

## EFFECTOS DEL SECADO Y REHUMEDECIMIENTO DEL SUELO SOBRE LA BIOMASA MICROBIANA, CARBONO ORGANICO SOLUBLE Y NITROGENO INORGANICO

L I PICONE<sup>1</sup>, F O GARCIA<sup>1</sup>, C W RICE<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Unidad Integrada INTA-FCA, C.C. 276 (7620) Balcarce, Argentina, <sup>2</sup> Department of Agronomy, Kansas State University, Manhattan, Kansas, EE.UU.

### EFFECTS OF SOIL DRYING AND REWETTING ON MICROBIAL BIOMASS, SOLUBLE-ORGANIC CARBON AND INORGANIC NITROGEN

The dynamics of the soil microbial biomass play an important role in the transformations of nutrients such as carbon, nitrogen, phosphorus, and sulfur. Drying and rewetting may affect microbial biomass dynamics and nutrient availability for plants. The objective of this research was to study the effect of drying and rewetting on microbial biomass dynamics, availability of organic carbon, and net nitrogen mineralization under different management conditions. The evolution of CO<sub>2</sub>-C production, microbial biomass carbon, soluble organic carbon, and inorganic nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) was monitored in Kennebec soil under agricultural and prairie management. Treatments evaluated were 1) soil at field moisture, 2) air-dried soil, and 3) air-dried and rewetted soil. Immediately after rewetting there was a flush of microbial activity and net nitrogen mineralization because of greater availability of substrate caused by the release of new organic compounds and/or death of microorganisms. Microbial biomass carbon decreased because of rewetting of dry soils but it was not directly affected by air-drying. The decrease of microbial biomass carbon was proportionally similar for both management conditions. The flush of nitrogen mineralization and CO<sub>2</sub>-C production, and the increase in soluble organic carbon were greater in Kennebec prairie than Kennebec agriculture because of the higher levels of soil organic matter and microbial biomass under prairie than under agricultural management.

**Key words:** Microbial biomass - Drying-rewetting - Carbon - Nitrogen

### INTRODUCCION

Los residuos y la materia orgánica del suelo son la fuente de sustrato para los microorganismos y de nutrientes para las plantas. La biomasa microbiana del suelo es el agente de transformación de las sustancias orgánicas y, a la vez, un reservorio de nutrientes para las plantas (Paul, Clark 1989). La cinética de la mineralización de elementos tales como carbono y nitrógeno, así como la degradación de muchos compuestos químicos dependen de la concentración de sustrato y requieren a la biomasa microbiana como agente reactivo (van Veen *et al.* 1981). Por lo tanto, el rol de la biomasa microbiana como agente de transformación de sustancias orgánicas en formas disponibles para las plantas es fundamental en el flujo de nutrientes en ecosistemas naturales y cultivados (Paul, Clark 1989).

La dinámica de la biomasa microbiana es afectada principalmente por el aporte de sustrato, la temperatura del suelo y la disponibilidad de agua (McGill *et al.* 1986).

Asimismo, el secado y rehumedecimiento de los suelos afecta la dinámica de la misma (Bottner 1985, Kieft *et al.* 1987). Van Gestel *et al.* (1993) indican que el efecto de secado-rehumedecimiento sobre la biomasa microbiana depende de las propiedades intrínsecas de la biota y de su adaptación a este tipo de eventos. El ciclo de secado-

rehumedecimiento genera pulsos de mineralización de carbono y nitrógeno (Soulides, Allison 1961). Estos pulsos afectan la estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable y de la tasa de mineralización, y pueden causar una subestimación de la mineralización de nitrógeno (Cabrera 1993, Campbell *et al.* 1988).

Si bien, se han conducido evaluaciones de los efectos de secado-rehumedecimiento en distintos suelos y climas, no se ha estudiado la respuesta de la biomasa microbiana, conjuntamente con la respiración y el contenido de carbono y nitrógeno disponible, para suelos similares pero con manejos contrastantes. En este trabajo se evaluó el efecto del secado y rehumedecimiento del suelo a corto plazo en el carbono de la biomasa microbiana (CBM), el carbono orgánico soluble (COS), el nitrógeno inorgánico (NI) y la actividad microbiana (AM) en suelos correspondientes a una misma serie bajo manejo agrícola y de pastura.

### MATERIALES Y METODOS

#### Suelos

Muestras compuestas de suelo se extrajeron a una profundidad de 0-15 cm, de dos áreas correspondientes a la serie Kennebec (Hapludol cumúllico). Una de áreas esta ubicada en Konza Prairie Research Natural Area (Kansas, EEUU), un remanente no

disturbado de la pradera de pastos altos de las Grandes Llanuras de Norteamérica dominado por gramíneas C-4 tales como *Andropogon gerardii* Vitman, *Andropogon scoparius* Michaux, *Sorghastrum nutans* (L.) Nash y *Panicum virgatum* (L.). La otra área, localizada en el campo experimental de Kansas State University (Manhattan, Kansas, EEUU), tiene un manejo prolongado de rotación de cultivos anuales (maíz, sorgo, trigo). El horizonte superficial del suelo bajo pastura presentaba 35,2 g kg<sup>-1</sup> de carbono total; 2,51 g kg<sup>-1</sup> de nitrógeno total; pH (1:1, suelo:agua) 6,7; 284 g kg<sup>-1</sup> de arcilla; 102 g kg<sup>-1</sup> de limo y 614 g kg<sup>-1</sup> de arena; y el del suelo con agricultura 12,4 g kg<sup>-1</sup> de carbono total; 1,09 g kg<sup>-1</sup> de nitrógeno total; pH (1:1, suelo:agua) 6,5; 223 g kg<sup>-1</sup> de arcilla; 110 g kg<sup>-1</sup> de limo y 667 g kg<sup>-1</sup> de arena.

### Tratamientos

Cuatro muestras compuestas de suelo, de cada manejo, con su contenido de humedad de campo se tamizaron por 4 mm. La mitad de cada muestra se mantuvo con el contenido original de humedad y el resto se seco a temperatura ambiente, aproximadamente 22°C, durante 5 días. Para lograr un secado uniforme, las muestras de suelo se distribuyeron en capas muy delgadas y homogéneas. Una parte de estas muestras secas al aire fue mantenida con su contenido de humedad y la otra, rehumedecida ajustando el contenido de agua en el suelo bajo pastura a 0,30 g g<sup>-1</sup> y en el suelo con agricultura a 0,20 g g<sup>-1</sup> que corresponden a valores de contenido de agua del 90% de la capacidad de campo. El rehumedecimiento se efectuó agregando agua destilada con un atomizador y mezclando con cuidado para distribuir uniformemente el agua en el suelo.

Inmediatamente luego del rehumedecimiento, las muestras secas-rehumedecidas junto con las húmedas y secas al aire (cuatro repeticiones por tratamiento) se incubaron durante seis días a 25°C, para determinar AM a través de la producción de C-CO<sub>2</sub>. Con este fin, se agregaron 20 g de suelo a un erlenmeyer de 125 ml el cual se colocó dentro de un recipiente que fue cerrado herméticamente mediante una tapa provista de una septa, a través de la cual se puede muestrear el espacio aéreo. La producción acumulada de C-CO<sub>2</sub> se midió a las 2 horas de incubación, cada 10 horas durante los dos primeros días de incubación y cada 24 horas en los cuatro días restantes. La concentración de C-CO<sub>2</sub> se cuantificó en un cromatógrafo de fase gaseosa (Shimadzu GC-8A) equipado con un detector de conductividad térmica y una columna Porapak Q de 2 m de largo que opera a 70°C, con una velocidad del gas transportador helio de 14 ml min<sup>-1</sup>. La producción de C-CO<sub>2</sub> se calculó a partir de la concentración de C-CO<sub>2</sub> presente en la fase gaseosa muestreada, en este caso 1 ml, el espacio aéreo total del recipiente y el peso seco del suelo.

Para seguir la evolución del contenido de CBM, COS y NI, se incubaron paralelamente muestras de suelo seco-rehumedecido bajo las mismas condiciones que las de las muestras empleadas para medir C-CO<sub>2</sub>. Cada vez que se determinaba la producción de C-CO<sub>2</sub>, se tomaban submuestras de estas muestras incubadas para determinar CBM, COS y NI. EL contenido de CBM se determinó por el método de fumigación-extracción (Vance *et al.* 1987). Una muestra de suelo de 20 g fue agregada a un erlenmeyer de 125 ml, el cual se colocó en un desecador que tenía en la base un papel humedecido y un vaso de precipitado conteniendo 50 ml de cloroformo (libre de etanol) con algunas perlas de vidrio.

El desecador fue evacuado aplicando vacío tres veces y por aproximadamente 30 segundos en cada una de ellas. Inmediatamente después de la última aplicación de vacío, el desecador permaneció cerrado por 24 horas para permitir la difusión de los vapores de cloroformo. Paralelamente, en otro desecador se colocó otra muestra de suelo pero sin fumigar. Transcurridas 24 horas, el cloroformo se eliminó evacuando el desecador ocho

veces durante 3 minutos; luego las muestras fumigadas y sin fumigar fueron removidas para determinar su contenido de COS. El COS se extrajo agitando 20 g de suelo con 100 ml de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5M durante 1 hora a 300 rpm. La suspensión de suelo se centrifugó durante 10 minutos a 16000 g y el contenido de carbono del sobrenadante se determinó por oxidación con persulfato promovida por luz ultravioleta, en un autoanalizador Dohrman DC180.

Para las determinaciones de NI, 20 g de suelo se agitaron con 100 ml de KCl 1M por 1 hora a 300 rpm sobre un agitador orbital y posteriormente centrifugaron durante 10 minutos a 16000 g. El sobrenadante se filtró a través de una malla de nylon (10 µm) y analizó para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por el método del salicilato-hipoclorito (Crooke, Simpson 1971) y para N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por la técnica de Griess-Ilosvay (Keeney, Nelson 1982) en un autoanalizador Alpkem. Los contenidos de CBM, COS y NI se expresaron en mg kg<sup>-1</sup> de suelo seco. Los análisis de varianza y la separación de las medias por la diferencia mínima significativa (DMS) fueron ejecutados usando el procedimiento GLM de SAS (SAS Institute, 1988).

## RESULTADOS

### Actividad microbiana

El rehumedecimiento del suelo seco al aire aumento drásticamente la AM en el suelo bajo pastura (Figura 1), siendo significativamente (P<0,0001) mayor que la del suelo mantenido con su contenido inicial de humedad. En el suelo agrícola, si bien se observó un pulso de AM como resultado del rehumedecimiento, este fue de mucha menor magnitud que en el suelo bajo pastura. La producción total de C-CO<sub>2</sub> a las 140 horas de incubación fue significativamente (P<0,0001) mayor en el suelo con pastura que en el agrícola, en los tratamientos con el

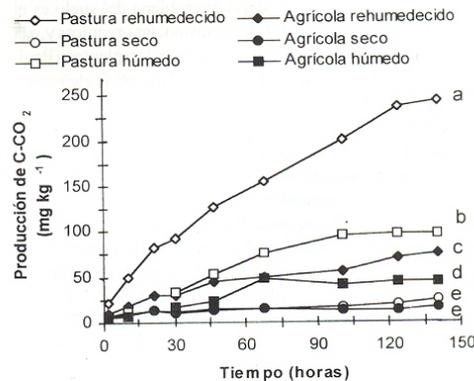


Figura 1: Evolución de la producción de C-CO<sub>2</sub> en suelos de la serie Kennebec bajo pastura y agrícola. Letras diferentes dentro de un mismo manejo indican diferencias significativas a P<0,05 en la producción total de C-CO<sub>2</sub> al final del período de incubación.

contenido de humedad de campo y rehumedecidos. Para el suelo agrícola la producción de C-CO<sub>2</sub> fue 56,4 mg C kg<sup>-1</sup> y para el de pastura 102,0 mg C kg<sup>-1</sup>, en el caso de las muestras mantenidas con su contenido original de humedad de campo; mientras que en las muestras secas-rehumedecidas fue 74,1 mg C kg<sup>-1</sup> y 243,1 mg C kg<sup>-1</sup> para el suelo agrícola y de pastura, respectivamente. No se observaron diferencias significativas en AM cuando ambos suelos estaban secos al aire, promediando 20 mg C kg<sup>-1</sup>.

### Biomasa microbiana

En ambos sistemas de manejo, el secado al aire no afectó el contenido de CBM del suelo, siendo el CBM inicial del suelo de pastura (1.080 mg C kg<sup>-1</sup>) significativamente ( $P < 0,0033$ ) mayor que el del suelo agrícola (367 mg C kg<sup>-1</sup>). Inmediatamente después del rehumedecimiento, el contenido de CBM disminuyó desde un valor de 1.014 mg C kg<sup>-1</sup> que corresponde al suelo seco al aire a 694 mg C kg<sup>-1</sup> en el suelo de pastura y desde 360 mg C kg<sup>-1</sup> a 273 mg C kg<sup>-1</sup> en el suelo agrícola. Por lo tanto, la biomasa muerta por efecto del rehumedecimiento fue de 320 y 87 mg C kg<sup>-1</sup> para el primer y segundo suelo, respectivamente. Después de esta disminución inicial, el contenido de CBM permaneció relativamente constante (Figura 2). En el suelo bajo pastura, los valores fluctuaron desde un mínimo de 671 mg C kg<sup>-1</sup> hasta un máximo de 727 mg C kg<sup>-1</sup>; en el suelo agrícola el contenido de CBM mostró una variación mayor, 267 a 378 mg C kg<sup>-1</sup>. Al final

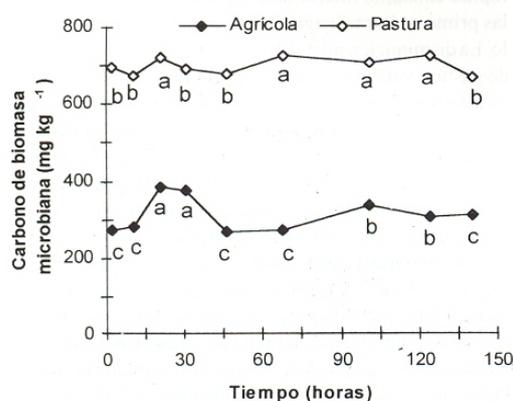


Figura 2: Evolución del carbono de la biomasa en suelos rehumedecidos de la serie Kennebec bajo pastura y agrícola. Letras diferentes dentro de un mismo manejo indican diferencias significativas a  $P < 0,05$ .

del período de incubación, el CBM de los suelos rehumedecidos era menor que el de los suelos antes de secar, siendo mas marcada esta diferencia para el suelo bajo pastura.

### Carbono orgánico soluble

El secado al aire resultó en un aumento significativo ( $P < 0,0001$ ) del COS: desde 38,1 a 140 mg C kg<sup>-1</sup> en el suelo de pastura y desde 38,2 a 54,3 mg C kg<sup>-1</sup> en el suelo agrícola; aumentos del 266% y 42% para el suelo de pastura y agrícola, respectivamente.

El rehumedecimiento disminuyó el contenido de COS, pero dicha disminución fue mayor para el suelo de pastura (Figura 3). En este último suelo, el contenido de COS del suelo seco al aire (139 mg C kg<sup>-1</sup>) disminuyó rápidamente a 53 mg C kg<sup>-1</sup> a las 30 horas después del rehumedecimiento, tiempo a partir del cual se mantuvo prácticamente constante hasta llegar a un valor de 49 mg C kg<sup>-1</sup> al final de la incubación. Por el contrario, en el suelo agrícola el COS inicial de 54 mg C kg<sup>-1</sup> decreció lentamente hasta alcanzar un valor final de 39 mg C kg<sup>-1</sup>, similar al del suelo con su contenido original de humedad.

### Nitrógeno inorgánico

Debido al secado, el contenido de NI aumentó 94% y 13% en el suelo de pastura y agrícola, respectivamente. Su valor incrementó desde 2 a 3,9 mg N kg<sup>-1</sup> en el suelo de pastura y desde 8,8 a 9,9 mg N kg<sup>-1</sup> en el agrícola. En los

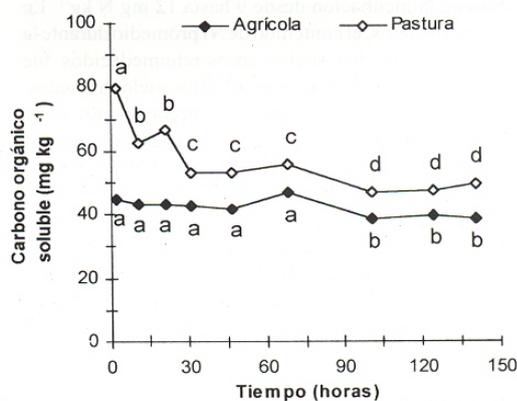


Figura 3: Evolución del contenido de carbono orgánico soluble en suelos rehumedecidos de la serie Kennebec bajo pastura y agrícola. Letras diferentes dentro de un mismo manejo indican diferencias significativas a  $P < 0,05$ .

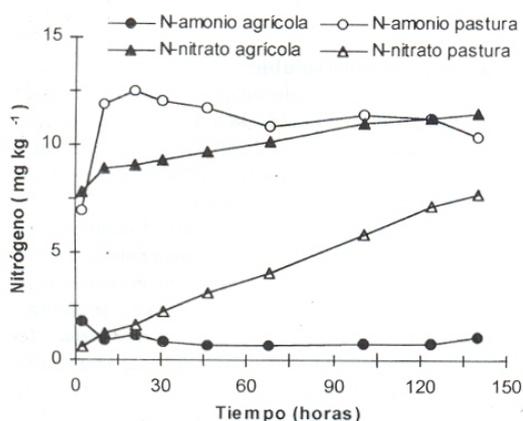


Figura 4 : Evolución del contenido de  $N-NH_4^+$  y  $N-NO_3^-$  en suelos rehumedecidos de la serie Kennebec bajo pastura y agrícola.

suelos rehumedecidos, la cantidad de NI fue aumentando a través del período de incubación, pero la cantidad y la dinámica de producción de nitrógeno mineralizado es distinta para cada manejo (Figura 4).

En el suelo de pastura, el contenido de NI casi se duplicó ascendiendo desde 7 a 13  $mg\ N\ kg^{-1}$  en las 10 horas posteriores al rehumedecimiento, a partir de este momento aumentó paulatinamente hasta alcanzar un valor de 18  $mg\ N\ kg^{-1}$  al final de la incubación. En el suelo agrícola, el nivel de NI incrementó gradualmente durante la incubación desde 9 hasta 12  $mg\ N\ kg^{-1}$ . En ambos manejos, el contenido de NI promedio durante la incubación de los suelos secos-rehumedecidos fue significativamente mayor que el de los suelos húmedos.

En el suelo bajo pastura, las concentraciones de  $N-NH_4^+$  fueron inicialmente altas, pero comenzaron a decrecer en las últimas horas de incubación mientras los niveles de  $N-NO_3^-$  aumentaban (Figura 4). Al final del período de incubación el suelo tenía 10  $mg\ N-NH_4^+\ kg^{-1}$  y 8  $mg\ N-NO_3^-\ kg^{-1}$ . En el suelo agrícola, las cantidades de  $N-NO_3^-$  aumentaron durante toda la incubación mientras que las de  $N-NH_4^+$  permanecieron muy bajas. Al final del período de incubación casi todo el NI estaba presente como  $N-NO_3^-$ .

## DISCUSION

Los incrementos en la producción de  $C-CO_2$  después del secado y rehumedecimiento de los suelos son coincidentes con los observados por otros autores (Orchard,

Cook 1983, Kieft *et al.* 1987, van Gestel *et al.* 1993). La mayor AM se explicaría por la mayor disponibilidad de sustrato debido a los efectos causados por el secado y rehumedecimiento. Al secar el suelo se produce la disrupción física de los agregados y la desorción de compuestos orgánicos de la superficie de los coloides con la consecuente mayor disponibilidad de sustrato a partir de la materia orgánica no proveniente de la biomasa microbiana. Esta mayor disponibilidad de sustrato debido al efecto físico del secado se verifica en ambos suelos con el aumento del contenido de COS y de NI, sin alterar el contenido de CBM. Los aumentos de COS y NI son proporcionalmente mayores en el suelo de pastura que en el agrícola debido al mayor contenido de materia orgánica.

Un segundo efecto es el proceso de rehumedecimiento, que también afectaría la disponibilidad de sustrato orgánico debido a que produce la muerte de microorganismos del suelo, lo que se evidenció en una marcada disminución de CBM inmediatamente después del rehumedecimiento. Esta disminución fue proporcionalmente similar en ambos suelos sugiriendo que el tipo y el estado fisiológico de la población microbiana era semejante en ambos manejos. La completa mineralización de las células microbianas muertas durante las primeras horas de incubación parecería bastante improbable, ya que algunos constituyentes de las bacterias, como por ejemplo las paredes celulares son resistentes a la degradación. Según Anderson y Domsch (1978), un valor promedio de 41% del carbono microbiano de bacterias y hongos fue mineralizado durante 10 días de incubación a 22°, luego de su muerte por fumigación. Por lo tanto, otras formas de carbono como el carbono inmediatamente extractable después del secado podrían contribuir al rápido consumo microbiano y producción de  $C-CO_2$  en las primeras horas luego del rehumedecimiento del suelo. La disminución inicial de 60  $mg\ kg^{-1}$  de COS en el suelo de pastura y de 10  $mg\ kg^{-1}$  en el agrícola, podría explicar este destino. En las horas siguientes, los microorganismos muertos comenzarían a aportar  $C-CO_2$ , especialmente si consideramos que la producción total de  $C-CO_2$  excedió ampliamente al COS liberado a través del secado. Durante el ciclo de secado y rehumedecimiento, las células microbianas muertas y otras fuentes de materia orgánica se vuelven disponibles contribuyendo a incrementar la producción de  $C-CO_2$ . Este incremento responde a un aumento en la actividad respiratoria de los microorganismos que sobreviven al rápido rehumedecimiento, en lugar de un aumento en el tamaño de la biomasa microbiana la cual se mantiene relativamente constante durante la incubación de los suelos rehumedecidos.

En general, la alternancia de períodos secos y húmedos causa una disminución de la biomasa microbiana (van Veen *et al.* 1985, Cortez 1989). Según Bottner

(1985), el secado del suelo destruyó 1/3 a 1/4 de la biomasa microbiana y en cada ciclo luego del rehumedecimiento la biomasa progresivamente alcanzó su tamaño inicial. En esta experiencia, la biomasa microbiana disminuyó únicamente por efecto de rehumedecimiento de los suelos secos y no se recuperó durante la incubación. La discrepancia con los resultados de Bottner podría deberse a las distintas condiciones experimentales. El citado autor efectuó un secado muy rápido (24 horas) a 40°C y la duración del período de incubación luego del rehumedecimiento fue más prolongado, 15 a 20 días. Al secar el suelo a temperatura ambiente durante un período prolongado, la pérdida de agua sería más gradual permitiendo que la población microbiana se ajuste a las nuevas condiciones ambientales, acumulando solutos intracelulares que contrarrestan las disminuciones del potencial agua en el medio exterior (Harris 1981). Por el contrario, un aumento brusco del potencial agua por rehumedecimiento de suelos secos resultaría en la muerte de la biomasa microbiana debido a la lisis celular causada por un excesivo flujo de agua hacia la célula y/o al transporte de solutos orgánicos intracelulares fuera de ella (Kieft *et al.* 1987).

El pulso de mineralización neta de nitrógeno observado después del secado y rehumedecimiento también se atribuye a la mayor disponibilidad de sustrato por muerte de microorganismos y/o exposición de nuevas fuentes orgánicas (Marumoto *et al.* 1977, Seneviratne, Wild 1985, Mazzarino *et al.* 1991). El mayor pulso de mineralización de NI observado en los suelos de pastura en comparación con los suelos agrícolas coincide con la mayor producción de C-CO<sub>2</sub> y se relaciona con la mayor disponibilidad de compuestos orgánicos bajo manejo de pastura. La cinética del pulso de mineralización se ajustaría a una reacción de primer orden (Cabrera 1993). La mayor proporción de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> que de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo de pastura podría estar indicando que hubo un retraso en el proceso de nitrificación con respecto al de amonificación, tal como ha sido observado por otros investigadores en suelos bajo pastura (Rice, Pancholy 1972, García 1992).

Contrariamente, en el suelo agrícola los niveles de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fueron mayores que los de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante todo el experimento sin observarse ningún retraso en la nitrificación.

El secado-rehumedecimiento aumentó AM, COS y NI bajo los dos sistemas de manejo, pero dichos aumentos fueron significativamente mayores bajo pastura. El incremento del potencial agua por rehumedecimiento causó los mayores cambios en el tamaño de CBM resultando en una disminución porcentual similar bajo ambos manejos.

Estos cambios en CBM generados por secado-rehumedecimiento, deben ser considerados cuando se

evalúa la dinámica de la biomasa microbiana durante el crecimiento de cultivos y pasturas.

## REFERENCIAS

- Anderson J P E, Domsch K H. 1978. Mineralization of bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.* 8:209-213
- Bottner P. 1985. Response of microbial biomass to alternate moist and dry conditions in a soil incubated with <sup>14</sup>C- and <sup>15</sup>N labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.* 17:329-337
- Cabrera M L. 1993. Modeling the pulse of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:63-66
- Campbell C, Jame Y, Dejong R. 1988. Predicting net nitrogen mineralization over a growing season: model verification. *Can. J. Soil Sci.* 68:537-552
- Cortez J. 1989. Effect of drying and rewetting on mineralization and distribution of bacterial constituents in soil fractions. *Biol. Fertil. Soils* 7:142-151
- Crooke W, Simpson W. 1971. Determination of ammonium in Kjeldahl digests of crops by an automated procedure. *J. Sci. Food Agric.* 22:9-10
- García FO. 1992. Carbon and nitrogen dynamics and microbial ecology in tallgrass prairie. Ph.D. Dissertation, Kansas State University, Manhattan, Kansas. EEUU. pp 189. Diss. Abstr. 92-35625.
- Harris R F. 1981. Effect of water potencial on microbial growth and activity. En Parr J F, Gardner W R y Elliot L F (Eds.). *Water Potencial Relations in Soil Microbiology.* Soil Science Society of America, Madison. pp 23-95
- Keeney D, Nelson D. 1982. Nitrogen-Inorganic forms. En Page A *et al.* (Ed.) *Methods of Soil Analysis.* Part 2. 2nd. ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin. pp 643-689
- Kieft T L, Soroker E, Firestone M K. 1987. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. *Soil Biol. Biochem.* 19:119-126
- Marumoto T H, Akai H, Yoshida T, Harada T. 1977. Drying effect on mineralization of microbial cells and their cell walls in soil and contribution of microbial cell walls as a source of decomposable soil organic matter due to drying. *Soil Sci. Plant Nutr.* 23:9-19
- Mazzarino M J, Oliva L, Abril A, Acosta M. 1991. Factors affecting nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry Chaco, Argentina). *Plant Soil* 138:85-98
- McGill W B, Cannon K R, Robertson J A, Cook F D. 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L. after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Sci.* 66:1-19
- Orchard V A, Cook F J. 1983. Relationship between soil respiration and soil moisture. *Soil Biol. Biochem.* 15:447-453
- Paul E A, Clark F E. 1989. *Soil microbiology and biochemistry.* Academic Press, Inc. San Diego, California. pp 273
- Rice E L, Pancholy S K. 1972. Inhibition of nitrification by climax ecosystems. *Amer. J. Bot.* 59:1033-1040
- SAS Institute. 1988. *SAS procedures guide.* Version 6.03 ed. SAS Inst., Cary, North Caroline. pp 1028
- Seneviratne R, Wild A. 1985. Effect of mild drying on the mineralization of soil nitrogen. *Plant Soil* 84:175-179
- Soulides D A, Allison F E. 1961. Effect of drying and freezing

- soils on carbon dioxide production, available mineral nutrients, aggregation, and bacterial population. *Soil Sci.* 91:291-298
- Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19:703-707
- van Gestel M, Merckx R, Vlassak K. 1993. Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: The fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biol. Biochem.* 25:109-122
- van Veen J A, McGill W B, Hunt I. 1981. Simulation models of the Clark F E, Rosswall T (Eds). *Processes, Ecosystem Strategie Ecological Bulletins.* Stockholm
- van Veen J A, Ladd J N, Amato M. I. 1981. Microbial biomass C and nitrogen through the microbial l clay soil incubated with [ $^{14}\text{C}(\text{U})$ ] under different moisture regime: 756