

Biomasa y respiración microbiana: Respuesta ante cambios en la humedad del suelo en la Estepa Magallánica Seca de Santa Cruz, Argentina

Biomass and microbial respiration: Response to changes in soil moisture in the Dry Magallanic Steppe of Santa Cruz, Argentina

Guillermo Toledo¹, Verónica Gargaglione^{1,2,3}, Pablo Luis Peri^{1,2,3}, Santiago Toledo³
guillermotoledo94@gmail.com

1) ICASUR/Ciencias Exactas y Naturales/UARG/UNPA, 2) INTA, 3) CONICET-CIT
Santa Cruz

Recibido: 06/04/2020. Aceptado: 17/11/2020

RESUMEN

El carbono y el nitrógeno de la biomasa microbiana (CBM y NBM) del suelo son bioindicadores que tienen el potencial de mostrar cambios en el suelo de los ecosistemas, y están condicionados por la humedad disponible en el suelo. Se evaluó como varían CBM, NBM y la respiración heterotrófica (RH) en función de la cantidad de humedad en suelos de la Estepa Magallánica Seca de Santa Cruz, Argentina. El ensayo consistió en 3 tratamientos: a) Control, conteniendo la precipitación normal caída, como testigo, b) Riego, equivalente a un aumento del 54% en las precipitaciones respecto a la media anual, y c) Sequía, con una disminución del 54% en las precipitaciones respecto a la media anual. Se estimó el CBM mediante el método de fumigación-extracción. Se encontraron diferencias significativas en el CBM entre los tratamientos, el riego obtuvo la mayor cantidad de CBM. Los valores fueron: 505,3 ($\pm 81,4$), 406,7 ($\pm 39,2$) y 380,4 ($\pm 98,4$) $\mu\text{g de C g}^{-1}$ para riego, sequía y control, respectivamente. No se encontraron diferencias en el NBM entre los tratamientos, siendo los valores 93,3 ($\pm 13,5$), 82,8 ($\pm 68,9$) y 80,7 ($\pm 31,1$) $\mu\text{g de N g}^{-1}$ de suelo seco para sequía, control y riego, respectivamente. La RH diaria por su parte, presentó valores de 13,04 ($\pm 3,32$), 11,17 ($\pm 1,47$) y 10,60 ($\pm 1,29$) $\text{mg C-CO}_2\text{Kg}^{-1}$ de suelo seco día^{-1} para el tratamiento control, riego y sequía, respectivamente. Solo el CBM evidenció un cambio relevante frente a la sequía, las demás variables no presentaron diferencias significativas. Los resultados denotan que la humedad es un factor importante para el C en BM, por lo que es importante seguir monitoreando y establecer como cambios en la precipitación alteran la biomasa microbiana en estos ambientes australes.

Palabras clave: Carbono microbiano; nitrógeno microbiano; respiración heterotrófica; microorganismos; suelo; sequía; Patagonia.

ABSTRACT

Carbon and nitrogen from soil microbial biomass (MCB & MNB) are bio-indicators that have the potential to show changes in soil of ecosystems, and are conditioned, by moisture available in the soil. In this work we evaluated how MCB, MNB and heterotrophic respiration



(RH) vary, as a function of moisture in soils of the Dry Magallanic Steppe of Santa Cruz, Argentina. The trial consisted in 3 treatments: a) Control, without variations in precipitation, used as reference, b) irrigation, equivalent to a 54% increase in precipitation compared to the annual average, and c) drought, equivalent to a 54% decrease in precipitation compared to the annual average. MBC was estimated by the fumigation-extraction method. Significant differences were found in MCB between treatments, irrigation had the highest value. MCB were: 505.3 (± 81.4), 406.7 (± 39.2) and 380.4 (± 98.4) $\mu\text{g C g}^{-1}$ dry soil for soil under irrigation, drought and control, respectively. No differences were found in the MNB between treatments and values were: 93.3 (± 13.5), 82.8 (± 68.9) and 80.7 (± 31.1) $\mu\text{g N g}^{-1}$ dry soil for drought, control and irrigation, respectively. In addition, RH values were: 13.04 (± 3.32), 11.17 (± 1.47) and 10.60 (± 1.29) $\text{mg CO}_2\text{Kg}^{-1}\text{day}^{-1}$ for control, irrigation and drought, respectively. Only MCB showed a relevant change when soil was subjected to drought, meanwhile the other variables did not show significant differences. Results indicate that moisture is an important factor for C in MB, so it is important to continue monitoring in order to establish how changes in precipitation can alter the microbial biomass in these southern environments.

Keywords: Microbial carbon; microbial nitrogen; heterotrophic respiration; microorganisms; soil; drought; Patagonia.

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos del suelo son importantes para los ecosistemas al estar involucrados en el ciclo de los nutrientes, la mineralización de restos orgánicos, la formación de agregados y el humus del suelo (Wu *et al.*, 2011). La biomasa microbiana del suelo es considerada como un agente catalítico en los procesos biogeoquímicos, siendo un reservorio de energía y nutrientes susceptible a cambios por manejos agronómicos. Este parámetro contribuye a caracterizar la calidad y fertilidad del suelo en el tiempo (Powlson, 1994; Haynes, 2000).

El contenido de humedad del suelo es un factor que afecta a los microorganismos y muchas veces la capacidad de retención de agua está condicionada por las propiedades físicas, donde la estabilidad de los agregados del suelo se favorece por los exudados de los microorganismos que habitan en él (Edgerton *et al.*, 1995). A su vez, un mayor contenido de humedad incrementa la descomposición de la materia orgánica por el carbono lábil de la biomasa microbiana (Fierer y Schimel, 2003; Saetre y Stark, 2005).

Las predicciones de cambio climático indican que los años extremadamente secos tienden a ser más frecuentes en el futuro, modificándose también los patrones de precipitaciones (Houghton *et al.*, 2001). Para la región de Patagonia Sur, se pronostica un aumento de las temperaturas acompañada de aumentos en la precipitación que van de sur a norte para la zona sur de la provincia de Santa Cruz (Kreps *et al.*, 2012). Es por ello que poder observar de qué manera puede incidir el contenido de humedad sobre los microorganismos sería de interés para interpretar comportamientos a nivel de la comunidad microbiana y su funcionalidad en estos ecosistemas patagónicos que presentan limitada disponibilidad de agua.

La buena disponibilidad de humedad en los suelos incrementa la biomasa microbiana y aumenta la diversidad de microorganismos (Kandeler y Bohn, 1996). Fierer y Schimel (2003) encontraron que la biomasa microbiana se incrementa con el mayor contenido de humedad en el suelo, lográndose obtener una correlación positiva. Vásquez y Dávila (2008) en su trabajo acerca de los efectos de los factores abióticos sobre la actividad microbiana, encontraron que



contenidos de humedad mayores a 18% favorecen la actividad de los microorganismos cuando otros factores se mantienen constantes. Por otra parte, los efectos de la sequía sobre los microorganismos del suelo fueron estudiados in situ en ecosistemas de Dinamarca y norte de Gales (Jensen *et al.*, 2003), donde el tratamiento de sequía (“eliminación de la precipitación”) redujo la biomasa microbiana en un 39 % después de dos meses de ensayo. Las respuestas encontradas en estos dos ecosistemas se relacionan con mayor retención de agua producto del contenido de materia orgánica y textura del suelo. Sin embargo, Wardle (1998) detalla que hay tendencias contradictorias en el efecto que tiene la humedad del suelo y la producción de restos vegetales sobre la biomasa microbiana del suelo. Por ejemplo, Raghurbanshi (1994) encontró una relación negativa entre la humedad del suelo y la biomasa microbiana. Entre las causales de la sequía, Adu y Oades (1978) describieron que la biomasa microbiana disminuye durante el estrés hídrico de la temporada seca por efecto de la presión de turgencia a la que está sometida, y que la biomasa sobreviviente en la estación húmeda, favorece la mineralización del carbono lábil de la biomasa microbiana muerta con su consecuente aumento del carbono de la biomasa microbiana remanente del suelo.

En muchos casos el contenido de humedad interactúa con la temperatura sobre las poblaciones microbianas y sus enzimas (Lavelle *et al.*, 1993; Chapin *et al.*, 2002). En climas templados la biomasa microbiana es máxima en primavera o verano y disminuye en invierno y esto se acentuará en las latitudes más altas (Cochran *et al.*, 1989).

La respiración del suelo se define como la producción total de CO₂, por unidad de área y de tiempo, en suelos intactos debido a la respiración de organismos edáficos, raíces, hifas micorrízicas y, en menor extensión, por la oxidación química de los compuestos de carbono (Raich y Schlesinger 1992, Lloyd y Taylor 1994). La respiración edáfica juega un papel crítico en la determinación de un amplio rango de fenómenos ecológicos que van desde el funcionamiento individual de las plantas hasta la concentración global del CO₂ atmosférico (Liu *et al.* 2006). La respiración del suelo está regulada por una serie de factores bióticos y abióticos tales como la temperatura, el contenido hídrico, el contenido de nutrientes, la estructura de la vegetación, la actividad fotosintética o el desarrollo fenológico de la planta (Singh y Gupta 1977, Subke *et al.* 2006) así como por la biomasa de raíces finas y microbiana (Adachi *et al.* 2006).

En años recientes, se ha prestado mucha atención a la respiración edáfica, ya que este proceso ecológico se reconoce como la principal fuente de flujo de carbono procedente de la superficie del suelo y uno de los componentes cruciales dentro del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres (Raich y Schlesinger 1992, Raich y Potter 1995). Se ha observado que la respiración del suelo podría representar del 40 al 90% de la respiración de los ecosistemas forestales (Schlesinger y Andrews 2000). En una escala global, la respiración del suelo produce 80,4 Pg CO₂-C anualmente (1Pg=10¹⁵g), el cual es aproximadamente 10 veces más alto que la combustión de compuestos fósiles y la deforestación combinadas (Raich *et al.* 2002).

La respiración del suelo tiene dos fracciones: Una es la respiración autotrófica, que se origina del catabolismo de raíces vivas y microbios vinculados a la rizósfera, la otra es la respiración heterotrófica, que la originan los demás microorganismos que habitan el suelo al descomponer los detritos y la materia orgánica del mismo (Luo y Zhou 2006; Wu *et al.* 2011; Yan *et al.* 2010). Algunos estudios encontraron una relación positiva de la tasa de respiración de los suelos, el contenido hídrico de los suelos y la temperatura, como resultado de la actividad biológica (Gupta y Singh, 1981; Chapin *et al.*, 2002; Carmona *et al.*, 2006). Este tipo de

información es fundamental para lograr comprender la dinámica de estos ecosistemas y de qué manera se ven afectados los microorganismos en función de la disponibilidad de humedad en las capas superficiales del suelo. Sin embargo, no existen muchos antecedentes de este tipo de estudios en Patagonia sur, razón por la cual este trabajo puede aportar información sobre la implicancia de las variaciones de humedad en suelo y de qué manera afecta esto a la abundancia de fauna microbiológica en suelos de estepa en Santa Cruz.

El presente trabajo se enmarca en el PI29/A 403-1 “*Estudiando la biología del suelo en pastizales áridos del Sur de Santa Cruz: Respuesta de los microorganismos del suelo a distintos niveles de fertilización y riego*”, y tiene los siguientes objetivos principales:

- Evaluar el contenido de C y N en la biomasa de los microorganismos del suelo de un pastizal natural de la estepa magallánica seca que se encuentra con clausura de pastoreo hace más de 20 años para poder establecer la línea de base en cuanto a la biología de estos suelos.
- Evaluar la respuesta de los microorganismos del suelo ante una sequía, que comprende que en tres años consecutivos caiga un 54% menos de la precipitación media anual del sitio.
- Evaluar la respuesta de los microorganismos del suelo ante un aumento de las precipitaciones, que comprende que en tres años consecutivos caiga un 54% más de la precipitación media anual del sitio.
- Medir la actividad biológica del suelo a través de la respiración microbiana.

En este informe se mostrarán los resultados obtenidos en el primer año de medición del proyecto.

METODOLOGÍA DE TRABAJO

Sitio de estudio

El estudio se realizó en el campo experimental Potrok Aike de la EEA-INTA Santa Cruz (51° 56' 57" LS y 70° 24' 42" LO), ubicado a 107 Km en dirección SO de la localidad de Río Gallegos. Este sitio se encuentra ubicado dentro del área ecológica denominada Estepa Magallánica Seca (Oliva *et al.*, 2001). Las parcelas del presente ensayo fueron instaladas en una clausura de pastoreo que tiene alrededor de 20 años y abarca un total de 2 ha.

Características del sitio de estudio

En este ecosistema de pastizales el suelo presenta una escasa pendiente con ondulaciones leves y está situado a una altura media de 150 m.s.n.m (González *et al.*, 2005). La temperatura media anual es de 5,9 °C, con temperaturas máximas de 23°C en el mes más cálido (enero) y de -18°C en el mes más frío (julio). La precipitación media anual es de 240 mm con una distribución uniforme a lo largo del año (González *et al.*, 2005). La vegetación dominante corresponde a una estepa gramínea, con comunidades vegetales en el sitio del estudio dominado por coironales de (*Festuca spp.* y *Pappostipa spp.*), intercoronal (*Poa spp.*, *Carex spp.* y *Rytidosperma virescens*), subarbustos (*Nardophyllumbryoides*, *Junellia ódonellii*, *Nassauvia aculeata* y *Azorella monantha*) y herbáceas como (*Luzula chilensis*, *Perezia recurvata* y *Acaena poeppigiana*) y arbustos aislados (*Berberis spp.*). El suelo corresponde al orden Aridisoles, de textura franco arenosa, con valores de materia orgánica aproximadamente de 4 % y con un pH casi neutro (Tabla 1).



Tabla 1: Características de suelo del sitio de estudio, valores medios (\pm DE) se muestran para los parámetros físico-químicos.

Características del suelo						
Textura	pH	C org (%)	N (%)	C/N	P (ppm)	K (ppm)
Franco arenosa	6,50 (\pm 0,20)	2,32 (\pm 0,29)	0,28 (\pm 0,03)	8,29 (\pm 3,90)	24,50 (\pm 5,70)	278,30 (\pm 51,80)

Experimento de variación de la precipitación

El ensayo de simulación de precipitación consistió en tres tratamientos, que tenían tres repeticiones, siendo la unidad experimental parcelas de 4m² (2m x 2m), distribuidas al azar en el área de estudio bajo un diseño en bloques.

La cantidad total de reducción o adición de las precipitaciones se estimó a través de series históricas recolectadas de una base de registros de largo plazo, desde 1896 de Río Gallegos (cercano al lugar de estudio), de modo tal que se simule una sequía extrema equivalente a la menor lluvia anual que ocurre en 1-10 años en una serie de 100 años (función matemática puesta a disposición en el sitio web de la Sequía-Net www.drought-net.org). Para la media de 243,4 mm año⁻¹ de precipitaciones registradas en el área de estudio se estimó los valores mínimos para el caso de la sequía extrema igual a 111,9 mm año⁻¹ (reducción del 54%).

Los tratamientos fueron los siguientes: 1) tratamiento de precipitación ambiental (Control, 243,4 mm año⁻¹); 2) tratamiento de suplementación de la precipitación equivalente a un aumento aproximado al 54% (374,8 mm año⁻¹); y 3) tratamiento de sequía, equivalente a una reducción cercana al 54% (111,9 mm año⁻¹).

Para el tratamiento de suplementación de la precipitación, se aplicaron un total de 6 riegos programados durante el año con el objetivo de lograr un aumento de la precipitación del 54% del valor medio histórico, lo cual corresponde a una adición total de 131,4 mm año⁻¹. Mientras que para el tratamiento de sequía se colocaron estructuras fijas que reducen de forma pasiva un porcentaje de la precipitación mediante el uso de interceptores (Figura 1).

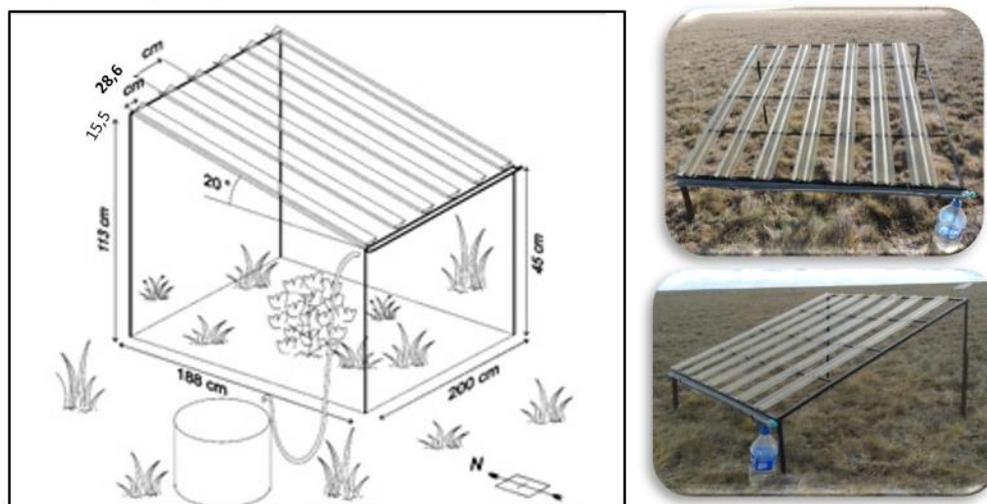


Figura 1: Esquema interceptor de precipitaciones (intercepción del 54%) y fotos de las estructuras instaladas en el campo Experimental Potrok Aike del INTA en la Estepa Magallánica Seca, para lograr el tratamiento de extrema sequía en el marco del ensayo DroughNet.

Microbiología del suelo

En cada una de las parcelas se tomaron tres muestras (compuestas por cinco submuestras) de los primeros cinco cm de profundidad con un tubo de PVC al inicio del otoño (abril). Las muestras colectadas fueron mantenidas en heladera (4° C) hasta su posterior análisis en el laboratorio. Luego, para la cuantificación de las variables microbiológicas, las muestras de

suelo se llevaron a temperatura ambiente y capacidad de campo (tratamiento pre-incubatorio), además una submuestra de 30 g se utilizó para determinar el % de humedad ya que los valores de esta variable se expresan en base a peso seco del suelo.

Medición del carbono de la biomasa microbiana

Las estimaciones del C en biomasa microbiana se realizaron mediante el método de fumigación-extracción (Vance *et al.*, 1987). Este método se basa en el aumento de la cantidad de C extractable con K_2SO_4 producto de la fumigación (con respecto a la muestra sin fumigar) proveniente del C lábil liberado a la solución del suelo por la muerte de los microorganismos con los vapores de cloroformo. Luego se tomaron dos submuestras de 50 g de peso fresco, una control y otra para fumigar. A su vez, una sub-muestra adicional de 30 g fue tomada para determinar el peso seco. Las muestras control se extrajeron con 50 ml de K_2SO_4 0,5 M, y se agitaron en un agitador horizontal por 1 hora. Las muestras fumigadas se colocaron en un desecador junto con un recipiente que contenía 30 ml de cloroformo libre de etanol, el mismo fue llevado a ebullición. Luego se dejó reposar por 24hs en oscuridad. Finalizado este período, se llevó a cabo la extracción y agitación de la misma forma que a las muestras control. Las muestras fueron digeridas con solución sulfocrómica por 30 minutos a 150 °C. La concentración de C de las muestras digeridas se obtuvo mediante la lectura con un espectrofotómetro. Previamente, se realizó una curva de calibración usando biftalato de potasio como patrón. Para la conversión de C a biomasa microbiana se utilizó la siguiente fórmula: C en biomasa microbiana = $(C_f - C_{nf}) / KEC$ donde: C_f = Carbono en el extracto fumigado; C_{nf} = Carbono en el extracto no fumigado; KEC = constante de eficiencia de la fumigación = 0,45 (Jenkinson and Ladd, 1981).

Medición del nitrógeno de la biomasa microbiana

Para la determinación del N microbiano (NBM) se pesaron dos submuestras de 30 gramos de suelo fresco (fumigada y control). Para la fumigación se agregó 1 ml de cloroformo y se cerraron herméticamente por 24 horas a 25 °C, finalizada la incubación, se extrajo el vapor de cloroformo mediante vacío. Luego se incubaron las muestras por diez días a capacidad de campo y 25 °C. Al final de este período se determinó N-NH₄ por la reacción de Berthelot (Searle, 1984). De manera similar al cálculo del C en biomasa microbiana, el N en biomasa microbiana se calculó como la diferencia entre el N inorgánico en la muestra fumigada y la muestra sin fumigar, usando como factor de conversión 0,45.

Mediciones de respiración heterotrófica de suelo

La respiración heterotrófica del suelo se midió mediante la técnica de incubación aeróbica en condiciones óptimas de humedad y temperatura (Robertson *et al.*, 1999). Esta metodología indica que el dióxido de carbono producido a lo largo de la incubación es utilizado como un índice de la cantidad de carbono disponible para los microorganismos. La incubación de corto plazo (7 días) da noción del C rápidamente disponible, mientras que la incubación a largo plazo aporta una idea acerca de aquellos pools de C que ciclan más lentamente e informa acerca de la partición de la materia orgánica del suelo. En laboratorio 75 gramos de muestra tamizada (2 mm) se incubó a capacidad de campo en un recipiente plástico dentro de un frasco de vidrio de 1 litro cerrado herméticamente. En el interior del frasco se colocó también un vial con agua destilada y otro con 20 ml de hidróxido de sodio 0,2 M como trampa de dióxido de carbono. La trampa de dióxido se muestreó a los 7, 14, y 21 días y en cada una de estas fechas se determinó el contenido de carbono en la trampa por medio de una titulación inversa con un ácido clorhídrico 0,1 M, se ventiló el frasco por 30 minutos y se reemplazó la trampa de dióxido de carbono.

Análisis estadísticos

Los datos fueron analizados mediante un ANOVA factorial con el programa Infostat 2.0, donde los factores fueron contenidos de humedad en el suelo: sequía, riego y control. En caso de encontrar diferencias significativas, estas fueron separadas mediante el test de Tukey a un nivel de significancia de $p < 0,05$.

RESULTADOS

El contenido de carbono en biomasa microbiana fue de $505,3 (\pm 81,4) \mu\text{g de C g}^{-1}$ suelo seco para el tratamiento riego, mientras que el tratamiento control fue de $380,4 (\pm 98,4) \mu\text{g de C g}^{-1}$ suelo seco y para el de sequía $406,7 (\pm 39,2) \mu\text{g de C g}^{-1}$ suelo seco (Figura 2). Se encontraron diferencias significativas ($p = 0,0254$) entre los tratamientos para este año de medición, siendo el suelo con riego el que presentó significativamente mayor contenido de C en biomasa microbiana (Figura 2).

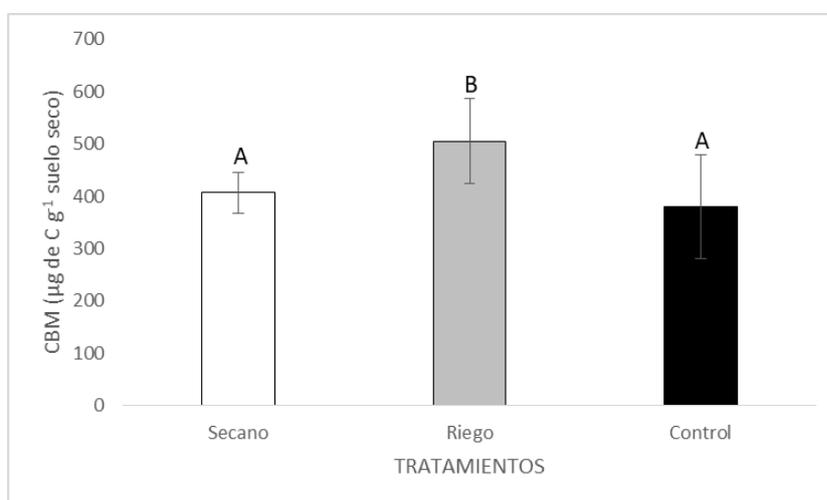


Figura 2. Contenido de Carbono en biomasa microbiana (CBM) para el tratamiento sequía que consistió en una reducción del 54% en las precipitaciones; control y riego, al cual se le aplicó un aumento del 54% con respecto a la precipitación media anual de la zona, en la estepa Magallánica Seca, al Sur de Santa Cruz. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Al analizar el nitrógeno de la biomasa microbiana, no se encontraron diferencias significativas ($p = 0,812$) entre los tratamientos. En este caso, la mayor cantidad se encontró en el tratamiento de sequía con $93,3 (\pm 13,5) \mu\text{g de N g}^{-1}$ suelo seco, la menor en el tratamiento riego con $80,7 (\pm 31,1) \mu\text{g de N g}^{-1}$ suelo seco, y en el caso del tratamiento control se registró $82,8 (\pm 68,9) \mu\text{g de N g}^{-1}$ suelo seco (Figura 3).

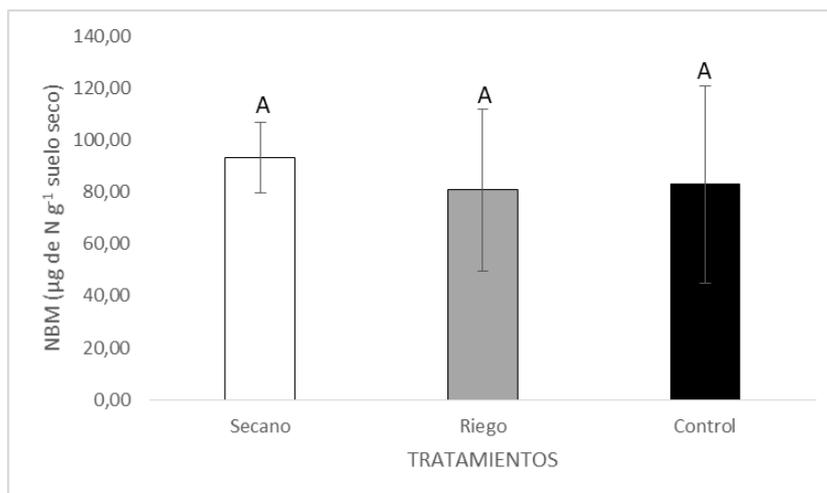


Figura 3. Contenido de nitrógeno en biomasa microbiana (NBM) para el tratamiento sequía que consistió en una reducción del 54% en las precipitaciones; control y riego, al cual se le aplicó un aumento del 54% con respecto a la precipitación media anual de la zona, en un pastizal de la estepa magallánica seca del Sur de Santa Cruz. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

La respiración heterotrófica del suelo no mostró diferencias significativas ($p=0,4266$) para los diferentes tratamientos. Observándose una tendencia en el tratamiento control con valores promedios diarios de $13,04 (\pm 3,32)$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ de suelo seco día⁻¹, mientras que en el tratamiento riego el valor fue de $11,17 (\pm 1,47)$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ de suelo seco día⁻¹, y para el tratamiento seco fue de $10,60 (\pm 1,29)$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ de suelo seco día⁻¹ (Figura 4). La respiración total a los 21 días de incubación para cada tratamiento fue de, $273,84 (\pm 69,80)$; $234,64 (\pm 30,90)$; $222,55 (\pm 27,18)$ mg C-CO₂ Kg⁻¹ de suelo seco para control, riego y seco, respectivamente (Figura 5).

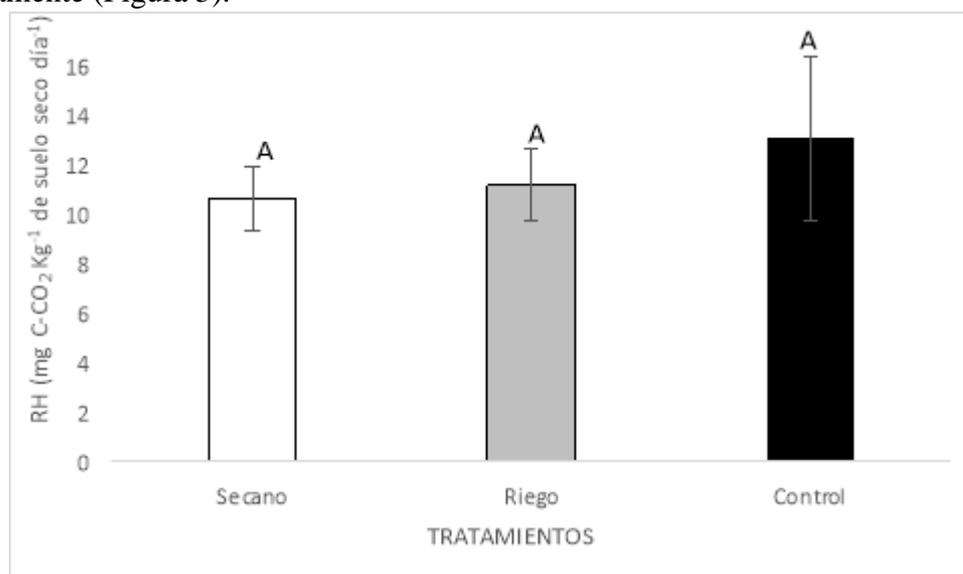


Figura 4. Respiración heterotrófica (RH) con valores expresados como el promedio diario calculado sobre los 21 días de incubación, para los distintos tratamientos de control, riego y seco, en los pastizales de la estepa Magallánica seca en Santa Cruz. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

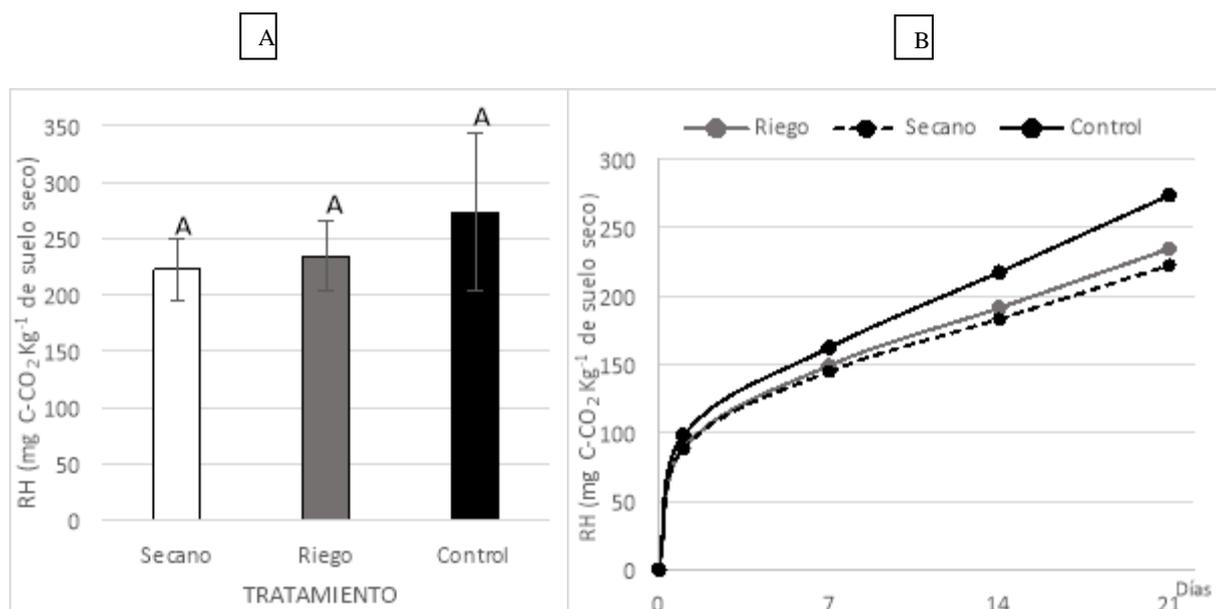


Figura 5. Respiración heterotrófica (RH) de los microorganismos en los pastizales de la estepa Magallánica seca en Santa Cruz. (A). Respiración acumulada durante los 21 días de incubación y (B) dinámica de la Respiración microbiana para cada día de medición del experimento para los distintos tratamientos de control, riego y secano. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

DISCUSIÓN

Carbono de la biomasa microbiana

La disponibilidad de agua domina el crecimiento de las plantas y en consecuencia a los microorganismos edáficos en los ecosistemas (Reyer *et al.*, 2013). El CBM hallado en nuestro estudio concuerda con los reportados para otros pastizales semi-áridos que presentan características de precipitación y temperatura similar. Chen *et al.* (2020) y Liu *et al.* (2012) en ambientes semi-áridos situados en el interior de Mongolia obtuvieron valores similares a nuestro estudio (325 y 340 μg de C g^{-1} suelo seco).

En el presente trabajo se observó que el suelo que tuvo un aumento en la precipitación presentó un aumento del 33% en el carbono contenido en la biomasa microbiana, respecto al tratamiento control. En forma similar algunos autores señalan que en otros suelos de pastizales semi-áridos sometidos a un incremento de precipitación con respecto a la precipitación natural obtuvieron un incremento en CBM de hasta 30% con respecto al suelo que no recibió riego (Chen *et al.*, 2020). En otras palabras, la disponibilidad de agua es un factor abiótico importante que regula el crecimiento de las comunidades microbianas en los ecosistemas (Sorensen *et al.*, 2013). Esto también ha sido demostrado en otros estudios al evaluar la respuesta del crecimiento en la biomasa microbiana del suelo en pastizales con similares condiciones ambientales a las que presentan los pastizales de la Patagonia Austral Argentina (Gallardo y Schlesinger, 1995; Cregger *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2016). Por otra parte, suelos de regiones con elevada precipitación situados en Brasil manifestaron valores de CBM de 644 μg de C g^{-1} suelo seco (Rangel-Vasconcelos, 2015), lo cual indica que una buena disponibilidad de humedad en el suelo es un factor importante para el desarrollo microbiano. Es probable que dicho incremento en el CBM se deba a una mayor disponibilidad de sustrato (nutrientes del suelo) al incrementarse el agua en el suelo y que la actividad de los microorganismos aumenta cuando mejoran las condiciones del ambiente edáfico (Stark y Firestone, 1995; Bell *et al.*, 2014). Hertenberger *et al.*, (2002) atribuyeron que la biomasa

microbiana aumenta como consecuencia de la interacción que existe entre las raíces de las plantas y microorganismos, ya que el crecimiento de plantas aumenta los restos vegetales que ingresan al suelo y también la liberación de exudados radicales que son aprovechados por los microorganismos para su crecimiento.

En cambio, el tratamiento de sequía no varió respecto al tratamiento control. Esto ha sido informado en otro trabajo en el que no se encontró una respuesta consistente del efecto del tratamiento sequía sobre la variable CBM, la cual depende del tipo de bioma y de la precipitación media anual de cada sitio (Ren *et al.*, 2017). Según, Geng *et al.*, (2015) el impacto de la sequía sobre el CBM está determinado por un contenido de humedad para el cual las comunidades de microorganismos del suelo no se ven afectadas, dado que existe una adaptación a esta perturbación. Es decir, el tratamiento de sequía en el presente informe podría plantearse como un estrés moderado, que permite la recuperación de la biota edáfica dada por la adaptación de los microorganismos a la sequía en estos ambientes.

Nitrógeno de la biomasa microbiana

En el presente estudio, no se encontraron diferencias en NBM en los distintos tratamientos. Estos resultados no se condicen con los datos obtenidos por Liu *et al.* (2008), en su experimento realizado en una estepa en el Condado de Duolun (China), donde simuló un incremento del 30% en las precipitaciones y esto aumentó casi en igual magnitud el valor de NBM. Por su parte, Canarini *et al.* (2017) analizaron el comportamiento de NBM en un pastizal australiano durante dos años consecutivos y encontraron que el nitrógeno contenido en la biomasa microbiana aumentaba durante el año más lluvioso. Además, las muestras de suelo de las parcelas que recibieron un tratamiento de sequía (reducción del 50% en precipitación) obtuvieron en todos los casos menor valor de NBM en comparación con las parcelas que no fueron sometidas a sequía. Es probable que nuestros resultados para NBM no hayan evidenciado diferencias dado que este nutriente es escaso, lo cual lleva a la existencia de competencia por este recurso entre las plantas y los microorganismos (Bardgett *et al.*, 2002) independientemente de la variación en el contenido de humedad en el suelo. Las variaciones de la precipitación podrían afectar de manera indirecta la dinámica de la absorción de N por parte de las plantas y los microorganismos, por lo tanto durante el crecimiento de las plantas estas realizan la mayor asimilación de N, limitando en consecuencia la disponibilidad de este elemento para los microorganismos (Homyak, 2017). A su vez el período relativamente corto del experimento 1 año de imposición de los tratamientos no llevó a cambios significativos sobre esta variable evaluada en el presente trabajo.

Respiración heterotrófica

Muchos estudios respaldan la teoría de que la respiración microbiana está determinada por factores ambientales como la humedad disponible en el suelo (Fang y Moncrief, 2001; Hamel *et al.*, 2006). En nuestro estudio, si bien no se encontraron diferencias significativas, la tendencia muestra que el tratamiento sequía fue el que obtuvo menor respiración por parte de los microorganismos, mientras que el tratamiento control evidenció el mayor valor de respiración heterotrófica. Estos resultados son concordantes con Montaña *et al.* (2016) quienes trabajando en las regiones Mexicanas Chihuahuense (217 mm) y Sonorense (335 mm) obtuvieron valores de flujo de CO₂ de 11,7 mg y 80,2 mg de C-CO₂kg⁻¹ de suelo seco día⁻¹, respectivamente. Por su parte, Zhang *et al.* (2006) informaron que en una pradera esteparia en la Meseta Tibetana (150mm) la respiración microbiana aumentaba en promedio un 25% durante la estación lluviosa, en comparación con la estación seca. Asimismo, un meta análisis realizado por Cueva-Rodríguez *et al.* (2016) ha dejado en evidencia que la respiración microbiana está vinculada principalmente a la disponibilidad de agua, pero también a la fertilidad de los suelos, ya que el contenido de C y N son utilizados por los microorganismos



para su desarrollo. Además está demostrado que la sequía prolongada provoca que la mineralización de C y N, la actividad y biomasa microbiana se vean inhibidas y reducidas (Hueso, 2012).

Es importante remarcar que en nuestro estudio la respiración microbiana fue medida en un solo año y por un período de 21 días. Dicho periodo probablemente resulta escaso para que los tratamientos presenten diferencias significativas entre sí.

CONCLUSIÓN

En el presente informe se mostraron los resultados obtenidos en el primer año de medición del proyecto de investigación PI 29/A 403. Los resultados del presente estudio indican que la modificación de la humedad del suelo durante un año influyó en el carbono microbiano, mientras que no se evidenciaron cambios en la actividad microbiana evaluada a través de la respiración heterotrófica, ni en el nitrógeno de la biomasa microbiana. Sin embargo, la respiración microbiana mostró una tendencia a disminuir cuando la humedad del suelo disminuye. Resulta interesante saber cómo responderán las variables analizadas durante la ejecución completa del proyecto (3 años) y de esta manera poder confirmar si el resto de los atributos como son NBM y la respiración heterotrófica muestran diferencias significativas entre los tratamientos o si por el contrario se mantienen como lo observado en el presente informe. Esta información es de suma importancia para entender la ecología de los pastizales de la Estepa Magallánica Seca de Santa Cruz y poder delinear pautas de manejo sustentables de acuerdo a los cambios climáticos que se avecinan.

AGRADECIMIENTOS

A mis profesores y directores de beca Dr. Peri Pablo y Dra. Gargaglione Verónica, a mi hermano Ing. Toledo Santiago. Ellos me acompañaron durante el período de beca brindándome su acompañamiento, conocimiento y paciencia para poder cumplir con los objetivos propuestos en este trabajo y lograr familiarizarme con el mundo de la investigación hasta ahora desconocido para mí.

A los referentes de la EEA del INTA RIO GALLEGOS, que me permitieron desempeñar mis tareas del presente trabajo en su laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- ADACHI, M., Y. S. BEKKU, W. RASHIDAH, T. OKUDA AND H. KOIZUMI. (2006). Differences in soil respiration between different tropical ecosystems. *Appl. Soil Ecol.* 34(2- 3):258-265.
- ADU J. K., OADES J. M. (1978). Physical factors influencing decomposition of organic materials in soil aggregates. *Soil Biology and Biochemistry.* 10(2): 109-115.
- BARDGETT, R. D., STREETER, T. C., COLE, L., HARTLEY, I. R. (2002). Linkages between soil biota, nitrogen availability, and plant nitrogen uptake in a mountain ecosystem in the Scottish Highlands. *Applied Soil Ecology*, 19(2), 121-134.
- BELL, C. W., TISSUE, D. T., LOIK, M. E., WALLENSTEIN, M. D., ACOSTA-MARTINEZ, V., ERICKSON, R. A., ZAK, J. C. (2014). Soil microbial and nutrient responses to 7 years of seasonally altered precipitation in a Chihuahuan Desert grassland. *Global change biology*, 20(5), 1657-1673.



- CANARINI A., MARIOTTE P., INGRAM L., MERCHANT A., DIJKSTRA F.A. (2017). Mineral-Associated Soil Carbon is Resistant to Drought but Sensitive to Legumes and Microbial Biomass in an Australian Grassland. *Ecosystems* (2018) 21: 349–359
- CARMONA M. R., AGUILERA M., PÉREZ C. A., SEREY I. (2006). Actividad respiratoria en el horizonte orgánico de suelos de ecosistemas forestales del centro y sur de Chile. *Gayana. Botánica*. 63(1): 1-12.
- CHAPIN F. S., MATSON P. A., MOONEY H. A. (2002). Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag, New York. 436 pp.
- CHEN H., ZHAO X., LIN Q., LI G., KONG W. (2020). Spring watering interactively improves aboveground net primary productivity and soil microbial biomass in a semi-arid grassland of China. *Catena* 189 104478.
- COCHRAN V. L., ELLIOTT L. F., LEWIS C. E. (1989). Soil microbial biomass and enzyme activity in subarctic agricultural and forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 7(4): 283-288.
- CREGGER, M.A., SCHADT, C.W., MCDOWELL, N.G., POCKMAN, W.T., CLASSEN, A.T. (2012). Response of the soil microbial community to changes in precipitation in a semiarid ecosystem. *Appl. Environ. Microbiol.* 78, 8587–8594.
- CUEVA-RODRIGUEZ, A., ROBLES-ZAZUETA, C. A., GARATUZA-PAYAN, J., & YEPEZ, E. A. (2016). Soil respiration in Mexico: Advances and future directions. *Terra Latinoamericana*, 34, 253-269.
- EDGERTON D. L., HARRIS J. A., BIRCH P., BULLOCK P. (1995). Linear relationship between aggregate stability and microbial biomass in three restored soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(11): 1499-1501.
- FANG C., MONCRIEF J.B., (2001). The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. *Soil Biol. Biochem.* 33, 155–165.
- FIERER N., SCHIMMEL J. P. (2003). A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. *Soil Science Society of America Journal*, 67(3): 798-805.
- GALLARDO A., SCHLESINGER W.H. (1995). Factors determining soil microbial biomass and nutrient immobilization in desert soils. *Biogeochemistry* 28, 55–68.
- GONZÁLEZ, L., IGLESIAS, R., CIBILS, A. (2005). Campo experimental potrok aike Resultado de 15 años de labor técnica. INTA.
- GUPTA S. R., SINGH J. S. (1981). Soil respiration in a tropical grassland. *Soil Biology and Biochemistry*. 13(4): 261-268.
- HAMEL C., HANSON K., SELLES F., CRUZ A.F., LEMKS R., MCCONKEY B., ZENTNER, R.(2006). Seasonal and long-term resource-related variations in soil microbial communities in wheat-based rotations of the Canadian prairie. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2104–2116.
- HAYNES, R. J. (2000). Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zeland. *Soil Biol. Biochem.* 32: 211-219.
- HERTENBERGER, G., ZAMPACH, P., BACHMANN, G. (2002). Plant species affect the concentration of free sugars and free amino acids in different types of soil. *Journal of plant nutrition and soil science*, 165(5), 557-565.
- HOMYAK P.M., ALLISON S. D., HUXMAN T. E., GOULDEN M. L. AND TRESEDER K. K. (2017). Effects of drought manipulation on soil nitrogen cycling: A meta-analysis. *JGRBiogeosciences*. (122). 3260-3272.
- HOUGHTON J. T., DING Y. D. J. G., GRIGGS D. J., NOGUER M., VAN DER LINDEN P. J., DAI X., JOHNSON C. A. (2001). Climate change 2001: the scientific basis.

- HUESO S.; GARCÍA C., HERNÁNDEZ T. (2012). Severe drought conditions modify the microbial community structure, size and activity in amended and unamended soils. *Soil Biology & Biochemistry* 50: 167 – 173.
- JENKINSON, D. S., LADD J. N. (1981). Microbial biomass in soil: measurement and turnover. *Soilbiochemistry*, 5, 415-471.
- JENSEN K. D., BEIER C., MICHELSEN A., EMMETT B. A. (2003). Effects of experimental drought on microbial processes in two temperate heathlands at contrasting water conditions. *Applied Soil Ecology*. 24(2): 165-176.
- KANDELER E., BÖHM K. E. (1996). Temporal dynamics of microbial biomass, xylanase activity, N-mineralisation and potential nitrification in different tillage systems. *Applied Soil Ecology*. 4(3): 181-191.
- KREPS, G., MARTÍNEZ PASTUR, G., PERI, P. L. (2012). Cambio climático en Patagonia Sur: Escenarios futuros en el manejo de los recursos naturales. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- LAVELLE P., BLANCHART E., MARTIN A., MARTIN S., SPAIN A., TOUTAIN F., BAROIS I., SCHAEFER R. (1993). A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25: 130-150
- LIU, H., LI, L., HAN, X., HUANG, J., SUN, J. & WANG, H. (2006). Respiratory substrate availability plays a crucial role in the response of soil respiration to environmental factors. *AppliedSoilEcology* 32: 284- 292.
- LIU W., ZHANG Z., WAN S. (2008). Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Global Change Biology* (2009) 15, 184–195
- LIU, Z., LIU, G., FU, B., ZHENG, X. (2008). Relationship between plant species diversity and soil microbial functional diversity along a longitudinal gradient in temperate grasslands of Hulunbeir, Inner Mongolia, China. *Ecological Research*, 23(3), 511-518.
- LIU N., YINGJUN Z., SHUJUAN C., HAIMING K., LIJUN L. (2012). Impact of Grazing on Soil Carbon and Microbial Biomass in Typical Steppe and Desert Steppe of Inner Mongolia.
- LIU, W.X., ALLISON, S.D., XIA, J.Y., LIU, L.L., WAN, S.Q.(2016). Precipitation regime drives warming response of microbial biomass and activity in temperate steppe soils. *Biol. Fertil. Soils* 52, 469–477.
- LLOYD, J., & TAYLOR, J. A. (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Functionalecology*, 315-323.
- LUO Y., ZHOU X. (2006) *Soil respiration and the environment*. Academic Press, San Diego, CA.
- MONTAÑO, N. M., F. AYALA, S. H. BULLOCK, O. BRIONES, F. GARCÍA O., R. GARCÍA S., Y. MAYA, Y. PERRONI, C. SIEBE, Y. TAPIA T., E. TROYO Y E. YÉPEZ. (2016). Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana* 34: 39-59.
- OLIVA, G., GONZÁLEZ, L., RIAL, P., & LIVRAGHI, E. (2001). El ambiente en la Patagonia Austral. *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral*, 17-80.
- POWLSON, D. S. (1994). The soil microbial biomass: before, beyond and back.
- RAGHUBANSHI A. S. (1994). Effect of bamboo harvest on dynamics of nutrient pools, N mineralization, and microbial biomass in soil. *Biology and fertility of soils*. 18(2): 137-142.
- RAICH, J.W., SCHLESINGER, W.H. (1992). The global carbondioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44(2), 81-99.

- RAICH, J. W., & POTTER, C. S. (1995). Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global biogeochemical cycles*, 9(1), 23-36.
- RAICH, J. W., POTTER, C. S., & BHAGAWATI, D. (2002). Interannual variability in global soil respiration, 1980–94. *Global Change Biology*, 8(8), 800-812.
- RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T., ZARIN, D. J., OLIVEIRA, F. D. A., VASCONCELOS, S. S., CARVALHO, C. J. R. D., & SANTOS, M. M. D. L. S. (2015). Effect of water availability on soil microbial biomass in secondary forest in eastern Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39(2), 377-384.
- REN, C., ZHAO, F., SHI, Z., CHEN, J., HAN, X., YANG, G., REN, G. (2017). Differential responses of soil microbial biomass and carbon-degrading enzyme activities to altered precipitation. *Soil Biology and Biochemistry*, 115, 1-10
- REYER, C. P., LEUZINGER, S., RAMMIG, A., WOLF, A., BARTHOLOMEUS, R. P., BONFANTE, A., KLEIN, T. (2013). A plant's perspective of extremes: terrestrial plant responses to changing climatic variability. *Global change biology*, 19(1), 75-89.
- ROBERTSON, G.P., WEDIN, D., GROFFMANN, P.M., BLAIR, J.M., HOLLAND, E.A., NADELHOFFER, K.J., HARRIS, D. (1999). Soil carbon and nitrogen availability: nitrogen mineralization, nitrification, and soil respiration potentials. In *Standard soil methods for long-term ecological research* (pp. 258-271).
- SAETRE, P., STARK, J. M. (2005). Microbial dynamics and carbon and nitrogen cycling following re-wetting of soils beneath two semi-arid plant species. *Oecologia*. 142(2): 247-260.
- SCHLESINGER, W. H., & ANDREWS, J. A. (2000). Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48(1), 7-20.
- SEARLE, P. L. (1984). The Berthelot or indophenol reaction and its use in the analytical chemistry of nitrogen. A review. *Analyst*, 109(5), 549-568.
- SINGH, J. S., & GUPTA, S. R. (1977). Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems. *The botanical review*, 43(4), 449-528.
- SORENSEN, P. O., GERMINO, M. J., FERIS, K. P. (2013). Microbial community responses to 17 years of altered precipitation are seasonally dependent and coupled to co-varying effects of water content on vegetation and soil C. *Soil Biology and Biochemistry*, 64, 155-163.
- STARK, J. M., & FIRESTONE, M. K. (1995). Mechanisms for soil moisture effects on activity of nitrifying bacteria. *Applied and environmental microbiology*, 61(1), 218-221.
- SUBKE, J. A., Inglima, I., & Francesca Cotrufo, M. (2006). Trends and methodological impacts in soil CO₂ efflux partitioning: a meta analytical review. *Global Change Biology*, 12(6), 921-943.
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soilbiology and Biochemistry*, 19(6), 703-707.
- VÁSQUEZ, E., DÁVILA ZÚÑIGA, D. (2008). Efecto de la humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de laboratorio. *Ecología Aplicada*. 7(1-2): 123-130.
- WARDLE D. A. (1998). Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global-scale synthesis. *Soil Biology and Biochemistry*. 30(13): 1627-1637
- WU Z.T., DIJKSTRA P., KOCH G.W., PEÑUELAS J. & HUNGATE B.A.(2011). Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Glob Chang Biol* 17:927–942.
- YAN L., CHEN S., HUANG J. & LIN G. (2010). Differential responses of auto- and heterotrophic soil respiration to water and nitrogen addition in a semiarid temperate steppe. *Glob Chang Biol* 16: 2345–2357

ZHANG D., SHI P., HE Y., XU L., ZHANG X. (2006). Quantification of Soil Heterotrophic Respiration in the Growth Period of Alpine Steppe-Meadow on the Tibetan Plateau [J]. JOURNAL OF NATURAL RESOURCES, 21(3): 458-464.

