

## EFFECTO DE LAS PRECIPITACIONES SOBRE EL NITRÓGENO DISPONIBLE EN SUELOS CON DEGRADACIÓN CONTRASTANTE EN EL NE DE CHUBUT

MARÍA VICTORIA CAMPANELLA<sup>1\*</sup>; CÉSAR MARIO ROSTAGNO<sup>1-2</sup>; LINA SONIA VIDELA<sup>1</sup>  
& ALEJANDRO JORGE BISIGATO<sup>1-2</sup>

Recibido: 24-02-15

Recibido con revisiones: 07-06-15

Aceptado: 10-06-15

### RESUMEN

En los ecosistemas áridos, la precipitación anual es considerada un factor determinante de su funcionamiento. Los cambios en su estacionalidad y/o en la frecuencia en que ocurren eventos extremos de lluvia podrían tener un importante impacto ecológico y biogeoquímico, dependiendo del estado de conservación del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de lluvias estacionales de gran magnitud (riegos de 40 mm) sobre la disponibilidad de N (amonio y nitrato) en suelos del NE de Chubut con distintos niveles de erosión. Se eligieron dos comunidades vegetales que representan dos situaciones de erosión de suelos: una estepa herbácea con arbustos con suelos no erosionados (EHA) y una estepa arbustiva erosionada (EA). El experimento de un año de duración tuvo un diseño factorial de tres factores: estación de riego (invernal y primaveral), dos niveles de riego (con y sin riego) y dos comunidades (EHA y EA). Para los tratamientos de riego, el agua se agregó en un único momento durante el invierno y/o la primavera, simulando un evento de precipitación grande (40 mm). Se colectaron muestras de suelo superficial (0-5 cm) y sub-superficial (5-15 cm) de las parcelas en 4 fechas: inmediatamente antes del riego, a los 3, 6 y 14 días luego de su aplicación. No se encontraron diferencias en el N total entre los suelos de las comunidades. El riego invernal no tuvo efecto en los contenidos de amonio y nitrato de los suelos de la EHA ni de la EA. En cambio, en primavera se encontró mayor contenido de nitrato en la capa superficial del suelo de la EHA. Nuestros resultados sugieren que la falta de respuesta en el contenido de nitrato en los suelos erosionados (EA) luego de un evento de lluvia grande sería consecuencia de la menor infiltración y del menor aumento del contenido hídrico en la EA respecto a la EHA.

**Palabras clave.** Patagonia, desertificación, nitrato, infiltración.

## RAINFALL EFFECTS ON NITROGEN AVAILABILITY IN SOILS WITH CONTRASTING DEGRADATION IN NORTH-EASTERN CHUBUT

### ABSTRACT

Annual precipitation exerts a key control on the functioning of arid ecosystems. However, changes in seasonality and/or in the frequency of extreme precipitation events could have great ecological and biogeochemical impacts. Moreover, these impacts would be in relation to the degree of soil conservation. Our objective was to examine the effect of seasonal rainfall events on N availability (nitrate and ammonium) in soils with contrasting degradation in northeastern Chubut. Two steppes with contrasting soil erosion levels were chosen: herbaceous steppe with shrubs (EHA) and degraded shrub steppe (EA). We performed a one-year experiment with 3 factors: rainfall seasonality simulation (winter or spring irrigation), irrigation (with and without), and two plant communities (EHA and EA). Plots were watered in a single event during winter and/or spring, simulating a great rainfall event of 40 mm. Soil samples were taken immediately before watering and 3, 6, and 14 days after watering. Soil samples were separated into superficial (0-5 cm) and sub-superficial (5-15 cm) depths. Total N contents were similar between soils of the two communities. In winter, there was no effect of watering on the contents of ammonium and nitrate, neither in EHA nor EA. In spring, there were higher nitrate contents at the superficial layer on the watered soils in EHA. Our results suggest that nitrates in eroded soils of EA did not respond to watering as a consequence of lower infiltration rates and subsequently lower increases in soil water content in that community in comparison with EHA.

**Key words.** Patagonia, desertification, nitrate, infiltration.

<sup>1</sup> Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC); CENPAT-CONICET;

<sup>2</sup> Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

\*Autor de contacto: campanella@cenpat-conicet.gob.ar

## INTRODUCCIÓN

En las zonas áridas la precipitación ocurre en eventos esporádicos discretos o "pulsos", separados entre sí por períodos sin precipitaciones (Noy Meir, 1973; Reynolds, 2004). Unas pocas lluvias grandes diferencian los años húmedos de los años secos (Golluscio *et al.*, 2009). En estos ecosistemas, si bien la precipitación anual es considerada un factor determinante de su funcionamiento, los cambios en su estacionalidad y/o en la frecuencia en que ocurren eventos extremos podrían tener un alto impacto ecológico y biogeoquímico (Gao & Reynolds, 2003; Whitford & Steinberger, 2011).

Si bien el crecimiento de las plantas de los ecosistemas áridos y semiáridos está principalmente limitado por la falta de agua, los nutrientes pueden estar co-limitando su crecimiento y desarrollo (Drenovsky & Richards, 2004). El nitrógeno (N) edáfico es uno de los nutrientes más importantes para el crecimiento y desarrollo de las plantas (Cunningham *et al.*, 1979; BassiriRad *et al.*, 1999). Si bien el N edáfico disponible está representado por diferentes compuestos orgánicos e inorgánicos (Chapin *et al.*, 2002), las plantas terrestres lo absorben mayoritariamente en forma inorgánica (iones nitrato y amonio) (Lambers *et al.*, 2000).

Los ecosistemas del NE del Chubut están siendo pastoreados por ganado ovino desde principios del siglo XX (Ares *et al.*, 1990). Al igual que lo ocurrido en otros ecosistemas áridos, el disturbio por pastoreo en Patagonia provocó cambios en la vegetación (Bisigato & Bertiller, 1997; Bertiller *et al.*, 2002; Bisigato *et al.*, 2005) y en los suelos (Chartier & Rostagno, 2006; Bisigato *et al.*, 2008). Estudios previos en la región de Punta Ninfas encontraron que uno de los cambios más importantes registrados en esa área fue la transformación de las estepas herbáceas o herbáceas con arbustos en estepas arbustivas (Beeskow *et al.*, 1995). Paralelamente, las mayores tasas de erosión del suelo superficial, principal proceso de degradación de los suelos del área, ocurren en las áreas entre los arbustos (Rostagno, 1989; Chartier *et al.*, 2006). Si bien diversos trabajos realizados en el NE de Patagonia han abordado el proceso de mineralización del N en distintos parches de vegetación (Mazzarino *et al.*, 1998; Carrera *et al.*, 2005), no se ha estudiado la influencia sobre la disponibilidad de N de grandes eventos de lluvia en suelos con distintos niveles de erosión. La hipótesis de trabajo es que los suelos no erosionados, con mayores tasas de infiltración, responden positivamente a las precipitaciones aumentando la disponibilidad de N en comparación con los suelos ero-

sionados. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar la influencia de lluvias estacionales de gran magnitud (riegos de 40 mm) sobre la disponibilidad de N (amonio y nitrato) en suelos del NE de Chubut con distintos niveles de erosión.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El experimento se llevó a cabo en el área de Punta Ninfas en el nordeste Patagónico, dominada por suelos Calciargides Xéricos y Haplocalcides Xéricos como subdominantes (Chartier & Rostagno, 2006). El clima es árido con una precipitación media anual de 258 mm (1995-2004) y una temperatura media anual de 12,5 °C (Chartier & Rostagno, 2006). La comunidad vegetal dominante es una estepa herbácea arbustiva donde *Chuquiraga avellanedae* Lorentz (quilembai) es el arbusto dominante y el pasto perenne *Nassella tenuis* Phil. (flechilla) es la especie herbácea más abundante (Beeskow *et al.*, 1995). Se eligieron dos comunidades vegetales que representan dos situaciones contrastantes de erosión de los suelos: la estepa herbácea con arbustos (EHA) y la estepa arbustiva erosionada (EA) (Beeskow *et al.*, 1995).

Por un lado, la EHA presenta una mayor cobertura de pastos y rugosidad superficial y un menor distanciamiento entre las matas de pastos perennes, lo que incrementa la capacidad de retención del agua superficial (Chartier & Rostagno, 2006). Por el contrario, la EA degradada muestra áreas de suelo desnudo de mayor tamaño y la cobertura dominante en esos espacios corresponde a gravas (Chartier & Rostagno, 2006; Chartier *et al.*, 2011). Por otro lado, la comunidad EHA presenta suelos con horizontes superficiales más arenosos, mientras que los horizontes superficiales de la EA muestran un mayor contenido de arcillas (Chartier *et al.*, 2011). Este incremento en el contenido de arcillas del suelo es consecuencia de la reducción del espesor del horizonte A por acción de la erosión, dejando el horizonte argílico subyacente expuesto en superficie (Súnico *et al.*, 1996; Rostagno & Degorgue, 2011).

### Diseño experimental

El experimento tuvo un diseño factorial de tres factores: estación de riego (riego invernal y riego primaveral), dos niveles de riego (con y sin riego) y dos comunidades (EHA y EA). Para los tratamientos de riego, el agua se agregó en un único momento durante el invierno y/o la primavera, simulando un evento de precipitación grande (40 mm), equivalente al 15% de la precipitación media anual. El evento de lluvia simulado fue de una intensidad de 40 mm h<sup>-1</sup> y de 1 hora de duración. El agua se aplicó con una regadera de mano a razón de 1 L min<sup>-1</sup>. El agua utilizada se extrajo de la red de agua corriente de la ciudad de Puerto Madryn, cuyos valores de amonio y nitrato

estuvieron por debajo de los límites de detección. Los tratamientos se aplicaron a 5 bloques de 4 parcelas de 1 x 1,5 m distribuidas aleatoriamente en el terreno; en total fueron 40 parcelas (4 parcelas x bloque, 5 bloques x comunidad, 2 comunidades). El riego de invierno se aplicó el 8 de Agosto de 2012 mientras que el de primavera se aplicó el 30 de Octubre del mismo año. Durante los 14 días posteriores al riego no se registraron precipitaciones excepto en el séptimo día luego del riego de invierno, donde se registró un evento de 7 mm.

### Análisis de suelo

Se colectaron muestras de suelo de las parcelas, con sacabocados, en 4 fechas: inmediatamente antes del riego, a los 3, 6 y 14 días luego de su aplicación. Las muestras de suelo superficial (0-5 cm) y sub-superficial (5-15 cm) se almacenaron a 4 °C hasta su procesamiento. Las muestras de suelo se pasaron por un tamiz de 2 mm. Para las determinaciones de  $N-NH_4^+$  y  $N-NO_3^-$  se realizó un extracto usando KCl 1M (1:5, suelo: solución) y luego mediante el método colorimétrico del indofenol azul modificado se determinó el contenido de amonio mientras que el de nitrato se analizó por reducción en columna de cadmio cobreado (Keeney & Nelson, 1982; Carrera *et al.*, 2005). Las concentraciones están expresadas en peso seco (suelo secado en estufa 105 °C por 48 h). Esto permitió, a su vez, estimar el contenido de agua gravimétrica de las muestras.

Además, se determinaron en las dos comunidades (EHA y EA) los contenidos de carbono (C) orgánico y nitrógeno (N) total. El C orgánico se determinó por combustión húmeda (Nelson & Sommers, 1982) mientras que el N total por la técnica de Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982). Para estos análisis químicos se tomaron 5 réplicas por cada comunidad.

### Determinación de la tasa de infiltración

En cada comunidad (EHA y EA) se colocaron aleatoriamente en el terreno 4 parcelas de escurrimiento de 0,25 m<sup>2</sup> (62,5 cm x 40 cm). El perímetro de la parcela se delimitó con una chapa de metal que fue introducida en el suelo a una profundidad de

5 cm. En uno de sus extremos se colocó un colector provisto con un caño de 2 cm de diámetro por el que se condujo el escurrimiento hasta un recipiente de 1 L. El escurrimiento generado en las parcelas se recogió a intervalos de 5 minutos y se determinó su volumen. El evento de lluvia simulado fue de una intensidad de 40 mm h<sup>-1</sup> y de 30 minutos de duración. La tasa de infiltración se calculó como la diferencia entre el agua aplicada en un período de tiempo y el agua que escurrió en ese lapso.

### Análisis estadísticos

Se analizaron las diferencias en el contenido de amonio entre los tratamientos, las comunidades y las capas mediante análisis de varianza multifactorial. Los valores del contenido de amonio se transformaron con el logaritmo neperiano. En el caso del contenido de nitrato se aplicó la prueba no paramétrica Kruskal Wallis, ya que no se cumplieron con los supuestos del análisis de varianza. Para estos análisis se utilizaron como réplicas los valores promedio de las tres fechas (3, 6 y 14 días luego de la aplicación del riego) para cada parcela (n=5). La significancia de las diferencias en el C orgánico y el N total entre las comunidades y las capas se corroboró mediante el análisis de varianza de dos vías. Se analizó la significancia de las diferencias en el contenido de agua usando análisis de varianza de medidas repetidas. La significancia de las diferencias en la tasa final de infiltración entre las comunidades se corroboró mediante el análisis de varianza. Los análisis se realizaron con el paquete estadístico SSPS (Norusis, 1993) y el nivel de significación utilizado en todo el estudio fue  $\alpha = 0,05$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contenidos de C orgánico y N total en ambos suelos, no erosionado y erosionado, fueron muy bajos y mayormente no mostraron diferencias (Tabla 1). Igualmente, y en gran medida relacionado a lo anterior, los contenidos

Tabla 1. Contenido (media  $\pm$  error estándar) de C orgánico (CO) y N total (NT) del suelo superficial (0-5 cm) y sub-superficial (5-15 cm) en las dos comunidades (EHA = estepa herbácea con arbustos y EA = estepa arbustiva). (CO: interacción comunidad x profundidad  $P = 0,001$  y NT: interacción comunidad x profundidad  $P = 0,007$ ). Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre las capas y las comunidades.

Table 1. Mean  $\pm$  1 standard error of organic C (CO) and total N (NT) at the upper (0-5 cm depth) and lower (5-15 cm depth) soil layer for each community (EHA = herbaceous steppe with shrubs and EA = shrub steppe). Lowercase letters indicate differences between soil layers and communities.

	EHA		EA	
	0-5 cm	5-15 cm	0-5 cm	5-15 cm
CO (%)	0,86 $\pm$ 0,05 a	0,60 $\pm$ 0,06 b	0,76 $\pm$ 0,10 ab	1,06 $\pm$ 0,05 a
NT (%)	0,07 $\pm$ 0,005 b	0,06 $\pm$ 0,005 b	0,07 $\pm$ 0,007 b	0,10 $\pm$ 0,006 a

de amonio y nitrato fueron también bajos (Figs. 1 y 2). En general, en los ecosistemas áridos los contenidos de N disponible son muy bajos, además de temporalmente muy variables y espacialmente heterogéneos (Noy-Meir, 1973). En los suelos de las parcelas regadas en invierno, ni el contenido de amonio ni el de nitrato varió de manera significativa en ninguna de las dos comunidades (Fig. 1). La falta de respuesta al riego invernal pudo deberse a que las bajas temperaturas limitaron la actividad de los microorganismos (Austin *et al.*, 2004). En general, la capa superficial (0-5 cm) del suelo presentó mayor contenido de N disponible que la sub-superficial (5-15 cm) y el contenido de  $\text{NH}_4^+$  fue mayor que el de  $\text{NO}_3^-$  tanto en los suelos de las parcelas regadas en invierno como en primavera (Fig. 1 y 2). Si bien los valores hallados fueron bajos, están dentro del rango encontrado para otros suelos de la zona (Mazzarino *et al.*, 1998; Vargas *et al.*, 2006). En los suelos

de la estepa patagónica, tanto el N total como el N inorgánico se concentran en los primeros cm del suelo (Rostagno *et al.*, 1991; Sala *et al.*, 2012). De acuerdo a estos últimos autores, cerca del 50% del N inorgánico en los suelos áridos patagónicos se encuentra en los primeros 5 cm del suelo, patrón que se repite en la mayoría de los suelos de los ecosistemas áridos (Jobbágy & Jackson, 2001). Asimismo, en el NE de la Patagonia el amonio representa entre 65-80% del N inorgánico del suelo (Carrera *et al.*, 2009).

Contrariamente a lo encontrado en el invierno, en las parcelas regadas en primavera se encontró mayor contenido de nitrato en la capa superficial del suelo de la EHA (Fig. 2). Igualmente, en un ensayo realizado en los pastizales del Desierto de Chihuahua, Robertson *et al.* (2009) encontraron mayores concentraciones de nitrato en los suelos regados pero no registraron diferencias en los contenidos de amonio. Una posible explicación de estos resultados sería

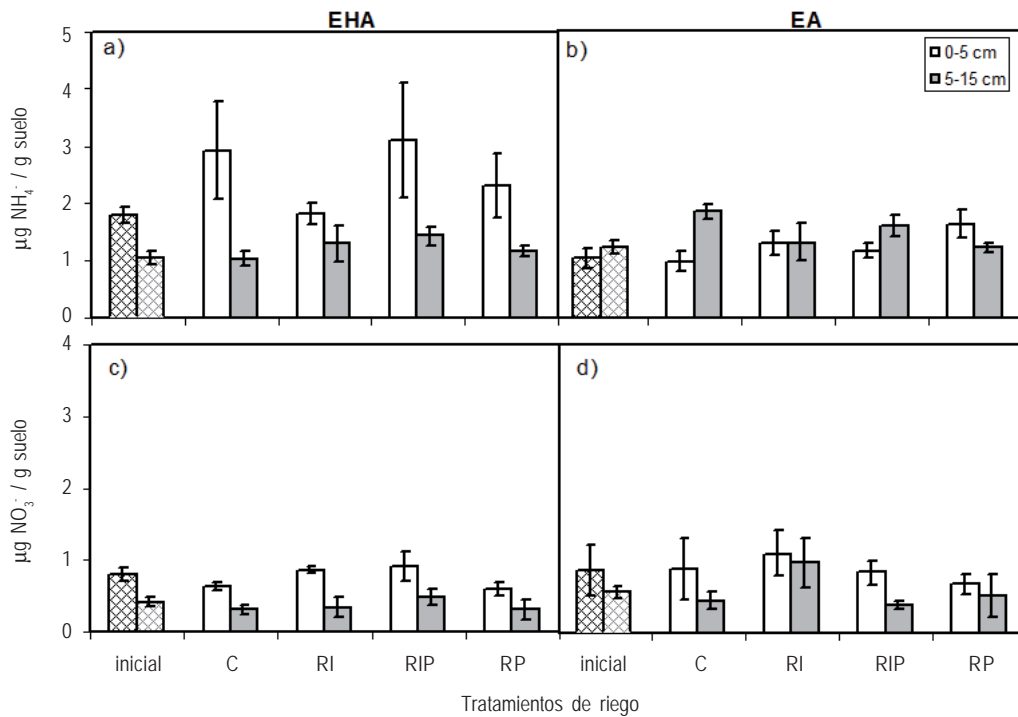


Figura 1. Contenido (media  $\pm 1$  error estándar) de  $\text{NH}_4^+$  (a y b) y  $\text{NO}_3^-$  (c y d) ( $\mu\text{g/g}$  suelo) de las capas superficial (0-5 cm, barras blancas) y sub-superficial (5-15 cm, barras grises) del suelo de los tratamientos (C = control, RI = riego invernal, RP = riego primaveral, y RIP = riego invernal-primaveral) en las comunidades (EHA, a y c, y EA, b y d). Los valores están expresados en peso seco de suelo y corresponden al invierno. Los contenidos iniciales de amonio y nitrato se presentan con las barras con rombos.

Figure 1. Concentration ( $\mu\text{g/g}$  soil) of extractable  $\text{NH}_4^+$  (ammonium) and  $\text{NO}_3^-$  (nitrate) at the upper (0-5 cm depth) and lower (5-15 cm depth) soil layer for each treatment (C = control, RI = winter rainfall simulation, RP = spring rainfall simulation, and RIP = winter-spring rainfall simulations) and plant community (EHA = herbaceous steppe with shrubs and EA = shrub steppe) in winter. Initial values of ammonium and nitrate are presented with textured bars.

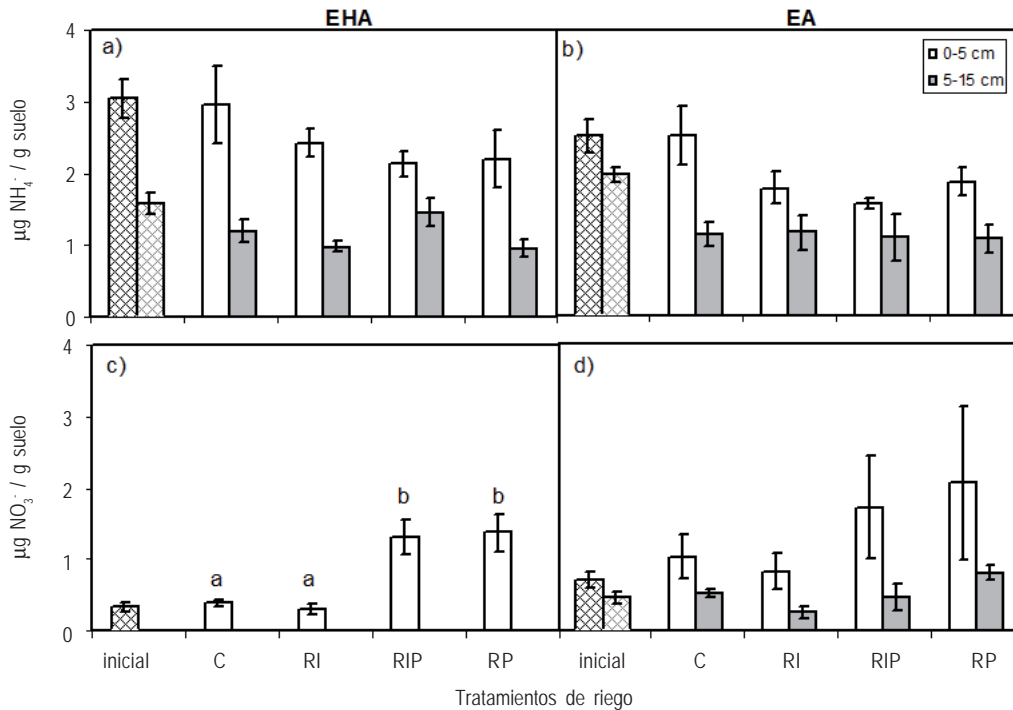


Figura 2. Contenido (media  $\pm 1$  error estándar) de  $\text{NH}_4^+$  (a y b) y  $\text{NO}_3^-$  (c y d) ( $\mu\text{g/g}$  suelo) de las capas superficial (0-5 cm, barras blancas) y sub-superficial (5-15 cm, barras grises) del suelo de los tratamientos (C = control, RI = riego invernal, RP = riego primaveral, y RIP = riego invernal-primaveral) en las comunidades (EHA, a y c, y EA, b y d). Los valores están expresados en peso seco de suelo y corresponden a la primavera. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos. Los contenidos iniciales de amonio y nitrato se presentan con barras con rombos. La ausencia de barras indica que todos los valores estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica.

Figure 2. Concentration ( $\mu\text{g/g}$  soil) of extractable  $\text{NH}_4^+$  (ammonium) and  $\text{NO}_3^-$  (nitrate) at the upper (0-5 cm depth) and lower (5-15 cm depth) soil layer for each treatment (C = control, RI = winter rainfall simulation, RP = spring rainfall simulation, and RIP = winter-spring rainfall simulations) and plan community (EHA = herbaceous steppe with shrubs and EA = shrub steppe) in spring. Lowercase letters indicate differences among treatments at the same soil layer. Initial values of ammonium and nitrate were presented with textured bars. Absence of bars was a consequence of  $\text{NH}_4^+$  values being under the detection limit.

que los microorganismos que intervienen en los procesos de amonificación y nitrificación presentan una sensibilidad diferente a la disponibilidad de agua (Stark & Firestone, 1995); según estos autores, el proceso de nitrificación se inhibiría a potenciales de humedad por debajo de los -0,6 MPa. La diferente respuesta al riego entre las dos comunidades podría estar asociada a la menor tasa de infiltración (Fig. 3) y a un menor aumento del contenido hídrico entre el suelo de las parcelas del control y las parcelas regadas de la EA respecto a los de la EHA (Figs. 4 y 5). Las capas superficial y sub-superficial del suelo en la EHA aumentaron su contenido hídrico con la lluvia simulada, tanto en invierno (Fig. 4 a y c) como en primavera (Fig. 5 a y c), en cambio, en la EA el contenido hídrico de la capa de suelo sub-superficial no aumentó con la lluvia simulada (Fig. 4 d y

5 d). El mayor contenido de agua de la capa sub-superficial de la EA se debería a la mayor capacidad de retención hídrica del horizonte Bt (argílico) presente a escasa profundidad, situación frecuente en áreas con suelos erosionados (Rostagno & Degorgue, 2011). Diferencias similares en la infiltración entre los suelos erosionados y no erosionados fueron encontradas por Chartier *et al.* (2011). La humedad del suelo junto con el C orgánico y el C de la biomasa microbiana son los atributos que mejor explican la actividad enzimática de los microorganismos del suelo (Olivera *et al.*, 2013). Debido a que el C orgánico y el N total no difieren en gran medida entre los suelos de ambas comunidades (Tabla 1), la diferencia en los contenidos de nitrato se debería a diferencias en la humedad, explicadas por los cambios en la infiltración. En un estudio sobre escurrimiento

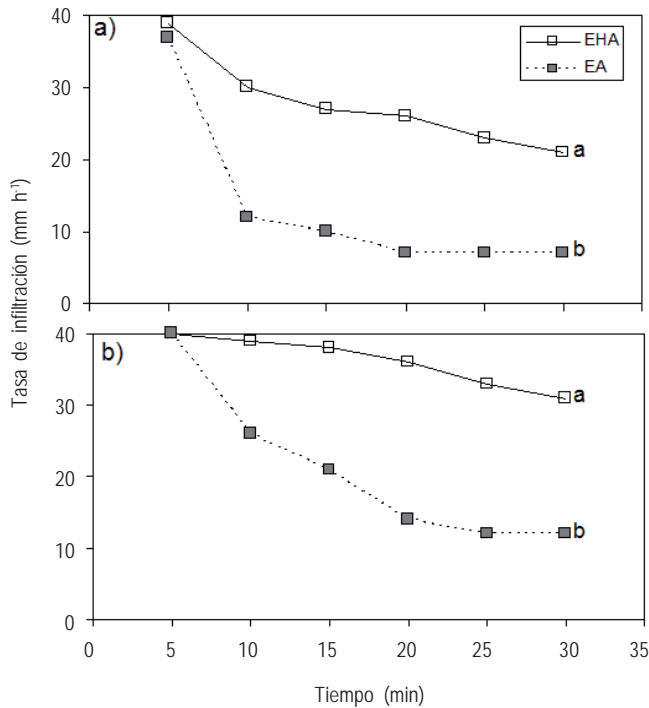


Figura 3. Tasa de infiltración en los suelos no erosionados de la estepa herbácea con arbustos (EHA) y en los erosionados de la estepa arbustiva (EA) en: a) invierno y b) primavera. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas en la tasa final de infiltración entre las comunidades ( $P < 0,05$ ).

Figure 3. Infiltration rate ( $\text{mm h}^{-1}$ ) in non-eroded soil of herbaceous steppe with shrubs (EHA) and in eroded soil of shrub steppe (EA) in: a) winter and b) spring. Lowercase letters indicate differences in final infiltration rate among communities ( $P < 0.05$ ).

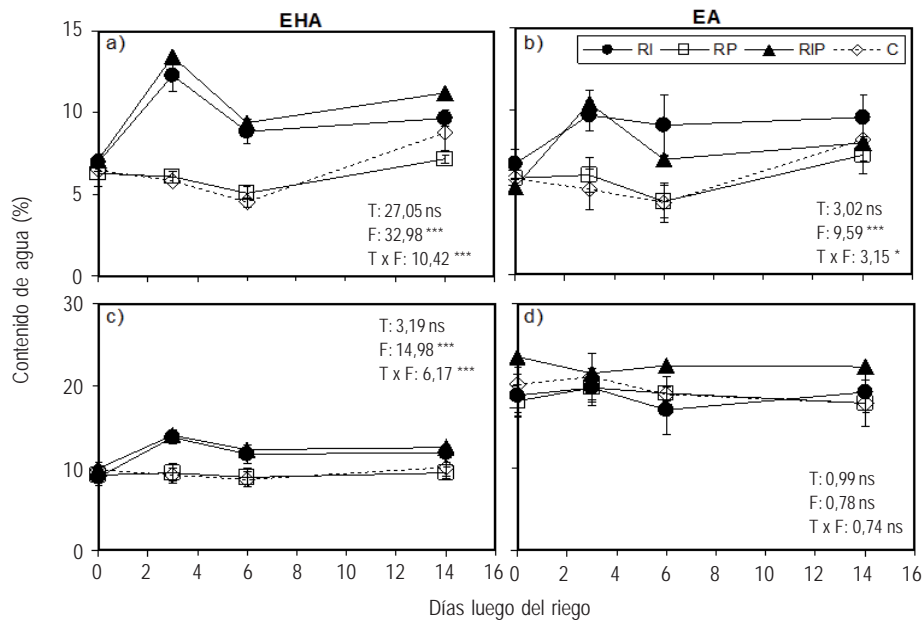


Figura 4. Dinámica del contenido de agua gravimétrica (%) de las capas superficial (0-5 cm, a y b) y sub-superficial (5-15 cm, c y d) de los tratamientos (C = control, RI = riego invernal, RP = riego primaveral, y RIP = riego invernal-primaveral) en las dos comunidades (EHA: a y c y EA: b y d). Los valores son la media  $\pm$  1 error estándar y corresponden al invierno. En los paneles se muestra el valor del estadístico  $F$  del análisis de la varianza de dos factores: fecha (F) y tratamiento (T). ns =  $P > 0,05$ ; \* =  $P < 0,01$ ; \*\* =  $P < 0,001$ ; \*\*\* =  $P < 0,0001$ .

Figure 4. Soil water content (%) dynamics at the upper (0-5 cm depth) and lower (5-15 cm depth) soil layers for each treatment (C = control, RI = winter rainfall simulation, RP = spring rainfall simulation, and RIP = winter-spring rainfall simulations) and plant community (EHA = herbaceous steppe with shrubs and EA = shrub steppe) in winter. Symbols and bars indicate the means  $\pm$  standard errors. In all panels we show the  $F$  values obtained from time (F) x watering (T) analysis of variance tests. Symbols indicate the statistical significance of each effect: ns  $P > 0.05$ , \*  $P < 0.01$ , \*\*  $P < 0.001$ , \*\*\*  $P < 0.0001$ .

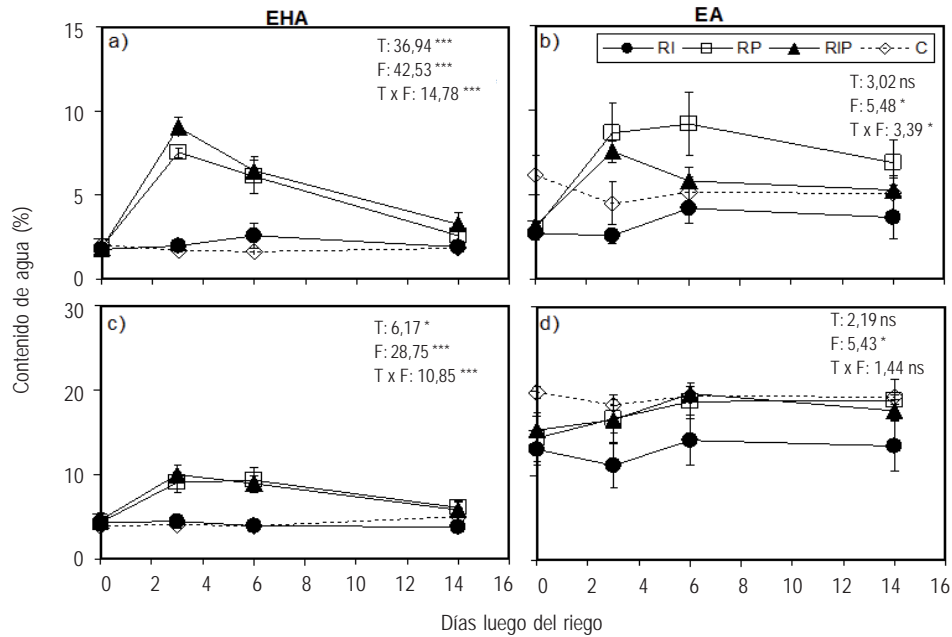


Figura 5. Dinámica del contenido de agua gravimétrica (%) de las capas superficial (0-5 cm, a y b) y sub-superficial (5-15 cm, c y d) de los tratamientos (C = control, RI = riego invernal, RP = riego primaveral, y RIP = riego invernal-primaveral) en las dos comunidades (EHA: a y c, y EA: b y d). Los valores son la media  $\pm$  1 error estándar y corresponden a la primavera. En los paneles se muestra el valor del estadístico *F* del análisis de la varianza de dos factores: fecha (F) y tratamiento (T). ns =  $P > 0,05$ ; \* =  $P < 0,01$ ; \*\* =  $P < 0,001$ ; \*\*\* =  $P < 0,0001$ .

Figure 5. Soil water content (%) dynamics at the upper (0-5 cm depth) and lower (5-15 cm depth) soil layers for each treatment (C = control, RI = winter addition, RP = spring addition, and RIP = winter-spring additions) and community (EHA = herbaceous steppe with shrubs and EA = shrub steppe) in spring. Values are mean  $\pm$  standard error. In all panels we show the *F* values obtained from Time (F) x watering (T) analysis of variance tests. Symbols indicate the statistical significance of each effect: ns =  $P > 0,05$ , \* =  $P < 0,01$ , \*\* =  $P < 0,001$ , \*\*\* =  $P < 0,0001$ .

y erosión de suelos realizado en la misma área (Chartier *et al.*, 2013) no se registraron diferencias en la pérdida de N por escorrentía entre las comunidades.

## CONCLUSIONES

Los resultados sugieren que la falta de respuesta en el contenido de nitrato en los suelos erosionados (EA) luego de un evento de lluvia grande sería consecuencia de la menor infiltración y del menor aumento del contenido hídrico en la EA respecto a la EHA. La alteración en la dinámica del agua y del N en los suelos erosionados podría tener un impacto negativo en la productividad vegetal y en la producción ganadera del área. Asimismo, los cambios en el patrón de precipitaciones (distribución estacional) podrían afectar la disponibilidad de N a lo largo del tiempo.

## AGRADECIMIENTOS

A Romina Palacio, Gabriela Massaferrero, Marcela Nabte, Ana Casalini, Gustavo Pazos, y Germán Cheli por su colaboración durante los riegos. A Claudia Sain por su asesoramiento en el trabajo de laboratorio.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ares, JO; AM Beeskow; MB Bertiller; CM Rostagno; MP Irisarri; J Anchorena; GE Defossé & CA Merino. 1990. Structural and dynamic characteristics of overgrazed land of northern Patagonia, Argentina. In: Breymer A (ed) *Managed grasslands*. Elsevier, The Netherlands, pp149-175.
- Austin, AT; L Yahdjian; JM Stark; J Benalp; A Porporato; U Norton; DA Ravetta & SM Schaeffer. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141: 221-235.
- BassiriRad, H; DC Tremmel; RA Virginia; JF Reynolds; AG Soyza & MH Brunei. 1999. Short-term patterns in water and nitrogen acquisition by two desert shrubs following a simulated summer rain. *Plant Ecol.* 145: 27-36.

- Beeskov, AM; NO Elissalde & CM Rostagno. 1995. Ecosystem changes associated with grazing intensity on the Punta Ninfa rangelands of Patagonia, Argentina. *J. Range Manage.* 48: 517-522.
- Bertiller, MB; JO Ares & AJ Bisigato. 2002. Multiscale indicators of land degradation in the Patagonian Monte, Argentina. *Environ. Manage.* 30: 704-715.
- Bisigato, AJ & MB Bertiller. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *J. Arid Environ.* 36: 639-653.
- Bisigato, AJ; MB Bertiller; JO Ares & GE Pazos. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography* 28: 561-572.
- Bisigato, AJ; RM Lopez Laphitz & AL Carrera 2008. Non-linear relationships between grazing pressure and conservation of soil resources in Patagonian Monte shrublands. *J. Arid Environ.* 72: 1464-1475.
- Bremner, JM & CS Mulvaney 1982. Nitrogen total. *In:* Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds), *Methods of Soil Analysis (Agronomy No. 9, Part 2)*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, pp. 595-624.
- Carrera, AL; DN Vargas; MV Campanella; MB Bertiller; CL Sain & MJ Mazzarino. 2005. Soil Nitrogen in relation to quality and decomposability of plant litter in the Patagonian Monte, Argentina. *Plant Ecol.* 181: 139-151.
- Carrera, AL; MJ Mazzarino; MB Bertiller; HF del Valle HF & E Martínez Carretero. 2009. Plant impacts on nitrogen and carbon cycling in the Monte Phytogeographical Province, Argentina. *J. Arid Environ.* 73: 192-201.
- Chapin, FS III; PA Matson & HA Mooney 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, USA.
- Chartier, MP & CM Rostagno. 2006. Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian Rangelands. *Rangeland Ecol. Manage.* 59: 616-624.
- Chartier, MP; CM Rostagno & GE Pazos. 2011. Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 75: 656-661.
- Chartier, MP; CM Rostagno & LS Videla. 2013. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 88: 43-49.
- Cunningham, GL; JP Syvertsen; JF Reynolds & JM Willson. 1979. Some effects of soil moisture availability on above ground production and reproductive allocation in *Larrea tridentata* (DC). *Cov. Oecologia* 40: 113-123.
- Drenovsky, RE & JH Richards. 2004. Critical N:P values predicting nutrient deficiencies in desert shrublands. *Plant Soil* 259: 59-69.
- Gao, Q & JF Reynolds. 2003. Historical shrub-grass transitions in the northern Chihuahuan Desert: modeling the effects of shifting rainfall seasonality and event size over a landscape Gradient. *Global Change Biol.* 9: 1475-1493.
- Golluscio, RA; V Sigal Escalada & J Pérez. 2009. Minimal plant responsiveness to summer water pulses: ecophysiological constraints of three species of semiarid Patagonia. *Rangeland Ecol. Manage.* 62: 171-178.
- Jobbágy EG & RB Jackson. 2001. The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry* 53: 51-77.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen-Inorganic forms. *In:* Page AL, RH Miller; DR Keeney (eds) *Methods of Soil Analysis-Chemical and Microbiological Properties (Serie Agronomy N° 9)* Wisconsin, USA, pp 643-698.
- Lambers, H; FS Chapin III & TL Pons. 2000. *Plant Physiological Ecology*. Springer Verlag, New York, 540 pp.
- Mazzarino, MJ; MB Bertiller; T Schlichter & M Gobbi. 1998. Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonia steppe under different precipitation regimes. *Plant Soil* 202: 125-131.
- Norusis, MJ. 1993. *SPSS for Windows: base system's user guide*. SPSS Inc., Chicago, IL.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert Ecosystems: environment and producers. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4: 25-52.
- Olivera, NL; L Prieto; AL Carrera; H Saraví Cisneros & MB Bertiller. 2013. Do soil enzymes respond to long-term grazing in an arid ecosystem? *Plant Soil* 378: 35-48.
- Reynolds, JF; PR Kemp; K Ogle & RJ Fernández. 2004. Modifying the "pulse-reserve" paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water, and plant responses. *Oecologia* 141: 194-210.
- Robertson, TR; CW Bell; JC Zak & DT Tissue. 2009. Precipitation timing and magnitude differentially affect aboveground annual net primary productivity in three perennial species in a Chihuahuan Desert grassland. *New Phytol.* 181: 230-242.
- Rostagno, CM. 1989. Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *J. Range Manage.* 42: 382-385.
- Rostagno, CM; HF Del Valle & L Videla. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an arid soil in northeastern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 20: 179-188.
- Rostagno, CM & G Degorgue. 2011. Desert pavements as indicators of soil erosion on arid soils in north-east Patagonia (Argentina). *Geomorphology* 134: 224-231.
- Sala, OE; RA Golluscio; WK Lauenroth & PA Roset. 2012. Contrasting nutrient-capture strategies in shrubs and grasses of a Patagonian arid ecosystem. *J. Arid Environ.* 82: 130-135.
- Stark, JM & MK Firestone. 1995. Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria. *Appl. Environ. Microb.* 61: 218-221.
- Súnico, A; P Bouza P & H del Valle. 1996. Erosion of subsurface horizons in northeastern Patagonia, Argentina. *Arid Soil Res. Rehabil.* 10: 359-378.
- Vargas, DN; MB Bertiller; JO Ares; AL Carrera & CL Sain. 2006. Soil C and N dynamics induced by leaf-litter decomposition of shrubs and perennial grasses of Patagonian Monte. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2401-2410.
- Whitford, WG & Y Steinberger. 2011. Effects of simulated storm sizes and nitrogen on three Chihuahuan Desert perennial herbs and grass. *J. Arid Environ.* 75: 861-864.