclusion of pastures, ensures greater heterogeneity of habitat, generating greater microbial diversity, favoring the sustainability of the soil resource.

Key words: low intensity selective rolling, microbial biomass, tree cover; low intensity roller-chopping; microbial biomass, tree cover, Chaco region

1 Universidad Nacional de Santiago del Estero

2 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

3 Universidad Politécnica de Madrid

* Autor de contacto: ananriquez@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Santiago del Estero, que pertenece a la región chaqueña, el uso intensivo de la tierra por diferentes disturbios antrópicos ha convertido grandes áreas naturales en matorrales de arbustos densos y bosques secundarios, alterando la estructura y composición de los ecosistemas y provocando cambios en los recursos, en su disponibilidad y en el ambiente físico (Kunst *et al.*, 2008). La capacidad de carga de estos sistemas es baja, lo que repercute negativamente en la productividad ganadera (Kunst *et al.*, 2014a).

Actualmente, la transformación de los bosques secundarios en sistemas más productivos como los sistemas silvopastoriles se ha convertido en una alternativa productiva sustentable al emplear técnicas de producción sostenibles, contribuyendo a la conservación de los recursos naturales, como así también al mejoramiento y a la diversificación de la productividad agrícola (Vallejo-Quintero, 2013).

En la región chaqueña, se recomienda la implementación de sistemas silvopastoriles mediante el rolado selectivo de baja intensidad (RBI). Esta práctica consiste en el pasaje de un cilindro metálico que aplasta el arbustal y deja en pie los árboles. El rolado y la siembra de pasturas de la especie *Panicum maximum* Jacq., incrementan de un 300 a 600 % la oferta de forraje (Kunst, 2008) con un rendimiento promedio de 3.500 – 11.500 kg MS ha⁻¹ (Kunst *et al.*, 2014b).

La severidad de un disturbio como el rolado, se puede evaluar por los efectos que el mismo tiene sobre los componentes del ecosistema tales como vegetación y suelo, entre otros. Anriquez *et al.*, 2005 y 2008 describen que en los sistemas silvopastoriles de la región chaqueña implementados con rolado de baja intensidad mantienen las propiedades del suelo tales como la humedad edáfica, densidad aparente, carbono orgánico total, carbono orgánico particulado y carbono de la biomasa microbiana, de suma importancia en los ambientes semiáridos; y que la cobertura arbórea y el mantillo mejoran las condiciones de humedad del suelo.

Conocer la calidad del suelo es de suma importancia para poder realizar el monitoreo y se-

guimiento de sus cambios y determinar la sostenibilidad de su uso y manejo (Bone *et al.*, 2010). Para ello es necesario la medición y descripción de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Cruz *et al.*, 2004), siendo éstas últimas, indicadores sensibles, ya que son los que explican con mayor detalle las respuestas a disturbios (Kaschuk *et al.*, 2011). En estudios previos en la región chaqueña, los cambios en la abundancia, actividad y diversidad de bacterias son afectadas por el sitio ecológico, las estaciones y la intensidad del uso del suelo (Noé & Abril, 2015).

Entre los indicadores biológicos, la estructura y función de las comunidades microbianas cumplen un rol muy importante en la productividad y sostenibilidad del ecosistema suelo ya que participan en innumerables procesos, tales la descomposición de residuos orgánicos y el ciclado de nutrientes (González *et al.*, 2007).

Dentro de las comunidades funcionales asociadas al ciclo del nitrógeno (N) se encuentran los nitrificadores (microorganismos oxidantes de amonio y nitrito) que son indicadores sensibles a los cambios ambientales y a los disturbios (Abril, 2003); y las comunidades de fijadores de N₂ de vida libre (microorganismos que transforman el N₂ a amonio) que son muy importantes para compensar la escasez de N en el suelo y suelen tomar relevancia durante la degradación de restos orgánicos superficiales y materia orgánica del suelo con alta relación C:N (Noé, 2012).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la conversión de bosque secundarios a sistemas silvopastoriles sobre la abundancia de microorganismos totales, microorganismos relacionados al ciclo del nitrógeno, su relación con la disponibilidad de N del suelo; en dos sitios ecológicos de la región Chaqueña, bajo diferentes coberturas arbóreas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la provincia de Santiago del Estero, perteneciente a la región chaqueña, donde se distinguen dos subregiones, el Chaco semiárido que abarca la mayor parte de la provincia y el Chaco subhúmedo que comprende una franja meridional al sudeste de la misma.

El área de estudio en el chaco semiárido está ubicada en el centro oeste de Santiago del Estero, campo "Ingeniero Francisco Cantos" localidad Arraga, Dpto. Silípica. E.E.A. INTA Santiago del Estero (28° 3' S. y 64° 15' O). Clima subcontinental cálido subtropical (Morello *et al.*, 2012), la precipitación promedio anual de 550 mm (Estación meteorológica, INTA SDE). La vegetación natural es un bosque secundario, compuesto por un estrato arbóreo dominado por *Schinopsis lorentzii* (Griseb.), *Aspidosperma quebracho-blanco* (Schltdl), *Zizyphus mistol*, (Griseb), y *Prosopis nigra*, (Griseb) y un estrato arbustivo dominado por *Acacia furcatispina*, (Burkart), *Capparis atamisquea*, (Kuntze) y *Celtis chichape*, (Wedd.) Miq. La densidad promedio del bosque es de 210 árboles ha⁻¹ mayores a 5 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) (Araujo *et al.*, 2008). El suelo es Haplustol éntico. El horizonte A (0-0,30 m) es de textura franco-limosa, densidad aparente 0,9 g cm⁻³ y pH 6,4, con estructura en bloques subangulares y granular (Anriquez, *et al.*, 2016). El contenido de carbono orgánico total es de 17 g C kg⁻¹ de suelo, el de nitrógeno total 1,7 g N kg⁻¹ y los contenidos de arena, limo y arcilla de 43%, 48,7 % y 8,3 %, respectivamente (Silberman, 2016).

El área de estudio en el chaco subhúmedo está ubicada en el centro este de Santiago del Estero, Dpto. Juan Felipe Ibarra, campo "Jaguel Pampa" (27° 56' 45'' S y 62° 18' 40'' O). El clima es semiárido a subhúmedo, megatermal (clasificación de Thornthwaite, 1948) con precipitaciones entre 600 y 750 mm anuales y temperatura media anual de 19,6 °C. La vegetación natural es un bosque secundario, dominado por *Aspidosperma quebracho-blanco* (Schltdl). El suelo es Haplustol éntico, ligeramente evolucionado, con perfiles A-AC-C y débilmente estructurado (Cervelli *et al.*, 1982). El horizonte A (0-0,33 m) presenta textura franco-limosa con densidad aparente de 0,99 g cm⁻³ y pH 6,6. El contenido de carbono orgánico total 20 g C kg⁻¹, de nitrógeno total 2,5 g N kg⁻¹ y los contenidos de arena, limo y arcilla de 19,9%, 65% y 15,1%, respectivamente (Silberman, 2016).

El estudio se realizó con un experimento factorial 4x3 en diseño completamente aleatorizado

con tres repeticiones. En el sitio correspondiente del Chaco semiárido se estudiaron dos factores: uso del suelo y cobertura, mientras que en el sitio ecológico del Chaco subhúmedo se estudió el factor uso del suelo. Todas las variables fueron analizadas mediante ANOVA cuyas fuentes de variación fueron uso del suelo y cobertura (sólo para el Chaco semiárido), previa verificación de los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilks modificado) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Se utilizó test de DGC para la comparación de medias ($\alpha = 0,05$), mediante el paquete estadístico InfoStat versión 2008, actualización 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2011). Se realizaron correlaciones entre las variables utilizando el coeficiente de correlación de Pearson.

El factor uso del suelo estuvo representado por:

T: Testigo: bosque secundario con 1600 y 1350 leñosas ha⁻¹ en el semiárido y subhúmedo respectivamente y producción de forraje herbáceo menor a 1.000 kg ha⁻¹. La densidad de árboles (individuos ha⁻¹) en el semiárido es: 111 quebrachos blanco, 41 quebrachos colorado y 22 mistoles); y en el subhúmedo es 105 quebrachos blanco, menos de un quebracho colorado y Mistol.

SP1: sistema silvopastoril de un año, habilitado mediante dos pasadas de rolo (3000 kg) en el bosque secundario (con iguales características ecológicas del T) y siembra de *Panicum maximum cv gatton panic* (5 kg ha⁻¹) al inicio de la época de lluvias.

SP5: sistema silvopastoril de cinco años, habilitado de la misma manera que SP1, y con un pastoreo controlado por año (1,1 EV ha⁻¹).

SP9: sistema silvopastoril de nueve años, implantado de la misma manera que el SP5

En el Chaco semiárido se muestreó suelo bajo la cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco* (Qb); *Schinopsis lorentzii* (Qc) y *Zizyphus mistol* (M). En el Chaco subhúmedo se muestreó suelo bajo la cobertura de *Aspidosperma quebracho blanco* (Qb).

El muestreo de suelo se realizó en la estación húmeda (marzo-abril). En cada unidad experimental se realizaron cinco puntos de muestreo a

lo largo de una transecta de 100 m aproximadamente. En cada punto se tomó una submuestra de suelo de 0-0,15 m de profundidad (formando una muestra compuesta de cinco submuestras) debajo de la cobertura de los árboles y pastura. Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por 2 mm.

Las variables medidas fueron:

Nitrógeno de la biomasa microbiana (Nbm) por el método de fumigación extracción (Vance *et al.*, 1987) y determinado por Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982). Los resultados se expresaron en $\mu\text{g N g}^{-1}$ de suelo.

Carbono de la biomasa microbiana (Cbm) por el método de fumigación extracción (Vance *et al.*, 1987) y determinado por espectrofotometría a 590 nm. Los resultados se expresaron en $\mu\text{g C g}^{-1}$ de suelo.

Abundancia de oxidadores de NH_{4+} y NO_2^- (nitrificadores) por NMP (número más probable) (Lorch *et al.*, 1995). La lectura se realizó a los 21 días de incubación a 30°C. Los resultados se expresaron en \log_{10} NMP g^{-1} de suelo.

Abundancia de fijadores de N_2 de vida libre mediante recuento de unidades formadoras de colonias (UFC) en medio sólido selectivo (Döbereiner, 1995). La lectura se realizó a los 5 días de incubación a 30°C. Los resultados se expresaron en \log_{10} UFC g^{-1} de suelo.

Nitrógeno soluble (Ns) en el extracto de las muestras de suelo tratado con K_2SO_4 0,5 M (Gelsomino *et al.*, 2006) y determinado por Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982). Los resultados se expresaron en $\mu\text{g N g}^{-1}$ de suelo.

Nitrógeno total (NT) determinado por el método Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982). Los resultados se expresaron en g N kg^{-1} de suelo.

Carbono orgánico del suelo (COS) determinado por oxidación con $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, digestión en caliente con H_2SO_4 y cuantificación por espectrofotometría a 590 nm. Los resultados se expresaron en g C kg^{-1} de suelo (Nelson & Sommers, 1982).

Humedad del suelo por gravimetría (Page, 1982). Los resultados se expresaron en porcentaje (%).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Nitrógeno de la biomasa microbiana (Nbm)

En el Chaco semiárido, los valores medios del Nbm mostraron diferencias significativas para la interacción uso de suelo*cobertura ($p < 0,0006$). El Nbm aumentó significativamente en el SP9, con respecto al testigo (**Tabla 1** y **Figura 1**), indicando que los ciclos de los nutrientes son muy conservadores en N ya que la cantidad de nutrientes de los residuos continuamente mineralizados son acumulados e inmovilizados y escasa cantidad se pierden por lavado o por el proceso de desnitrificación (Albanesi *et al.*, 2001). Según Moore *et al.*, (2000), las cantidades y la diversidad de material vegetal que es devuelto al suelo y la tasa de descomposición de los residuos se consideran importantes para la accesibilidad del material orgánico a los microorganismos del suelo, lo que ocurriría a los nueve años de implantado el sistema silvopastoril. Esto concuerda con Banegas *et al.* (2015) que sostienen que los árboles incrementan el reciclaje de nutrientes en el suelo bajo la copa, a través de un incremento en el aporte de residuos de los mismos, del forraje y las excretas del animal, que estimularían e incrementarían la actividad microbiana.

En el Chaco subhúmedo los valores medios del Nbm evidenciaron diferencias significativas para el factor uso de suelo ($p < 0,0001$). El Nbm disminuyó significativamente en SP1, restableciéndose a valores del testigo a los cinco años y aumentando a los nueve años (**Tabla 2** y **Figura 1**).

La disminución del Nbm en el primer año podría atribuirse al aporte de material arbustivo leñoso con alta relación C:N y a la disminución de N soluble (**Tabla 2**) por consumo de la pastura que está en activo crecimiento y demanda gran cantidad de nutrientes (Kunst *et al.*, 2014b), lo cual afecta a la biomasa microbiana. Esto no sucede en el semiárido debido probablemente a las diferencias en estructura de las comunidades microbianas que varían entre sitios la clase textural y el contenido de materia orgánica del suelo (Silberman *et al.*, 2017). Estos parámetros inciden directa o indirectamente en los microorganismos

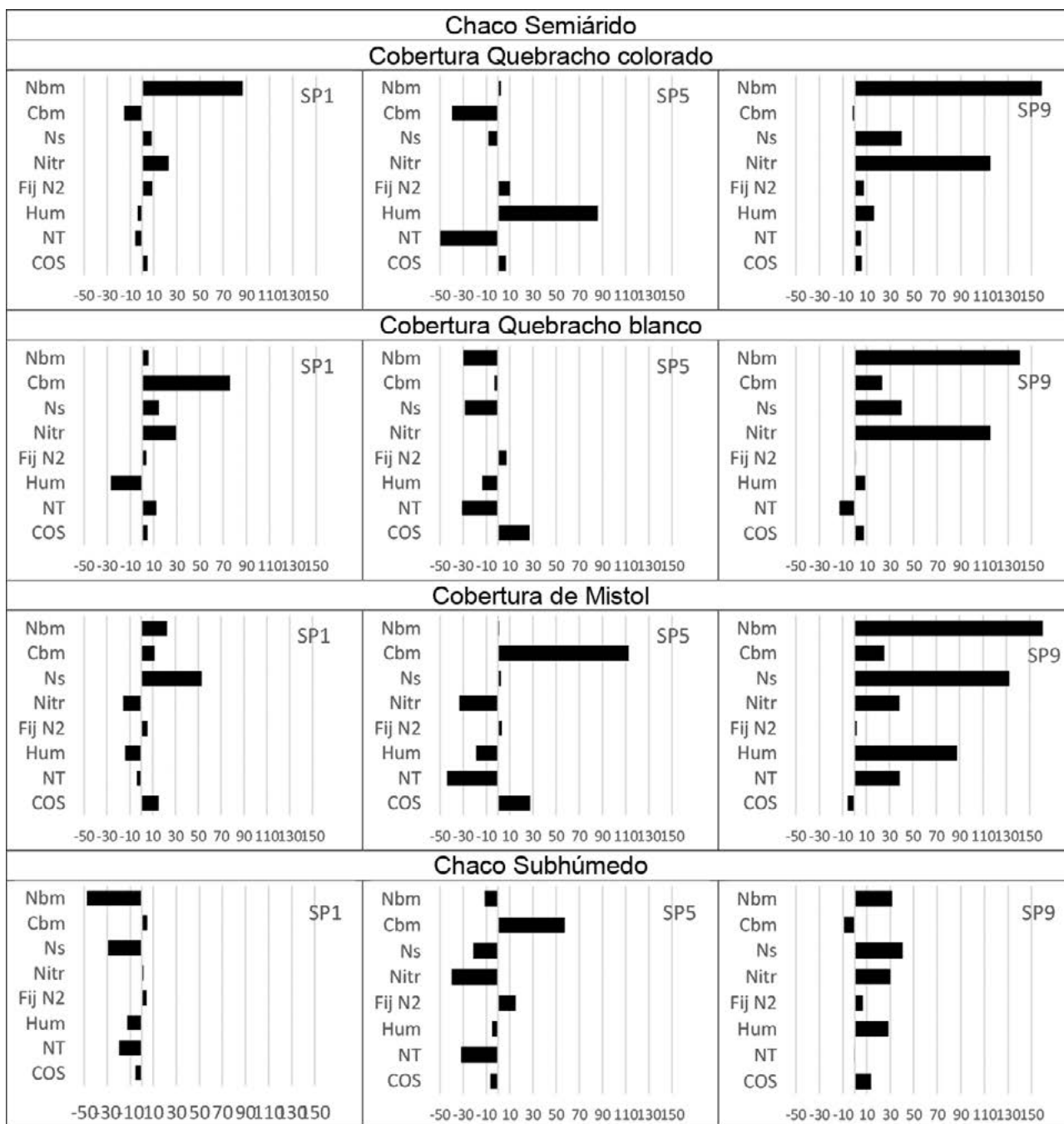


Figura 1. Variación porcentual, respecto del testigo en las variables evaluadas. Referencias: N y C de la biomasa microbiana (Nbm y Cbm), microorganismos fijadores de N_2 y nitrificadores (Fij N_2 , Nitr); N total (NT); N soluble (Ns); humedad del suelo (Hum) y C orgánico (COS) en suelos del Chaco semiárido y subhúmedo, en sistema silvopastoril rolado de uno, cinco y nueve años (SP1, SP5, SP9).

Figure 1. Variation in percent with respect to the control of the evaluated variables. References N and C of the microbial biomass (Nbm and Cbm), N_2 -fixing microorganisms, and nitrifiers (Fij N_2 , Nitr); soil moisture (Hum); total N (Nt) and organic C (SOC) in semi-arid and sub-humid Chaco soils, in silvopastoral system roller chopping one, five and nine years (SP1, SP5, SP9).

del suelo (Nannipieri & Eldor, 2009), por lo cual es esperable que los microorganismos de cada sitio respondan de manera diferente ante un mismo disturbio, en coincidencia con lo informado por Tardy *et al.*, 2015

Los valores más altos de Nbm en SP9 al igual que en el sitio semiárido indicaron que el N no está sujeto a la lixiviación sino más bien al reciclado en los pools de las plantas y los detritos animales (Barrett & Burke, 2002), ya que son

Tabla 1. N y C de la biomasa microbiana (Nbm y Cbm), microorganismos fijadores de N_2 y nitrificadores (Fij N_2 , Nitr); N total y soluble (NT y Ns); humedad y carbono orgánico en suelos del Chaco semiárido, en bosque secundario (T1, T5, T9) y silvopastoril de uno, cinco y nueve años (SP1, SP5, SP9) bajo cobertura de M (*Z. mistol*), Qc (*S. lorentzii*) y Qb (*A. quebracho blanco*). Letras diferentes indican diferencias significativas (Test DGC $\alpha=0,05$).

Table 1. N and C of the microbial biomass (Nbm and Cbm), N_2 -fixing microorganisms, and nitrifiers (Fij N_2 , Nitr); Total and soluble N (NT and Ns), soil moisture (Hum) and organic C (SOC), in soil of the semi-arid Chaco, in secondary forest (T1, T5, T9) and silvopastoral system of one, five and nine years (SP1, SP5, SP9) under cover of M (*Z. mistol*), Qc (*S. lorentzii*) and Qb (*A. quebracho blanco*). Different letters indicate significant differences (DGC Test $\alpha = 0.05$).

Uso de suelo	Cob	Nbm $\mu\text{g N g}^{-1}$	Cbm $\mu\text{g C g}^{-1}$	Ns $\mu\text{g N g}^{-1}$	Nitr \log_{10} NMP g^{-1}	Fij N_2 \log_{10} UFC g^{-1}	Hum (%)	NT g N kg^{-1}	COS g C kg^{-1}
T1	Qc	20,4 a	463,3 c	35,7 b	2,40 a	7,02 a	4,3 b	1,75 a	10,17a
	Qb	26,4 a	234,2 a	23,5 a	2,40 a	7,21 a	3,9b	1,45 a	12,03 a
	M	25,5 a	440,6 c	26,1 a	3,73 c	7,14 a	5,4 c	1,68 a	11,03 a
SP1	Qc	38,0 a	392,6 c	38,5 b	2,94 b	7,60 b	4,1 b	1,65 a	10,63 a
	Qb	27,7 a	410,9 c	26,9 a	3,09 b	7,43 b	2,9 a	1,62 a	12,57 a
	M	31,2 a	490,8 c	39,9 b	3,15 b	7,52 b	4,7 b	1,62 a	12,67 a
T5	Qc	44,6 b	500,5 c	69,0d	2,40 a	7,02 a	3,0 a	3,50 d	13,4 a
	Qb	71,8 c	327,2 b	94,8 g	2,40 a	7,21 a	3,7 b	3,24 d	12,13 a
	M	67,1 c	220,3 a	74,0 e	3,73 c	7,14 a	5,9 c	3,60 d	11,8 a
SP5	Qc	45,6 b	304,3 b	63,6 d	2,40 a	7,74 b	5,6 c	1,76 a	14,27 a
	Qb	50,7 b	317,3 b	68,0 d	2,40 a	7,71 b	3,2 a	2,24 b	15,4 a
	M	67,5 c	467,8 c	75,8 e	2,50 a	7,35 b	4,8 b	2,03 b	15,03 a
T9	Qc	34,2 a	356,6 b	23,5 a	2,40 a	7,02 a	5,5 c	1,94 b	14,97 a
	Qb	38,6 a	294,4 b	38,7 b	2,40 a	7,21 a	5,8 c	2,18 b	13,7 a
	M	25,9 a	253,9 a	36,0 b	3,73 c	7,14 a	5,9 c	1,81 a	18,43 a
SP9	Qc	88,3 d	351,2 b	32,8 b	5,15 d	7,54 b	6,3 c	2,04 b	15,77 a
	Qb	92,6 d	362,0 b	54,0 c	5,15 d	7,22 a	6,3 c	1,90 b	14,7 a
	M	88,4 d	318,4 b	83,6 f	5,15 d	7,26 a	11,1 d	2,51 c	17,43 a

Tabla 2. N y C de la biomasa microbiana (Nbm y Cbm), microorganismos fijadores de N_2 y nitrificadores (Fij N_2 , Nitr); N total y soluble (NT y Ns); humedad y carbono orgánico en suelos del Chaco subhúmedo, en bosque secundario (T1, T5, T9) y sistema silvopastoril de uno, cinco y nueve años (SP1, SP5, SP9). Letras diferentes indican diferencias significativas (Test DGC $\alpha = 0,05$).

Table 2. N and C of the microbial biomass (Nbm and Cbm), N_2 -fixing microorganisms, and nitrifiers (Fij N_2 , Nitr); total and soluble N (Nt and Ns), soil moisture (Hum) and organic C (SOC) in soil of the sub-humid Chaco, in secondary forest (T1, T5, T9) and silvopastoral systems of one, five and nine years (SP1, SP5, SP9). Different letters indicate significant differences (DGC Test $\alpha = 0.05$).

Uso de suelo	Nbm $\mu\text{g N g}^{-1}$	Cbm $\mu\text{g Cbm g}^{-1}$	Ns $\mu\text{g N g}^{-1}$	Nitr \log_{10} NMP g^{-1}	Fij N_2 \log_{10} UFC g^{-1}	Hum (%)	NT g N kg^{-1}	COS g C kg^{-1}
T1	34,8 b	235,6 a	77,3 d	3,97 b	6,81 a	7,3 a	2,02 b	23,14 a
SP1	18,3 a	245,4 a	54,9 c	4,01 b	7,09 b	6,4 a	1,63 a	21,97 a
T5	34,8 b	235,6 a	77,3 d	3,97 b	6,81 a	8,0 a	2,02 b	23,14 a
SP5	30,9 b	369,7 b	61,2 c	2,4 a	7,81 c	7,6 a	1,38 a	21,65 a
T9	54,2 c	477,2 c	26,3 a	3,97 b	6,81 a	11,4 b	3,34 c	20,92 a
SP9	71,2 d	434,5 c	36,9 b	5,15 c	7,25 b	14,6 c	3,33 c	23,75 a

continuamente mineralizados, acumulados e inmovilizados (Albanesi *et al.*, 2001). Ello está correlacionado ($r=0,76$) con el mayor contenido de nitrógeno total en SP9 (**Tabla 2**) como consecuencia del aporte de residuos provenientes del estrato arbóreo y de la pastura que a partir de los cinco años de implantada alcanza su máxima producción, junto con los exudados radiculares de la misma y la deposición de la heces y orina de animales en pastoreo que son ricas en nutrientes (Prieto *et al.*, 2011; Carrera & Bertiller, 2013, Banegas *et al.*, 2015). Estos resultados evidenciaron el efecto benéfico de los sistemas silvopastoriles de nueve años, implementados mediante RBI, en la biomasa microbiana. Es relevante la sombra de los árboles y la cobertura de la pastura en la conservación de la humedad (**Tabla 2**) y en la moderación de temperatura que favorecería el aumento de la biomasa de microorganismos.

Carbono de la biomasa microbiana (Cbm)

Los valores medios del Cbm en el Chaco semiárido, mostraron significancia para la interacción uso de suelo*cobertura ($p<0,0001$).

La biomasa microbiana debajo de la cobertura de Qc en general fue menor en los sistemas silvopastoriles respecto del testigo (**Tabla 1** y **Figura 1**). Esto podría atribuirse al efecto conjunto de la remoción parcial del suelo generada por el rolo, que afectaría las condiciones para la biota del suelo y de la calidad del mantillo del Qc. Este presenta alta relación C:N (Carnevale & Lewis, 2009) determinando una lenta tasa de descomposición (Carnevale & Lewis, 2001), y taninos vegetales en su composición química, produciendo efectos bacteriostáticos (Elizondo *et al.*, 2010; García *et al.*, 2017). Esto último coincide con Smolander *et al.* (2012) que indicaron que los taninos vegetales forman complejos con proteínas, por lo que el N estará menos disponible, inducen toxicidad a los microorganismos y afectan a las actividades enzimáticas en el suelo. Este impacto negativo sobre la biomasa microbiana se vio atenuado a los nueve años de implantado el sistema silvopastoril probablemente por el efecto de la pastura la cual aporta residuos orgánicos de mayor labilidad.

Los valores de Cbm debajo la cobertura de Mistol, superaron a los del testigo, siendo este aumento significativo en SP5 y SP9 (**Tabla 1** y **Figura 1**). Este comportamiento se debió probablemente a la remoción parcial del suelo realizada por el rolo que cambiaría las condiciones para los microorganismos del suelo sumado a la alta producción de necromasa del Mistol y Gatton panic (Silberman *et al.*, 2015), que presentan alto contenido de N, lo que estimula el crecimiento microbiano en el suelo (Di Lonardo *et al.*, 2017).

El Cbm debajo la cobertura de Qb en general fue mayor en los sistemas silvopastoriles, siendo este aumento significativo en SP1 (**Tabla 1** y **Figura 1**), debido probablemente a la diferente estructura de los árboles de quebracho blanco. A diferencia de las otras especies, Qb presenta una copa extendida verticalmente que disminuye la competencia por la luz y permite un buen crecimiento de los arbustos bajo su dosel (Oliva *et al.*, 1993), por lo que al realizar el rolado implica una mayor eliminación de arbustos y por lo tanto mayor acumulación de restos vegetales de diferente calidad y cantidad que generan microhábitats diferentes para las comunidades microbianas del suelo.

El efecto del sistema silvopastoril implementado mediante RBI, al año y a los cinco años, fue producto del paso del rolo, el aporte de biomasa arbustiva aplastada, la implantación de la pastura. Mientras que el efecto a los nueve años se atribuyó principalmente a la cantidad y calidad del mantillo proveniente de la vegetación (pastura y árboles). Por lo cual cuando se aplica este disturbio es recomendable mantener la diversidad de especies arbóreas ya que ello garantiza una mayor heterogeneidad del hábitat que se traduce en una mas variada gama de condiciones y recursos que permite albergar una mayor diversidad microbiana, de acuerdo a lo informado por Silberman *et al.*, 2016, para las mismas parcelas experimentales de este estudio.

El contenido de Cbm en el Chaco subhúmedo mostró significancia para el factor uso de suelo ($p<0,0001$) aumentando significativamente en SP5, respecto de T5 (**Tabla 2** y **Figura 1**). Ello se debió posiblemente a un mayor aporte de materia seca de la pastura, con menor relación C:N, más

fácilmente metabolizable lo cual favorece el crecimiento de la biota del suelo. Esto coincide con Lopes *et al.*, (2010) quienes informaron que la biomasa microbiana del suelo aumenta cuando un bosque nativo se convierte en pastizales, en ecosistemas tropicales secos y que la inclusión de *P. maximum* incrementa la biomasa y actividad microbiana del suelo por el alto aporte de una mayor cantidad de fuentes de C agregadas al suelo. Este efecto desaparece a los nueve años debido probablemente a una autoregulación de la comunidad microbiana por competencia, que deriva en una menor biomasa microbiana a nivel de comunidad (Tardy *et al.*, 2015).

Es interesante destacar a la biomasa microbiana como parámetro biológico más sensible que los parámetros químicos, para detectar las ligeras modificaciones que el suelo puede sufrir en presencia de cualquier disturbio (Albanesi *et al.*, 2013), ya que en este estudio no se registraron diferencias significativas en el COS para los diferentes usos del suelo (**Tabla 1 y 2**).

Nitrógeno soluble (Ns)

Los valores medios del Ns en el Chaco semiárido mostraron significancia para la interacción uso de suelo*cobertura ($p < 0,0001$). El efecto más evidente se observó a los nueve años de implantado el sistema silvopastoril, en SP9 ya que los valores medios de Ns aumentaron debajo de todas las coberturas arbóreas respecto del testigo (**Tabla 1 y Figura 1**). Esto se debió probablemente a que a los nueve años el efecto del disturbio por el paso del rolo disminuyó, tornándose la cobertura vegetal y el pastoreo los principales factores determinantes del aumento en el Ns. Posiblemente por la mayor cantidad y mayor labilidad de residuos orgánicos de la pastura ya que presenta una baja relación C:N (Burton *et al.*, 2007). En concordancia, Ghani *et al.*, (2007) informaron que las cantidades de Ns son aproximadamente dos veces mayores en suelos bajo pastoreo que en suelos forestales nativos. El aumento de Ns podría deberse al aporte de residuos de árboles y pasturas y de las excretas de los animales en pastoreo que estimularían la actividad microbiana generando mayor reciclaje de nutrientes (Banegas *et al.*, 2015).

El aumento de Ns en SP9 (**Tabla 1 y Figura 1**) está correlacionado con el aumento de Nbm ($r=0,52$), indicando que el Nbm puede ser el sumidero intermedio (N inmovilizado) y la fuente de Ns del suelo (por muerte microbiana) (Chen *et al.*, 2005).

Los valores medios del Ns en el Chaco subhúmedo, mostraron significancia para el factor uso de suelo ($p < 0,0001$). El nitrógeno soluble disminuyó entre un 20 y 30 % en SP1 y SP5 respectivamente y aumentó un 40 % en SP9 con respecto a sus testigos (**Tabla 2 y Figura 1**).

La disminución del Ns en SP1 y SP5 se podría atribuir a los bajos ingresos de N porque los residuos arbustivos leñosos generados por el rolado en el primer año tienen alto contenido de lignina (Banegas *et al.*, 2015), y a la intensa absorción por parte de la pastura de alta productividad que a los 5 años de implantación alcanza una producción de aproximadamente 6000 kg MS ha⁻¹ (Albanesi *et al.*, 2013).

El aumento del Ns en el sitio subhúmedo en SP9 (**Tabla 2 y Figura 1**), al igual que en el sitio semiárido, podría deberse a la presencia de residuos orgánicos en mayor cantidad y más lábiles (menor relación C: N) aportados por la pastura, a las excretas de los animales en pastoreo ricos en N, al aumento en la abundancia de los microorganismos nitrificadores y al incremento del N de la biomasa microbiana (**Tabla 2**). Estas dos últimas variables están correlacionadas positivamente con las condiciones de mayor humedad presentes en el suelo ($r=0,63$ y $0,85$, respectivamente), en concordancia con lo expresado por Noé & Abril (2008) lo que corrobora la importancia de la sombra de los árboles y la cobertura de la pastura en la conservación de la humedad y moderación de temperatura.

Abundancia de nitrificadores (Nitr)

La abundancia de nitrificadores en el Chaco semiárido mostró significancia para la interacción uso de suelo*cobertura ($p=0,0029$). Con respecto a los testigos, debajo el dosel de los quebrachos se incrementó en SP1 y se restableció en SP5, mientras que aumentó en SP9 en todas las coberturas. Los nitrificadores disminuyeron deba-

jo de la canopia del mistol en SP1 y SP5 (**Tabla 1** y **Figura 1**).

La variación en Nitr en las canopias de los árboles de SP1 y SP5 se debió probablemente al aporte diferencial en cantidad y calidad de sustratos originados por el rolado que generan microhábitats diferentes y únicos para las comunidades microbianas del suelo, lo que desalienta o favorece el crecimiento de grupos microbianos (Vallejos *et al.*, 2012).

El efecto del disturbio causado por el rolado disminuyó a los nueve años, tornándose la cobertura vegetal y el pastoreo los principales factores determinantes del aumento en la abundancia de los microorganismos nitrificadores. Esto coincide con lo expresado por Hawkes *et al.* (2005) quienes indicaron que la nitrificación aumenta en presencia de gramíneas exóticas porque los microorganismos involucrados en estos procesos son capaces de obtener una mayor fracción de N mineral cuando se asocian a las mismas. Patra *et al.* (2005) registraron aumentos en el tamaño de las poblaciones nitrificadoras inducidos por el pastoreo y sostienen que ello podría aumentar la asignación de raíz/brote, exudación de raíces, posiblemente la producción primaria y por lo tanto la disponibilidad de nutrientes y sustratos orgánicos lábiles bajo tierra. Además, el aumento de Nitr bajo todas las coberturas en SP9 coincide con el aumento del Ns (**Tabla 1** y **Figura 1**) lo que indica la importancia de esta fracción de N como fuente de energía en la sucesión microbiana producida durante la mineralización de los residuos de la pastura, de más fácil degradación.

Los valores medios de Nitr en el Chaco subhúmedo mostraron significancia para el factor uso de suelo ($p < 0,0003$) disminuyendo en SP5 y aumentando en SP9, con respecto a los testigos (**Tabla 2** y **Figura 1**). La merma se debió posiblemente a una menor disponibilidad de sustrato, coincidente con la disminución de Ns (**Tabla 2**) por la intensa absorción por parte de la pastura de alta productividad (Albanesi *et al.*, 2013). Mientras que el aumento en SP9, podría explicarse por una mayor disponibilidad de Ns (**Tabla 2**), por la incorporación de residuos orgánicos de mayor labilidad aportados por la pastura y en mayor cantidad (20 Tn ha^{-1}) ya que las mayores

condiciones de humedad, registradas a los nueve años, aumentan la productividad primaria neta de la pastura en casi un 80 % (Tiedemann, 2015). Es conocido que el pastoreo promueve indirectamente la actividad microbiana al aumentar la disponibilidad de sustratos por efecto del pisoteo, del material no consumido (eficiencia 50 %-70%) y de las excretas del ganado, fuente importante de nutrientes para los microorganismos del suelo (Banegas *et al.*, 2015). El incremento de Nitr, está correlacionado ($r=0,54$) con el mayor Nbm encontrado en SP9 y es favorecido por las condiciones de humedad presentes en este sitio (**Tabla 2** y **Figura 1**).

Abundancia de fijadores de N_2 (Fij N_2)

La abundancia de fijadores de N_2 en el Chaco semiárido mostró significancia para la interacción uso del suelo*cobertura ($p=0,0287$) (**Tabla 1**) y en el Chaco subhúmedo para el factor uso de suelo ($p=0,0012$) (**Tabla 2**).

En el Chaco semiárido y en el Chaco subhúmedo, el aumento de Fij N_2 en SP1 y SP5, con respecto a los testigos (**Tabla 1** y **Figura 1**), pudo deberse principalmente al disturbio causado por el rolado, probablemente debido a que las leñosas de la región chaqueña tienen poblaciones significativas de organismos fijadores de N_2 en la filósfera (Abril *et al.*, 2005), las cuales ingresaron al suelo por la acción del paso del rolo.

A los nueve años (SP9), tanto en el Chaco semiárido como en el subhúmedo, probablemente el efecto del disturbio por el rolado disminuyó y el factor que se torna determinante en la variación de Fij N_2 es el aporte diferencial en cantidad y calidad de los residuos proveniente de las coberturas vegetales de los árboles y pastura. Probablemente en el Chaco subhúmedo, el aporte de residuos por la pastura fue mayor, ya que según lo expresado por Tiedemann (2015), en ambientes con mayores precipitaciones, la productividad primaria neta, aumenta un 80 %. Es por ello que en SP9, con mayores condiciones de humedad (**Tabla 2**) se registró un aumento en Fij N_2 con relación a su testigo. Los aportes de residuos proveen compuestos carbonados necesarios para la obtención de energía para la fijación del N_2 atmosférico

(Abril *et al.*, 2008), ya que los microorganismos responsables exigen un alto nivel de materiales carbonados para su desarrollo (Kavadia *et al.*, 2007).

CONCLUSIONES

Los sistemas silvopastoriles habilitados mediante RBI:

i) modifican el tamaño de la microbiota del suelo (Nbm y Cbm) y la magnitud y dirección de los cambios son sitio y especie arbórea dependiente,

ii) a largo plazo, independientemente del sitio ecológico, aumentan la abundancia de los microorganismos nitrificadores y éstos están en función de la fracción de N soluble. Se destaca la importancia de la pastura como una importante fuente de N para este grupo fisiológico,

iii) a corto y mediano plazo, aumentan la abundancia de los fijadores de N de vida libre, independientemente de la cobertura, mientras que a largo plazo (SP9) el aumento es dependiente de la calidad y cantidad de la misma, condicionada por el sitio ecológico,

iv) a largo plazo, atenúan el efecto del disturbio causado por el paso del rolo sobre las comunidades microbianas relacionadas al ciclo del N, tornándose la cobertura vegetal y el pastoreo los principales factores determinantes en las variaciones de las mismas,

v) al mantener la diversidad de especies arbóreas y la inclusión de pasturas, garantizan una mayor heterogeneidad del hábitat, lo que implica una más variada gama de condiciones y recursos que permite albergar una mayor diversidad microbiana, favoreciendo la sustentabilidad del recurso suelo.

AGRADECIMIENTOS

Consejo de Investigaciones en Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Santiago del Estero

BIBLIOGRAFÍA

Abril, A; LB Noé; N Casado- Murillo & S Kopp. 2008. Non-symbiotic N₂ fixation in soil, litter and phyllosphere in the arid-semiarid region of central Argentina. En: Nitrogen

Fixation Research Progress. Couto GN (Ed.). Nova Science Publishers, Inc. NY. Pp. 457-469.

Abril, A. 2003. ¿Son los microorganismos edáficos buenos indicadores de impacto productivo en los ecosistemas? *Ecología Austral* 13:195-204.

Abril, A; PA Torres & EH Bucher. 2005. The importance of phyllosphere microbial populations in nitrogen cycling in the Chaco semiarid woodland. *J. Trop. Ecol.* 21:1-5.

Albanesi, A; A Anriquez & A Polo Sánchez. 2001. Efectos de la agricultura convencional en algunas formas del N en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. *Agriscientia* Vol. XVIII: 3-11.

Albanesi, A; A Anriquez; J Domínguez Núñez; J Silberman & C Kunst. 2013. 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. 500p.

Anriquez, 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. *CI. Suelo (Argentina)* 23(2): 145-157.

Anriquez, A; R Ledesma; C Kunst & A Albanesi. 2008. "Rolados y suelos: el rolado y el agua en los suelos". Cap. IV. Pág 34 – 41 en: Kunst, C; R Ledesma; M Navall (eds). 2008. RBI. Rolado selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA. 137 pp.

Anriquez, A; S Arias; JE Silberman; JA Domínguez Núñez; CG Kunst & A Albanesi. 2016. Sistema Silvopastoril con diferentes coberturas arbóreas habilitado por rolado de baja intensidad: Impacto en glomalinás y fracciones de carbono del suelo. *Ciencia del suelo.* 34(1), 33-41.

Araujo, P; M C Iturre; V H Acosta & R F Renolfi. 2008. Estructura del bosque de La María EEA INTA Santiago del Estero. *Quebracho* N° 16 (5-19).

Banegas, N; A Albanesi; R Pedraza & D Dos Santos. 2015. Non-linear dynamics of litter decomposition under different grazing management regimes. *Plant Soil* 393 (1): 47-56.

Barrett, JE & IC Burke. 2002. Retención de nitrógeno en ecosistemas semiáridos a través de un gradiente de materia orgánica en el suelo. *Aplicaciones ecológicas*, 12 (3), 878-890.

Biani, NB; JL Vesprini & DE Prado. 2005. Conocimiento sobre el gran Chaco Argentino en el siglo XX. En M. F. Arturi, J. Frangi & J. F. Goya (eds.). *Ecología y Manejo de los bosques de Argentina. Investigación en bosques nativos de Argentina.* Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP). ISBN: 950-34-0307-3.

Bone, J; M Head; D Barraclough; M Archer; C Scheib; D Flight & N Voulvoulis. 2010. Soil quality assessment

- under emerging regulatory requirements. *Environment International*, 36, 609-622.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. *Methods of soil analysis*. Page A.L. (ed). Agronomy 9, A.S.A., SSSA. 595 – 622.
- Burton, J; C Chen; Z Xu & H Ghadiri. 2007. Soluble organic nitrogen pools in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia. *Soil biology and biochemistry*. 39(11), 2723-2734.
- Carnevale, NJ & J P Lewis. 2001. Litterfall and organic matter decomposition in a seasonal forest of the eastern Chaco (Argentina). *Rev. Biol. Trop.*49: 203-212.
- Carnevale, NJ & J P Lewis. 2009. Leaf litter quality and litter decomposition of woody species in a seasonal subtropical forest (Argentina). *Ecotropica* 15: 23-33.
- Carrera, AL & MB Bertiller. 2013. Combined effects of leaf litter and soil microsite on decomposition process in arid rangelands. *Journal of environmental management*. 114, 505-511.
- Cervelli, O; M Boetto; R Duffau; M Forte; R Martin; F Escurra & C Martínez. 1982. Plan mapa geológico y de suelos de la provincia de Santiago del Estero. Informe final de los estudios edafológicos efectuados en el área comprendida entre las localidades de La Paloma-Taboada-Selva. Ministerio de Economía-Subsecretaría de Economía y Dirección General de Minería y Geología de Santiago del Estero.
- Chen, CR & ZH Xu. 2008. Analysis and behavior of soluble organic nitrogen in forest soils. *Journal of Soils and Sediments*. 8(6), 363-378.
- Cruz, J; E Barra; RF del Castillo & C Gutiérrez. 2004. "La calidad del suelo y sus indicadores". *Ecosistemas* 13 (2): 90-97.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2011. InfoStat, versión 2008 actualización 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Döbereiner, J. 1995. Isolation and identification of aerobic nitrogen fixing bacteria from soil and plants. En: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Alef K, Nannipieri P (Eds.). Academic Press. London, Reino Unido. Pp 134-141.
- Elizondo, AM; EC Mercado; BC Rabinovitz & ME Fernández-Miyakawa. 2010. Effect of tannins on the in vitro growth of *Clostridium perfringens*. *Veterinary Microbiology* 145: 308-314.
- Froni, L. 2006. *Microbiología, básica, ambiental y agrícola*. Facultad de Agronomía. Universidad de la República Oriental del Uruguay. 464p. ISBN: 9974-0-0290-7.
- Gelsomino, A; L Badalucco; R Ambrosoli; C Crecchio; E Puglisi & SM Meli. 2006. Changes in chemical and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: A case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2069-2080.
- Ghani, A; M Dexter; RA Carran & PW Theobald. 2007. Dissolved organic nitrogen and carbon in pastoral soils: the New Zealand experience. *European Journal of Soil Science*. 58(3), 832-843.
- González, MG; JF Gallardo; E Gómez; G Masciandaro; B Ceccanti & S Pajares. 2007. Potential universal applicability of soil bioindicators: evaluation in three temperate ecosystems. *Ciencia del Suelo (Argentina)*. 25(2):151-158.
- Hawkes, CV; IF Wren; DJ Herman & MK Firestone. 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology letters*, 8(9), 976-985.
- Karlen, DL; SS Andrews & JW Doran. 2001. Soil quality: current concepts and applications. *Advances in Agronomy*, 74, 1-40.
- Kaschuk, G; O Alberton & M Hungria. 2011. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. *Plant and soil*, 338, 467-481.
- Kavadia, A., DV Vayenas; S Pavlou & G Aggelis. 2007. Dynamics of free-living nitrogen-fixing bacterial populations in antagonistic conditions. *Ecological modelling*, 200 (1-2), 243-253.
- Kunst, C. 2008. Aspectos generales: rolados selectivos de baja intensidad. Cap. I. Pág 7 – 15 en: Kunst, C; R Ledesma; M Navall (eds). 2008. RBI. Rolado selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA. 137 pp.
- Kunst, C; M Cornacchione & R Ledesma. 2008. Rolado y otros métodos para habilitación de ganadería. En RBI. Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Pág 64-70. Kunst C; R Ledesma & M Navall (eds). Ediciones INTA.
- Kunst, C; R Ledesma; M Castañares; M Cornacchione; H van Meer & J Godoy. 2014b. Yield and growth features of *Panicum maximum* (Jacq.) var *Trichoglume cv Petrie* (Green Panic) under woody cover, Chaco región, Argentina. *Agroforest Syst* 88 (1): 157-171.
- Kunst, C; S Bravo; R Ledesma; M Navall; A Anriquez; 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 Publishers. United States of America. 189p.
- Lopes, MM; AAC Salviano; ASF Araujo; LAPL Nunes & ME Oliveira. 2010. Changes in soil microbial biomass and activity in different Brazilian pastures. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 8(4), 1253-1259.

- Lorch, HJ; G Benckieser & JC Ottow. 1995. Basic methods for counting microorganisms in soil and water. En: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Alef K, Nannipieri P (Eds.). Academic Press. London, Reino Unido. Pp 146-161.
- Moore, JM; S Klose & MA Tabatabai. 2000. Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils*. 31(3), 200-210.
- Morello, J; S Matteucci; A Rodríguez & M Silva. 2012. Ecoregiones y complejos ecosistémicos Argentinos. Facultad de arquitectura diseño urbanismo. Universidad de Buenos Aires. Orientación grafica editora. Buenos Aires Argentina. 752 pp.
- Nannipieri, P & P Eldorm. 2009. The chemical and functional characterization of soil N and its biotics components. *Soil biology and biochemistry* 41: 2357-2369
- Nelson, D & LE Sommers. 1982. *Methods in soil analysis*. En: Page, AL (ed). *Agronomy 9, ASA, SSSA*. Pp. 539-579
- Noé, L & A Abril. 2013. Soil microbial diversity in dry woodlands of central-Western Argentina: Response to ecological conditions. In Manzanares, L. (Ed). *Woodlands: Structure, Species and Sustainable Management*. Nova Science Publishers. Pág. 119- 138.
- Noé, L & A Abril. 2015. Relationship between cellulolysis and humification processes in the west-central arid region of Argentina. *Soil Science of America Journal* 79 (4): 1123 –1130.
- Noé, L & A Abril. 2008. Interacción entre calidad de restos vegetales, descomposición y fertilidad del suelo en el desierto del Monte de Argentina. *Ecología austral*, 18(2), 181-193.
- Noé, LB. 2012. Efecto del sobrepastoreo sobre la diversidad funcional microbiana en las zonas áridas del centro de Argentina Tesis de doctorado en Ciencias Biológicas Universidad Nacional de Córdoba Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Argentina. 162 páginas.
- Oliva L; M J Mazzarino; G Nuñez; A Abril & M Acosta. 1993 Dinámica del nitrógeno y del agua del suelo en un desmonte selectivo en el Chaco Árido Argentino. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasilia, v.28, n. 6, p. 709-718.
- Page, A.L. (ed.) 1982: *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties*. *Agronomy 9, ASA, SSSA*, 1159 p.
- Patra, AK; L Abbadie; A Clays-Josserand; V Degrange; SJ Grayston; P Loiseau; F Louault; S Mahmood; S Nazaret; L Philippot; F Poly; JI Prosser; A Richaume & X Le Roux. 2005. Effects of grazing on microbial functional groups involved in soil N dynamics. *Ecological Monographs*. 75(1), 65-80.
- Paul, E. 2007. *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic Press. Inc. San Diego, Estados Unidos. 274 pp.
- Prieto, LH; MB Bertiller; AL Carrera & NL Olivera. 2011. Soil enzyme and microbial activities in a grazing ecosystem of Patagonian Monte, Argentina. *Geoderma*. 162(3), 281-287.
- Silberman J; A Albanesi; A Anriquez; J Dominguez Nuñez; C Kunst; D Grasso. 2017. Rol de los sistemas silvopastoriles en la conservación de la materia orgánica y biodiversidad del suelo". En *Hacia la construcción del desarrollo agropecuario y agroindustrial de la FAYa al NOA II*. Eds. Albanesi A., J. Dominguez Nuñez, S. Helman, M. Nazareno, S. Rodriguez. Orientación gráfica editorial. Pag 37-59
- Silberman, JE. 2016. Diversidad microbiana y materia orgánica del suelo en sistemas silvopastoriles de la Región chaqueña. Tesis de doctorado en Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Argentina. 198 páginas.
- Silberman, JE; AL Anriquez; AS Albanesi; JA Domínguez Núñez & CG Kunst. 2015. Tree cover in a silvopastoral system in the Chaco region and its contribution to soil. *Ciencia del Suelo*, 33(1): 19-29.
- Smolander, A; S Kanerva; B Adamczyk & V Kitunen. 2012. Nitrogen transformations in boreal forest soils—does composition of plant secondary compounds give any explanations? *Plant and Soil*. 350 (1-2), 1-26.
- Tardy, V; A Spor; O Mathieu; J Lévêque; S Terrat; P Plassart & G Seddaiu. 2015. Shifts in microbial diversity through land use intensity as drivers of carbon mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 90: 204-213
- Thorntwaite, CW. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical review*. 38(1), 55-94.
- Tiedemann, JL. 2015. Fenología y productividad primaria neta aérea de sistemas pastoriles de *Panicum maximum* en el Dpto. Moreno, Santiago del Estero, Argentina, derivada del NDVI MODIS. *Ecología Aplicada*, 14(1), 27-39.
- Vallejos, V; Z Arbelí; W Terán; N Lorenz; R Dick & F Roldán. 2012. Effect of land management and *Prosopis juliflora* (Sw.) DC trees on soil microbial community and enzymatic activities in intensive silvopastoral systems of Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 150: 139– 14
- Vallejo-Quintero, VE. 2013. Importancia y utilidad de la evaluación de la calidad de suelos mediante el componente microbiano: experiencias en sistemas silvopastoriles. *Colombia Forestal*, Vol. 16 (1): 83-99.
- Vance, ED; PC Brookes & DS Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem*. 19: 703-707.