

EFFECTO DE LA SEVERIDAD DE QUEMADO SOBRE LA CONCENTRACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO EN MONTÍCULOS E INTERMONTÍCULOS EN EL MONTE AUSTRAL

JUAN JOSÉ GAITÁN^{1*}; DONALDO EDUARDO BRAN¹ & FRANCISCO MURRAY²

¹INTA, EEA Bariloche, Área de Investigación en Recursos Naturales. C.C. 277 - S.C. de Bariloche (8400) Río Negro-Argentina. Tel. (02944) 422731. *jgaitan@bariloche.inta.gov.ar

²INTA, EEA Valle Inferior. Ruta Nac. N° 3 km 971, Viedma (8500) Río Negro - Argentina. Tel. (02920) 423474.

Recibido: 23/03/07

Aceptado: 17/09/07

RESUMEN

El efecto de la severidad de quemado sobre la concentración de carbono orgánico (COS) en los montículos vegetados y en los intermontículos de suelo desnudo fue evaluado 4 años luego de la ocurrencia de un incendio natural en un área del Monte Austral (provincia de Río Negro). Los montículos actúan como “islas de fertilidad” dado que la concentración de COS fue mayor que en los intermontículos. La concentración de COS en los intermontículos no fue afectada por el incendio. En cambio en los montículos se halló una disminución en la concentración de COS al incrementarse la severidad de quemado. La pérdida de COS podría inducir una degradación de los pastizales, por lo tanto las prácticas de manejo del fuego deberían tender a la realización de quemadas de baja severidad.

Palabras clave. Incendio, materia orgánica, montículos, intermontículos.

EFFECT OF BURN SEVERITY ON THE SOIL ORGANIC CARBON CONCENTRATION MOUNDS AND INTERMOUNDS IN THE MONTE AUSTRAL

ABSTRACT

The effect of burn severity on soil organic carbon concentration (COS) in vegetated mounds and in bare soil intermounds was evaluated 4 years after the occurrence of a natural fire in an area of the Monte Austral (Río Negro province). The mounds act as “fertility islands” since COS concentration was higher than in the intermounds. The COS concentration in the intermounds was not affected by fire. On the other hand, in the mounds a decrease in the COS concentration was found when the burn severity increased. The COS loss could induce rangelands degradation, therefore fire management practices should tend to the realization of low severity burns.

Key words: Burn, organic matter, mounds, intermounds.

INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas áridos y semiáridos la vegetación se presenta en forma discontinua, debido a la intensa competencia por agua, siguiendo un patrón espacial dado por un mosaico de dos fases, compuesto por parches vegetados y una matriz de suelo desnudo (Noy Meir, 1973). Ambas fases están sometidas a diferentes tasas de erosión y sedimentación (Coppinger *et al.*, 1991) y de de-

posición de residuos orgánicos (Tiedemann & Klemmedson, 1973; Burke *et al.*, 1998; Aguiar & Sala, 1999), así como a diferentes condiciones microclimáticas (Breshers *et al.*, 1997). Estas diferencias en los procesos físicos y biológicos entre ambos tipos de parches llevan a la formación de las denominadas “islas de fertilidad” bajo el canopeo de las plantas, donde el contenido de carbono orgánico y nutrientes es mayor que en el suelo desnudo (Schlesinger *et al.*, 1996).

En el Este de la provincia de Río Negro, la vegetación corresponde a la provincia fitogeográfica del Monte (Cabrera, 1971; León *et al.*, 1998). La cobertura de la vegetación, cercana al 60%, se distribuye en forma de parches o islas dominadas por arbustos, debajo de los cuales se desarrolla una alta cobertura de pastos y musgos, estas islas están rodeadas por suelo prácticamente desnudo. Las islas de vegetación se encuentran sobre montículos de hasta 50 cm de altura, los que según Rostagno & del Valle (1988) representan el antiguo nivel de la superficie del suelo que en las zonas desprovistas de vegetación se fue perdiendo, fundamentalmente, por erosión hídrica. Los montículos actúan como "islas de fertilidad" dado que el contenido de materia orgánica y nutrientes es superior a los intermontículos (Rostagno *et al.*, 1991).

El fuego es un disturbio recurrente en estos pastizales. Los incendios pueden ser naturales o provocados con la finalidad de mejorar la calidad y cantidad de forraje a través de una reducción en la cobertura de arbustos y un aumento en la cobertura de pastos más palatables para el ganado. Sin embargo, en esta región, poco se sabe acerca de los posibles impactos de estas prácticas sobre el suelo. El fuego puede producir pérdidas de carbono orgánico (COS) por volatilización durante el incendio, además la pérdida de cobertura vegetal postfuego puede acelerar los procesos de erosión llevando a la destrucción de las "islas de fertilidad". Los efectos del fuego sobre los ecosistemas dependen en gran medida de la severidad de quemado (Schimmel & Granstrom, 1996) que es un indicador de la magnitud del daño producido por

el fuego sobre la vegetación u otros componentes del ecosistema, y depende de la intensidad del fuego (la magnitud del calor producido por unidad de tiempo y espacio) y de las características propias de los distintos componentes biofísicos preexistentes.

El objetivo de este trabajo es evaluar la concentración COS en montículos e intermontículos de áreas quemadas con distinta severidad en el Monte Austral de la provincia de Río Negro. Nuestra hipótesis es que las pérdidas de COS en los montículos vegetados aumentan con la severidad de quemado mientras que en los intermontículos el impacto sería relativamente menor, por lo tanto la distribución espacial de esta variable tiende a hacerse más homogénea.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada entre los 40°27'04" y 40°48'28" de latitud sur y los 64°42'00" y 64°26'37" de longitud oeste, en el este de la provincia de Río de Negro y comprendió sectores afectados por incendios naturales en febrero de 2002. El clima es subtemplado seco de transición. La temperatura media anual es de 15,3 °C y las precipitaciones promedian los 244 mm anuales. Los suelos dominantes de la zona son clasificados como Paleargides y Haplargides típicos. La vegetación está dominada por un estrato arbustivo (*Larrea* spp., *Prosopis alata*, *Condalia microphylla*, *Schinus* sp., *Monttea aphylla* y *Chuquiraga erinacea*) y un estrato de pastos y hierbas (*Stipatenuis*, *Poa ligularis* y *S. speciosa*).

Tabla 1. Características del estrato arbustivo utilizadas para asignar Índices de Severidad de quemado (IS).
Table 1. Shrub layer characteristics utilized to assign Burn Severity Index (IS).

Características	
IS1	Los arbustos mantienen parte de su copa viva.
IS2	Los arbustos están secos pero mantienen la mayor parte de su biomasa en pie, no han sido destruidas las ramas finas e incluso parte de las hojas quedan secas en pie.
IS3	Los arbustos presentan la mayor parte de su estructura en pie, conservan ramas de menos de 0,6 cm de diámetro, las hojas han sido totalmente destruidas por el fuego.
IS4	Los arbustos sólo conservan ramas de 0,6 a 2 cm de diámetro en pie.
IS5	Sólo quedan las bases de los troncos principales, por lo general con una altura menor a 20 cm, o ramas aisladas con más de 2 cm de diámetro.

En base a la interpretación visual de una imagen Landsat TM5 PR 228-88 del 3 de abril de 2002 se delimitó un área incendiada en febrero de 2002 que comprendió aproximadamente 35.000 hectáreas. A los 7 meses posteriores al incendio (septiembre de 2002) se realizaron observaciones de la vegetación en 51 sitios (44 quemados y 7 no quemados), los cuales fueron ubicados, dentro de esta área, lo más homogéneamente posible en función de las rutas y accesos disponibles. En cada sitio se registraron las coordenadas geográficas mediante un Geo-Posicionador Satelital y se estimó, dentro de un área de aproximadamente 50 x 50 m, el índice de severidad de quemado (IS), en forma visual, mediante una escala de 6 clases (IS0: testigos no quemados, IS1: menor severidad, a IS5: mayor severidad), en función de la biomasa en pie del estrato arbustivo (Tabla 1; Bran *et al.*, en prensa). En el momento de la realización de esta estimación no se había producido rebrote de los arbustos por lo que la biomasa era el remanente postfuego.

A los 51 meses posteriores al incendio (mayo de 2006) se realizó un muestreo de suelos en 30 de los sitios relevados en septiembre de 2003. El número de repeticiones de cada IS fue: IS0=5; IS1=4; IS2=5; IS3=7; IS4=7; IS5=5. En cada sitio se tomaron muestras del centro de 5 montículos, con las que se conformó una muestra compuesta, y de 5 intermontículos, las cuales también fueron reunidas para formar una muestra compuesta. Las muestras de suelo fueron tomadas de los 10 cm superficiales con un

barreno de 2,5 cm de diámetro. Las muestras de suelo fueron secadas al aire durante cinco días y tamizadas a través de una malla de 0,5 mm. Posteriormente se determinó la concentración de COS por el método de combustión húmeda de Walkey & Black (1934).

El análisis estadístico consistió en Análisis de Varianza entre sitios con distinto IS (tratamientos) para testear diferencias en la concentración de COS en los montículos y en los intermontículos (variables respuesta). Las diferencias fueron consideradas significativas cuando $p < 0,05$. La comparación de medias se realizó mediante el test LSD.

RESULTADOS

La concentración de COS en los intermontículos se mantuvo en 6,0-6,5 g.kg⁻¹ y no se hallaron diferencias entre las distintas severidades de quemado. En cambio en los montículos la concentración de COS mostró una tendencia a reducirse al aumentar la severidad de quemado desde aproximadamente 13,0 g.kg⁻¹ en los sitios no quemados hasta 8,0 g.kg⁻¹ en los sitios quemados con mayor severidad (Fig. 1).

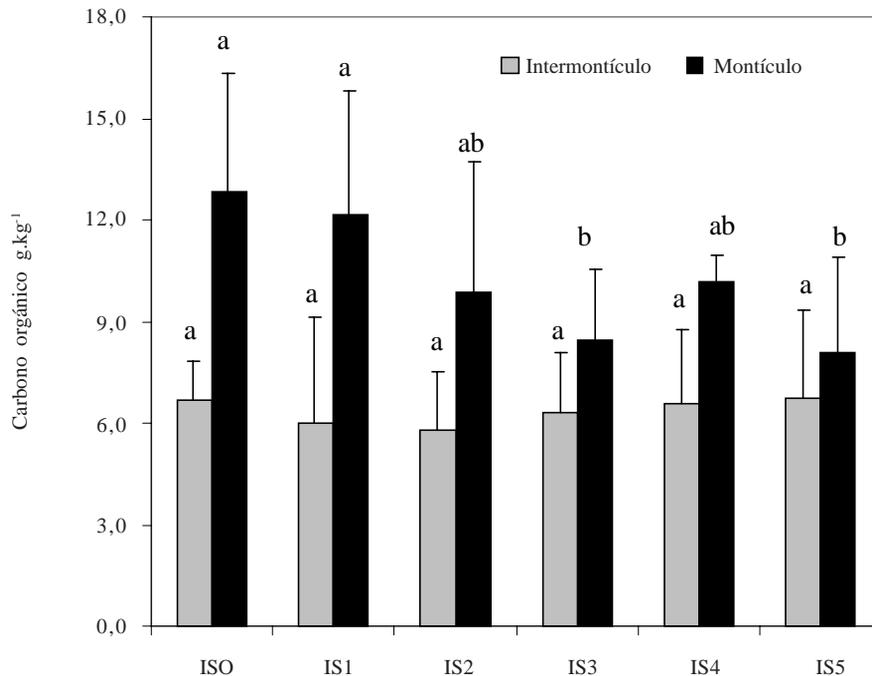


Figura 1. Concentración de carbono orgánico en los primeros 10 cm del suelo de intermontículos y montículos en áreas quemadas con distinta severidad. Las líneas arriba de las barras indican el desvío estándar. Letras distintas entre barras para un mismo tipo de parche indican diferencias significativas entre IS (LSD, $p < 0,05$).

Figure 1. Soil organic carbon concentration within the first 10 cm of the intermounds and mounds soils in areas burned with different severity. Lines above the bars indicate standard deviation. Different letters among bars within a same patch type indicates significant differences among IS (LSD, $p < 0,05$).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados confirman la existencia de “islas de fertilidad” en el suelo asociado al canopeo de los arbustos. Resultados similares han sido reportados por otros autores en estepas arbustivas de otras partes del mundo (García-Moya y McKell, 1970; Charley y West, 1975, 1977; Halvorson *et al.*, 1995; Schlesinger *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 2005). En el Monte Austral de la provincia de Chubut Rostagno *et al.* (1991) hallaron concentraciones de COS de $16,0 \text{ g.kg}^{-1}$ y $5,5 \text{ g.kg}^{-1}$ en los primeros 10 cm del suelo en montículos e intermontículos, respectivamente. En un sitio cercano al del presente estudio Distel *et al.* (2000) hallaron concentraciones de COS $13,4$ y $7,3 \text{ g.kg}^{-1}$ en montículos bajo arbustos de *Larrea divaricata* y en intermontículos, respectivamente. Los resultados de estos estudios son similares a los hallados en este trabajo en los testigos no quemados.

Los resultados obtenidos apoyan nuestra hipótesis y sugieren que el fuego produce una pérdida de COS de las “islas de fertilidad” y que estas pérdidas son mayores cuanto mayor es la severidad de quemado. Las pérdidas pueden producirse por volatilización durante el transcurso del incendio (Rice & Owensby, 2001) o por la acción erosiva del viento y del agua que llevan a la destrucción de los montículos. Ambos procesos se intensifican al aumentar la severidad de quemado, dado que en sitios con alto IS las temperaturas durante el incendio alcanzan valores mayores, con lo cual aumentan las pérdidas por volatilización. Además en los sitios con alto IS los daños sobre la vegetación son mayores y la regeneración postfuego es más lenta (Bran *et al.*, en prensa), por lo tanto los montículos quedan más expuestos a la erosión.

La heterogeneidad edáfica inducida por la vegetación a través de la formación de las “islas de fertilidad” tiende a ser revertida por el fuego que lleva a una relativa homogeneidad en la distribución de los recursos edáficos. Resultados similares fueron obtenidos por Wilson & Thompson (2004) en estepas arbustivas de Arizona (EE.UU.). Estos autores hallaron concentraciones de COS de $19,0 \text{ g.kg}^{-1}$ y $9,0 \text{ g.kg}^{-1}$ debajo del canopeo de *Prosopis vetulina* y en los espacios de suelo desnudo, respectivamente, en un sitio no quemado. Mientras que en el sitio quemado los valores de COS fueron $13,5 \text{ g.kg}^{-1}$ y $10,0 \text{ g.kg}^{-1}$ debajo del canopeo y en los espacios de suelo desnudo, respectivamente. La heterogeneidad edáfica es una propiedad importante de los ecosistemas ya que afecta muchos procesos que determinan su funcionamiento, tales como ciclos biogeoquímicos (Burke, 1989; Hook & Burke, 2000), productividad primaria neta (Noy Meir, 1981; Ludwig *et al.*, 1994), frecuencia e intensidad de los disturbios (Senft *et al.*, 1985) y aspectos de la biodiversidad (Shmida & Wilson, 1985). Por lo tanto los cambios

en la heterogeneidad edáfica pueden producir cambios importantes en el funcionamiento de los ecosistemas (Schlesinger *et al.*, 1990). Estos cambios afectarían las relaciones de competencia y, de esta manera, la velocidad de regeneración postfuego de los distintos grupos funcionales de la vegetación.

Muchas propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos dependen o están directamente relacionadas con el contenido del COS. La importancia que se le reconoce al COS se debe a su intervención en procesos tales como el ciclo biogeoquímico de varios nutrientes y en la formación y estabilización de agregados (Tisdall & Oades, 1982). A través de estos procesos influye sobre el crecimiento de las plantas al regular el almacenamiento y disponibilidad de nutrientes y la dinámica del agua y del aire en el suelo. Dado que el COS está estrechamente vinculado a varias funciones del suelo ha sido propuesto como uno de los principales indicadores de la calidad de los suelos (Manley *et al.*, 1995). Si bien para estos ecosistemas no se conocen valores umbrales de concentración de COS que indiquen una degradación irreversible, las pérdidas observadas en los sitios con alto IS sugieren que la realización de quemados con alta severidad como práctica de manejo podrían comprometer la sustentabilidad de estos sistemas.

La evaluación de la regeneración postfuego de la vegetación mostró que los fuegos de baja severidad son los que producen un balance pastos/arbustos más favorable para la actividad ganadera, además son los más fáciles de controlar y los que menos daños materiales provocan (Bran *et al.*, en prensa). Los resultados de este trabajo apoyarían estas conclusiones al indicar que en los fuegos de bajo IS las “islas de fertilidad” se mantienen y no hay una pérdida de COS.

Sin embargo se deben tener presente las limitaciones de este tipo de estudios donde se analizan los efectos de incendios naturales cuya ocurrencia no puede ser anticipada ni controlada y por lo tanto no se cuenta con datos previos al incendio (Whelan & Whelan, 1995). En este estudio probablemente hayan existido diferencias entre sitios en la acumulación de material combustible debido a la heterogeneidad natural de la vegetación y a las distintas historias de fuego y pastoreo. Las diferencias en el material combustible acumulado tendrían influencia sobre la concentración de COS en los montículos y además, junto con las condiciones meteorológicas al momento del fuego, habrían determinado el IS observado en cada sitio. Por lo tanto podría existir una correlación positiva entre la concentración de COS prefuego y el IS. Si estas hipótesis son verdaderas la magnitud de las pérdidas de COS en los montículos al aumentar el IS sería mayor que la estimada tomando el ISO como nivel de referencia.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar, MR & OE Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 273-277.
- Bran, DE; GA Cecchi; JJ Gaitán; AJ Ayesa; & CR López. 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología Austral* 17(1). En prensa.
- Breshears, DD; PM Rich; FJ Barnes & K Campbell. 1997. Overstory-Imposed Heterogeneity in Solar Radiation and Soil Moisture in a Semiarid Woodland. *Ecological Applications* 7: 1201-1215.
- Burke, IC. 1989. Control of nitrogen mineralization in a sagebrush steppe landscape. *Ecology* 70: 1115-1126.
- Burke, IC; WK Laurenroth; MA Vinton; PB Hook; RH Kelly; HE Epstein; MR Aguiar; MD Robles; MO Aguilera; KL Murphy & RA Gill. 1998. Plant-soil interactions in temperate grasslands. *Biogeochemistry* 42: 121-143.
- Cabrera, AL. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14: 1-42.
- Coppinger, KD; WA Reiners; IC Burke & RK Olson. 1991. Net erosion on a sagebrush steppe landscape as determined by cesium-137 distribution. *Soil Science Society of American Journal* 55: 254-258.
- Charley, JL & NE West. 1975. Plant-induced soil chemical patterns in some shrub dominated semi-desert ecosystems of Utah. *Journal of Ecology* 63: 945-963.
- Charley, JL & NE West. 1977. Micro-patterns of nitrogen mineralization activity in soils of some shrub-dominated semi-desert ecosystems of Utah. *Soil Boil. Biochem.* 9: 357-365.
- Distel, RA; AS Moretto; GA Cecchi & AI Kropfl. 2000. Propiedades químicas del suelo bajo y entre arbustos de jarilla en el Monte Rionegrino. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, 11-14 de abril de 2000.
- García-Moya, E & CM McKell. 1970. Contribution of shrubs to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* 51: 81-88.
- Halvorson, JJ; JL Smith; H Bolton & RE Rossi. 1995. Evaluating shrub-associated spatial patterns of soil properties in a shrub-steppe ecosystem using multiple-variable geostatistics. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1476-1487.
- Hook, PB & IC Burke. 2000. Biogeochemistry in a shortgrass landscape: control by topography, soil texture and microclimate. *Ecology* 81: 2686-2703.
- León, RJC; D Bran; M Collantes; JM Paruelo & A Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8: 125-144.
- Ludwig, JA; DJ Tongway & SG Marsden. 1994. A flow-filter model for simulating the conservation of limited resources in spatially heterogeneous semi-arid landscapes. *Pacific Conservation Biology* 1: 209-213.
- Manley, JT; GE Schuman; JD Reeder & RH Hart. 1995. Rangeland soil carbon and nitrogen responses to grazing. *J. Soil Water Conserv.* 50: 294-298.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 25-51.
- Noy Meir, I. 1981. Spatial effects in modeling of arid ecosystems. pp. 411-432. *In: Arid-land Ecosystems: Structure, Functioning and Management Vol 2.* (eds. D.W. Goodall and R.A. Perry), Cambridge University Press.
- Rice, CW & CE Owensby. 2001. The effects of fire and grazing on soil carbon in rangelands. *In: The Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect.* Follett RF; J M Kimble & R Lal (eds.) CRC Press, 442 p.
- Rostagno, CM & HF del Valle. 1988. Mound associated with shrubs in arid soils of northeastern Patagonia: characteristics and probable genesis. *Catena* 15: 347-359.
- Rostagno, CM; HF del Valle & L Videla. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an arid soil in north-eastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 20: 179-188.
- Schimmel, J & A Granstrom. 1996. Fire severity and vegetation response in the Boreal Swedish forest. *Ecology* 77: 1436-1450.
- Schlesinger, WH; JF Reynolds; GL Cunningham; LF Huenneke; WM Jarrell; RA Virginia & WG Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247: 1043-1048.
- Schlesinger, WH; AJ Raikes; AE Hartley & AF Cross. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77: 364-374.
- Senft, RL; LR Tittelmeyer & RG Woodmanse. 1985. Factors influencing patterns of cattle grazing behaviour on shortgrass steppe. *Journal of Range Management* 38: 82-87.
- Shmida, A & MV Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
- Thompson, DB; LR Walker; FH Landau & LR Stark. 2005. The influence of elevation, shrub species, and biological soil crust on fertile islands in the Mojave Desert, USA. *Journal of Arid Environments* 61: 609-629.
- Tiedemann, AR & JO Klemmedson. 1973. Effect of mesquite on physical and chemical properties of the soil. *Journal of Range Management* 26: 27-29.
- Tisdall, JM & MJ Oades. 1982. Organic matter and water-stables-aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
- Walkley, A & IA Black. 1934. An Examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic titration method. *Soil Sci.* 34: 29-38.
- Whelan, M & RJ Whelan. 1995. *The Ecology of Fire.* Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K.
- Wilson, TB & TL Thompson. 2004. Soil nutrient distributions of mesquite-dominated desert grasslands: changes in time and space. *Geoderma* 126: 301-315.