

Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral

DONALDO E BRAN ¹, GUSTAVO A CECCHI ², JUAN J GAITÁN ^{1,✉}, JAVIER A AYESA ¹ & CARLOS R LÓPEZ ¹

1. INTA, EEA Bariloche, Area de Investigación en Recursos Naturales, S.C. de Bariloche, Río Negro, Argentina.

2. Ministerio de Economía de la Provincia de Río Negro, Unidad de pertenencia: INTA, EEA Valle Inferior, Río Negro, Argentina.

RESUMEN. El fuego es un fenómeno recurrente en los ecosistemas del norte de la Patagonia y ocurren, fundamentalmente, luego de una serie de años húmedos que promueve el crecimiento de pastos. La acumulación de material combustible fino que resulta de esta secuencia de años húmedos facilita la ocurrencia de los incendios. Nuestro conocimiento sobre cómo es la regeneración de la vegetación es limitado. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la severidad de quemado (IS) sobre la evolución post-fuego de distintos grupos funcionales de la vegetación: arbustos, pastos perennes y pastos anuales. Durante dos estaciones de crecimiento posteriores al fuego, en un área ubicada en el este de la provincia de Río Negro (Provincia Fitogeográfica del Monte), evaluamos la cobertura de estos grupos. La cobertura de pastos anuales superó a los testigos no incendiados en la primera estación de crecimiento posterior al incendio en los sitios con menor IS, mientras que en los sitios con mayor IS esto se produjo durante la segunda estación. La cobertura de pastos perennes se regeneró al segundo año en todas las severidades de quemado, mientras que los arbustos recuperaron menos de la mitad de su cobertura original. El aumento inicial de la relación pastos/arbustos producida luego del incendio favorecería la actividad ganadera, sin embargo pueden existir impactos negativos sobre el suelo (erosión, pérdida de fertilidad) que deberían evaluarse antes de generar prácticas de manejo del fuego.

[Palabras clave: incendio, severidad de quemado, grupos funcionales, provincia fitogeográfica del monte]

ABSTRACT. *Effect of burn severity on vegetation recovery in the Austral Monte:* Fire has been a recurrent phenomenon in Northeast region of Patagonia and it takes place, mainly, after humid years that promote the growth of the grasses. The consequent accumulation of fine combustible material favors the propagation of fire. However, little is known about the post-fire evolution of the vegetation in relation to the magnitude of the damage caused by this disturbance. The objective of this work was to evaluate the effect of Burn Severity (IS) over the post-fire evolution of different functional groups of the vegetation (shrubs, perennial grasses and annual grasses) in two growing seasons after fire in an area located in the East of Río Negro province, inside the Monte Phytogeographic Province. The cover of annual grasses in the areas with lower IS overcome the non-burn sites in the first post fire growing season, while in the areas with higher IS this took place during the second season. The perennial grasses cover regenerated in the second year in all IS classes, while shrubs recovered less than half of their original cover. The initial increase in the grasses/shrubs relationship produced after the fire would be more favorable for cattle, however negative impacts on the soil can exist (erosion, loss of fertility) that should be evaluated before generating practices of fire management.

[Keywords: fire, burn severity, functional groups, monte phytogeographic province]

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

Recibido: 30 de junio de 2005; Fin de arbitraje: 27 de octubre de 2005; Revisión recibida: 10 de enero de 2006; Aceptado: 16 de abril de 2007

INTRODUCCION

La estructura y el funcionamiento de una gran parte de los biomas del mundo (pastizales, sabanas y arbustales) dependen parcialmente del régimen de fuego debido al control que éste ejerce sobre el balance entre pastos y arbustos (Hanes, 1971; Moreno & Oechel 1994; Noy-Meir 1995; Oesterheld et al. 1999; Bond et al. 2005). En ecosistemas áridos y semiáridos el balance entre grupos funcionales de la vegetación está dado por complejas interacciones entre factores tales como disponibilidad de agua (Walter 1971; Sala et al. 1997), textura del suelo (Dodd & Lauenroth 1997), pastoreo (Archer 1994) y fuego (Higgins et al. 2000). Los pastos y los arbustos constituyen los grupos funcionales más importantes en estos ecosistemas y el balance entre ellos ha recibido especial atención debido a sus implicancias sobre el pastoreo y la producción ganadera (Aguar et al. 1996). En numerosas regiones áridas y semiáridas del mundo se observó un enriquecimiento de arbustos a expensas de los pastos; esta alteración en el balance entre ambos grupos ha producido serios problemas debido a que conlleva una reducción de la producción de forraje y ha sido atribuida, principalmente, al sobrepastoreo y a cambios en el régimen de fuegos (Busby & Noble 1986).

La respuesta post-fuego de la vegetación es variable de acuerdo a las especies o grupos funcionales presentes ya que estos poseen diferencias en la habilidad para tolerar el fuego y en los mecanismos de regeneración (Lloret & Vila 2003). Además, el efecto del fuego sobre la estructura y dinámica de la vegetación depende 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) y de las características propias de los distintos componentes biofísicos preexistentes.

Los incendios de los pastizales naturales han sido un fenómeno recurrente en el Este de la provincia de Río Negro. El registro de vastas extensiones quemadas ya se encuentra en los relatos de los primeros naturalistas y viajeros que recorrieron la región (Villarino 1781;

Ebelot 1897). La vegetación natural corresponde a la provincia fitogeográfica del Monte (Cabrera 1971) y presenta un estrato de arbustos de alrededor de 2 m de altura y otro inferior de pastos y hierbas. La cobertura vegetal es cercana al 60% y en años con buenas precipitaciones se produce un gran desarrollo del estrato inferior. Una vez pasada la época favorable los pastos se secan y generan una acumulación de material fino que favorece la propagación del fuego. Cuando se produce la combinación de años húmedos seguidos por un período de sequía y tormentas eléctricas, que ocurren principalmente en verano, se desatan grandes incendios, que pueden adquirir grandes dimensiones como sucedió en el verano 2000/2001 con más de 720.000 ha quemadas (Bran et al. 2001).

El uso del fuego ha sido una práctica utilizada en pastizales de zonas áridas y semiáridas y tiene por finalidad mejorar la calidad y cantidad de forraje al reducir la cobertura de arbustos y aumentar la de pastos. El rol del fuego como agente promotor del crecimiento de los pastos a expensas de la vegetación arbustiva en los primeros estadios sucesionales posteriores al fuego ha sido documentado en varias regiones del mundo (West & Hassan 1985; Hodgkinson & Harrington 1985; Pfeiffer & Steuter 1994); sin embargo, existen pocos antecedentes sobre la dinámica post-fuego de la vegetación en la región sur de la Provincia Fitogeográfica del Monte (Defossé et al. 2003). El objetivo del presente trabajo fue evaluar el impacto de la severidad de quemado sobre la regeneración de los grupos funcionales arbustos, pastos perennes y pastos anuales, en los primeros años post-fuego. Partimos de la hipótesis de que (1) el fuego inicialmente produce un aumento relativo de la cobertura de pastos y que (2) la severidad de quemado influye diferencialmente sobre la regeneración post-fuego de los distintos grupos funcionales.

MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada en el Este de la provincia de Río de Negro entre los paralelos 40° 27' 04" y 40° 48' 28" de latitud sur y los meridianos 64° 42' 00" y 64° 26' 37" de longitud oeste y comprendió sectores afectados por incendios naturales en febrero de 2002.

La geomorfología del área corresponde a una planicie aluvial de relieve suavemente ondulado a plano. Los suelos poseen texturas francas en superficie que pasan a franco-arcillosas en los horizontes subsuperficiales, son de reacción neutra a ligeramente alcalina, el contenido de materia orgánica es escaso y taxonómicamente se clasifican como Paleargides y Haplar-gides típicos. El clima es subtemplado seco de transición. La temperatura media anual es de 15.3 °C, con veranos cálidos (temperatura media de Enero: 22.6 °C) e inviernos moderados (temperatura media de Julio: 8.1 °C). Las precipitaciones promedian los 244 mm anuales. El fin del invierno y principio de la primavera del año 2001 fue excepcionalmente lluvioso (173 mm entre agosto y noviembre, 122 mm por encima del promedio histórico) y fue seguido por un verano muy seco (10.9 mm entre diciembre de 2001 y febrero de 2002, 44 mm por debajo del promedio histórico), especialmente el mes de febrero, momento en que se produjo el incendio, que además presentó temperaturas medias superiores al promedio. En los dos años posteriores al incendio las precipitaciones y las temperaturas fueron cercanas a los valores medios (Tabla 1).

La vegetación natural corresponde a la provincia fitogeográfica del Monte (Cabrera 1971; León et al. 1998) y presenta dos estratos principales, uno de arbustos y otro de pastos y hierbas. El estrato arbustivo, con una altura de 2 a 2.5 m, está compuesto por *Larrea* spp., *Prosopis alpataco*, *Condalia microphylla*, *Schinus* sp., *Monttea aphylla* y *Chuquiraga erinacea*. En el estrato inferior los principales pastos perennes son *Stipa tenuis* y *S. speciosa* y entre los pastos anuales *Schismus barbatus*. Es frecuente observar una distribución horizontal de la vegetación en forma de "islas" dominadas por arbustos, debajo de los cuales se desarrolla una alta cobertura de pastos y musgos, rodeadas por peladales.

Siete meses después del incendio se realizaron observaciones de la vegetación en 51 sitios quemados (44) y no quemados (7). En cada sitio se estimó la cobertura total y la de cada grupo funcional (arbustos, pastos perennes y pastos anuales) dentro de un área de 20 x 20 m. Las estimaciones de cobertura se realizaron en forma visual de acuerdo a la siguiente escala de 12 clases: C1: 0% de cobertura; C2: 0.1-5%; C3: 5-10%, a partir de C4 las clases correspon-

Tabla 1. Precipitaciones y temperaturas medias históricas y de los años 2001, 2002 y 2003. Estación meteorológica San Antonio Oeste (64° 57' 00" Oeste y 40° 46' 48" Sur, 20 m s.n.m).

Table 1. Precipitation and temperature historical means and of the years 2001, 2002 and 2003. San Antonio Oeste meteorological station (64° 57' 00" West and 40° 46' 48" South, 20 m a.s.l.).

	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	Total
Precipitaciones (mm)													año
Promedio 1941-90	17.4	20.5	30.7	22.2	27.4	18.1	21.7	15.7	16.3	19.0	17.7	17.1	243.8
2001	15.2	1.5	2.3	53.3	56.9	13.5	73.9	43.2	36.3	93.5	10.4	2.0	402.0
2002	8.9	0.0	45.2	2.3	73.4	22.6	5.3	38.6	31.2	1.0	11.4	33.0	272.9
2003	0.0	11.2	14.7	34.0	29.2	25.1	10.9	41.9	3.1	21.6	14.0	0.0	205.7
Temp. Media (°C)													Media anual
Promedio 1941-90	22.6	21.7	19.0	15.1	11.4	8.3	8.1	9.6	11.8	15.7	19.2	21.3	15.3
2001	23.1	23.5	19.5	14.2	10.5	8.3	6.1	9.5	10.2	14.1	18.2	21.3	14.9
2002	22.7	23.2	18.3	14.5	9.8	4.6	7.2	8.9	11.1	16.3	18.3	22.1	14.8
2003	23.0	21.5	20.0	13.3	11.2	8.8	6.9	9.3	12.0	16.7	18.7	19.6	15.1

den a rangos de 10% de cobertura. Además, en cada sitio, se estimó el índice de severidad de quemado (IS), en forma visual, mediante una escala de seis clases (IS0: testigos no quemados, IS1: menor severidad, a IS5: mayor severidad), en función de la biomasa remanente en pie del estrato arbustivo (Figura 1). La elección de los sitios se realizó en base a una interpretación visual del área quemada en una imagen satelital Landsat TM, utilizando una combinación de bandas 4 y 7. En función de las rutas y accesos disponibles se ubicaron los sitios, lo más homogéneamente posible, en una superficie de aproximadamente 80.000 hectáreas y con varias repeticiones para cada IS (IS0: 7, IS1: 6, IS2: 7, IS3: 10, IS4: 14, IS5: 7). Se registraron las coordenadas geográficas de cada sitio mediante un Geo-Posicionador Satelital. A los 21 meses posteriores al incendio se volvió a estimar la cobertura total de la vegetación y de cada grupo funcional, en los mismos sitios, siguiendo la misma metodología.

El análisis estadístico consistió en Análisis de Varianza entre sitios con distinto IS (tratamientos) para evaluar diferencias en la cobertura total de la vegetación y de cada grupo funcional (variables respuesta). La comparación de medias se realizó mediante la prueba LSD ($p < 0.05$). Para el análisis de los datos se utilizaron los valores medios de las clases de cobertura y posteriormente fueron transformados mediante la función $\arcsen \sqrt{Xi}/100$ para cumplir con los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad (Zar 1984).

RESULTADOS

La cobertura total de la vegetación en los testigos no quemados (IS0) fue cercana al 65 % en ambas fechas de relevamiento. A los 7 meses después del incendio la cobertura vegetal fue inferior al testigo en todos los IS, la pérdida de cobertura se relacionó directamente con este índice. A los 21 meses se observó un incremento de la cobertura vegetal, en los sitios quemados, pero solo en IS1 alcanzó valores similares al testigo (Figura 2).

La cobertura de arbustos en IS0 fue cercana al 35% en ambas fechas. Luego del incendio la pérdida de cobertura arbustiva fue importante,

alcanzando valores que no superaron el 10 % a los siete meses posteriores al incendio. A los 21 meses la cobertura de arbustos se recuperó parcialmente, aunque los valores se encuentran por debajo de la mitad de la cobertura original (Figura 3a). La cobertura de pastos perennes en IS0 fue de alrededor del 20 % en ambas fechas. A los siete meses posteriores al incendio la cobertura de este grupo fue inferior a IS0 en todos los demás IS, excepto en IS2. A los 21 meses los pastos perennes recuperaron su cobertura original en todos los IS (Figura 3b). Los pastos anuales presentaron una cobertura cercana al 2% en IS0. A los 7 meses posteriores al incendio su cobertura fue superior al testigo en los IS más bajos y similar o levemente inferior en los IS más altos. A los 21 meses se observó una disminución de la cobertura en los IS más bajos y un incremento en los IS más altos (Figura 3c).

DISCUSIÓN

Varios autores han observado un incremento inicial en la cobertura de especies anuales y una disminución al segundo o tercer año post-fuego (Trabaud 1970, 1983; Papanastasis 1977; Arianoutsou & Margaris 1981; Ghermandi et al. 2004). De acuerdo a los resultados del presente estudio la dinámica post-fuego de estas especies depende de la severidad de quemado. En los sitios con bajo IS el espacio liberado, debido a la muerte de individuos, es rápidamente colonizado por especies anuales a partir de semillas del banco. De esta manera se genera una comunidad "fugitiva" (Ghermandi et al. 2004) ya que al segundo año su cobertura comienza a disminuir debido a la recuperación y, por lo tanto, mayor competencia de los otros grupos funcionales. En cambio, en los sitios con alto IS la colonización inicial de las especies anuales fue escasa probablemente debido a que el fuego produjo una destrucción parcial de las semillas del banco. En estos sitios, a diferencia de los sitios con bajo IS, se observó un aumento de la cobertura de estas especies durante la segunda estación de crecimiento. Esto se debería al aporte de semillas por parte de las plantas que lograron establecerse durante el primer año y desde los sitios vecinos con bajo IS.

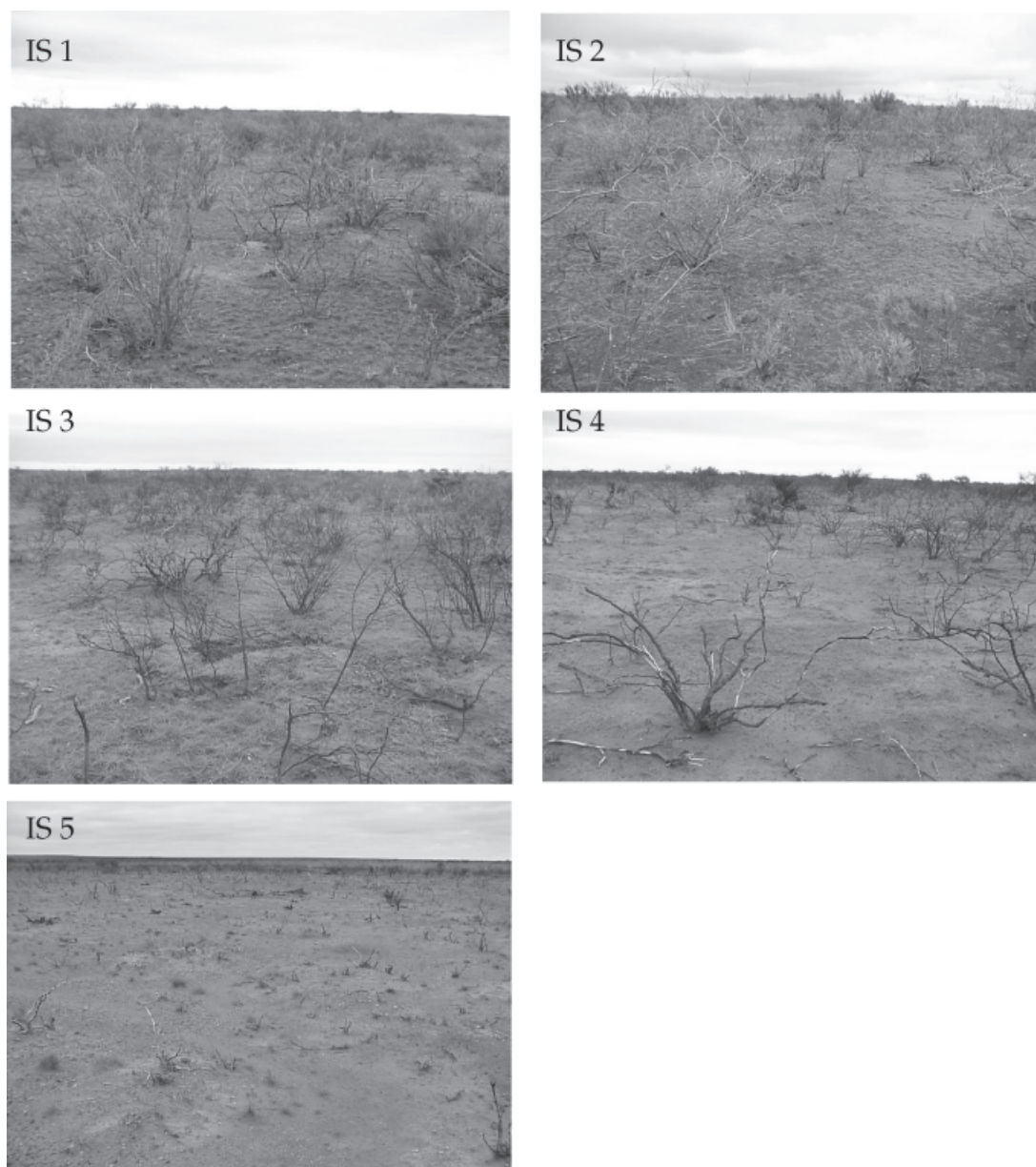


Figura 1. Índices de severidad de quemado (IS). IS1: arbustos mantienen parte de su copa viva; IS2: arbustos secos pero con la mayor parte de su biomasa en pie, ramas finas no destruidas y parte de hojas quedan secas en pie; IS3: arbustos con la mayor parte de su estructura en pie, conservan ramas de menos de 0.6 cm de diámetro, hojas totalmente destruidas por el fuego; IS4: arbustos sólo conservan ramas de 0.6 a 2 cm de diámetro en pie; IS5: sólo quedan las bases de los troncos principales, con una altura menor a 20 cm, o ramas aisladas con más de 2 cm de diámetro.

Figure 1. Burn severity indexes. IS1: the shrubs with part of their crown alive; IS2 shrubs dry with most of their standing biomass, fine branches not destroyed and part of leaves dry and standing on the plant; IS3: shrubs with most of their structure upright, conserve branches with a diameter less than 0.6 cm, leaves completely destroyed by fire; IS4: shrubs only conserve branches from 0.6 to 2 cm diameter upright; IS5: only the bases of main trunks remain, with a height smaller than 20 cm, or isolated branches with more than 2 cm diameter.

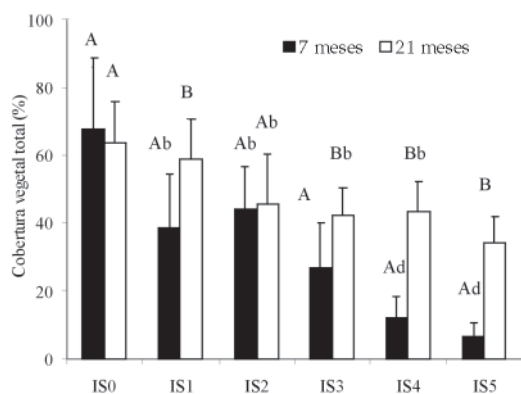


Figura 2. Cobertura total de la vegetación a los 7 y 21 meses posteriores al incendio en función de la severidad de quemado. Letras mayúsculas distintas entre barras para un mismo IS indican diferencias significativas (ANOVA, $p < 0.05$). Letras minúsculas distintas entre barras para una misma fecha indican diferencias significativas (LSD, $p < 0.05$). Las líneas arriba de las barras indican el desvío estándar. Las medias están expresadas en cobertura real, aunque el análisis estadístico se realizó sobre los datos transformados mediante la función $\arcsen \sqrt{X_i}/100$, para cumplir con los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad (Zar, 1984).

Figure 2. Total vegetation cover 7 and 21 months after fire in function of burn severity. Different capital letters among bars for one IS indicates significant differences (ANOVA, $p < 0.05$). Different small letters among bars for one date indicates significant differences (LSD, $p < 0.05$). The lines above the bars indicate the standard deviation. The means are expressed in real cover, although the statistical analysis was carried out on the data transformed by the function $\arcsen \sqrt{X_i}/100$, to fulfill the assumptions of variance homogeneity and normality (Zar, 1984).

El fuego produce efectos diferentes sobre las formas de vida que se regeneran a partir de rebrote, de acuerdo a la localización y grado de protección de los meristemas. En general, los pastos perennes se regeneran a partir de meristemas ubicados en la zona del cuello de la planta que, por su ubicación, se encuentran relativamente protegidos del fuego. Los arbustos, en cambio, poseen los meristemas más expuestos, en consecuencia resultan más afectados y su regeneración vegetativa es más lenta (Bravo et al. 2003). Además, los pastos requieren un ciclo más corto para producir semillas y por lo tanto pueden ocupar más rápi-

damente los espacios libres a partir del reclutamiento de nuevos individuos. Estas diferencias entre ambos grupos funcionales serían las principales causas de la dominancia de pastos en ecosistemas semiáridos sujetos a la acción de fuegos recurrentes (Bond et al. 2005). A esto se suma que la muerte de individuos y la regeneración más lenta de los arbustos promovería indirectamente el crecimiento de los pastos al reducir la competencia (Brown & Sieg 1999).

Un mayor desarrollo del estrato de pastos, especialmente si la distribución es homogénea, contribuye a una mayor acumulación y continuidad de combustible fino, lo que favorecería la ocurrencia de nuevos fuegos. Algunos autores han sugerido procesos de retroalimentación entre la estructura y composición de la vegetación y el régimen de fuego (Archer 1994; Brown & Sieg 1999). Estos procesos determinarían que exista una mayor ocurrencia y propagación del fuego en la medida que aumenta la cobertura de pastos. D'antonio y Vitousek (1992) denominan "ciclo pastos/fuego" a estos procesos de retroalimentación positiva. Según Archer (1994) el pastoreo posee un rol importante en el balance entre los componentes herbáceos y leñosos de la vegetación, pudiendo abrir nichos para el establecimiento de arbustos al reducir la biomasa y, por lo tanto, la competencia de los pastos. Varios autores han documentado una invasión de arbustos en pastizales de zonas áridas y semiáridas y han señalado al pastoreo como una de las principales causas (León y Aguiar 1985; Perelman et al. 1997; Van Auken 2000; Gibbens et al. 2005).

En el área de estudio estos disturbios tendrían direcciones opuestas: el fuego favorecería a los pastos y el pastoreo a los arbustos. El desarrollo de un estrato en detrimento del otro, llevaría a regímenes de fuego diferentes: en una estructura con más pastos el régimen sería más frecuente y de menor severidad, mientras que en una estructura más arbustiva la frecuencia sería más baja y la severidad más alta (Zimmerman & Neuenschwander 1984).

Este estudio se enmarca dentro del tipo de trabajos que analizan incendios naturales donde la ocurrencia y ubicación de los mismos no pueden ser anticipadas ni controladas. En estos estudios generalmente faltan datos de la vegetación previos al incendio por lo que los

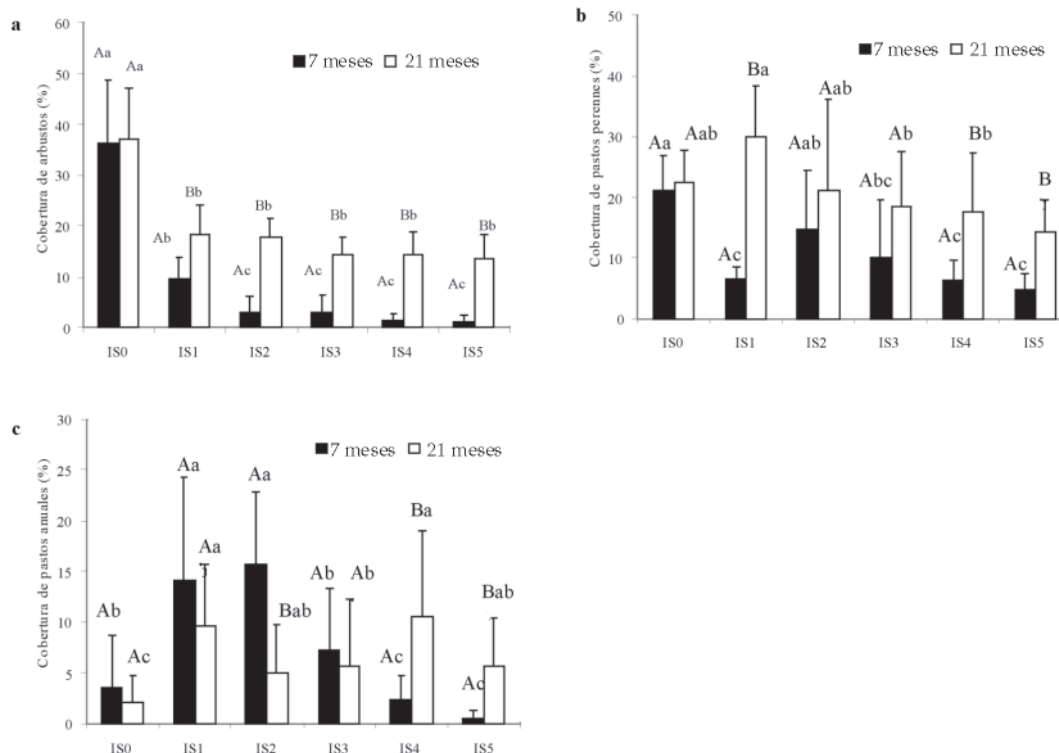


Figura 3. Cobertura de arbustos (a), pastos perennes (b) y pastos anuales (c) a los 7 y 21 meses posteriores al incendio en función de la severidad de quemado. Letras mayúsculas distintas entre barras para un mismo IS indican diferencias significativas (ANOVA, $p < 0.05$). Letras minúsculas distintas entre barras para una misma fecha indican diferencias significativas (LSD, $p < 0.05$). Las líneas arriba de las barras indican el desvío estándar. Las medias están expresadas en cobertura real, aunque el análisis estadístico se realizó sobre los datos transformados mediante la función $\arcsen \sqrt{X_i/100}$, para cumplir con los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad (Zar, 1984).

Figure 3. Shrubs (a), perennial grasses (b) and annual grasses (c) cover 7 and 21 months after fire in function of burn severity. Different capital letters among bars for one IS indicate significant differences (ANOVA, $p < 0.05$). Different small letters among bars for one same date indicates significant differences (LSD, $p < 0.05$). The lines above the bars indicate the standard deviation. The means are expressed in real cover, although the statistical analysis was carried out on the data transformed by the function $\arcsen \sqrt{X_i/100}$, to fulfill the assumptions of variance homogeneity and normality (Zar, 1984).

sitios testigo podrían no representar fielmente el estado inicial de la vegetación de los sitios quemados, debido a la heterogeneidad espacial de la vegetación (Whelan & Whelan 1995). Sin embargo los principales factores ambientales que controlan la heterogeneidad en la vegetación, clima (Parelo et al. 1998), topografía (Jobágy et al. 1996; Cingolani et al. 1998) y suelos (Kutiel 1992; Dodd et al. 2002) presentan en el área de estudio una relativa homogeneidad. No existen gradientes climáticos acentuados, la topografía es suavemente ondulada a plana y el sustrato geológico es homogéneo

por lo que no existen contrastes edáficos marcados. No obstante, podrían haber existido diferencias entre los sitios debido a las historias de fuego y pastoreo. Esto llevaría a distintas cargas de combustible que, junto con las condiciones meteorológicas al momento del fuego en cada sitio, habrían determinado los IS observados.

En las primeras etapas de la sucesión post-fuego en el Monte Austral, los resultados observados apoyan las hipótesis planteadas y tendrían implicancias prácticas sobre el manejo

del fuego de la región, en el caso que continuara esta tendencia. El manejo debería tender a fuegos de baja severidad y alta frecuencia a fin de lograr un balance pastos/arbustos más favorable para la actividad ganadera. Además, estos fuegos no suelen adquirir dimensiones catastróficas, son relativamente fáciles de controlar y, en general, no ocasionan pérdidas humanas ni materiales. Sin embargo, antes de generar prácticas de manejo del fuego, debe continuarse con los monitoreos sobre la vegetación y deben evaluarse los posibles efectos negativos sobre el suelo (erosión, pérdida de fertilidad).

BIBLIOGRAFÍA

- AGUIAR, MR; JM PARUELO; OE SALA & LW LAUENROTH. 1996. Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: An example from the Patagonian steppe. *Journal of Vegetation Science*, **7**: 381-390.
- ARCHER, S. 1994. Woody plant encroachment into southwestern grasslands and savannas: Rates, patterns and proximate causes. Pp. 13-68 in: M Varva; WA Laycock & RD Pieper (eds). *Ecological Implications of Livestock Herbivory in the West*. Society of Range Management, Denver, Colorado.
- ARIANOUTSON, M & NS MARGARIS. 1981. Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (east Mediterranean). I Regeneration by seed germination. *Boil. Ecol. Médit.*, **8**: 311-550.
- BOND, WJ; FI WOODWARD & GF MIDGLEY. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, **165**: 525-538.
- BRAN, DE; CR LÓPEZ; JA AYESA & D BARRIOS. 2001. Evaluación de áreas afectadas por incendios de campos en el verano 2000/01 en el noroeste rionegrino (Dptos. Avellaneda, Pichi Mahuida, Conesa, San Antonio y Adolfo Alsina). *Informe Técnico INTA-EEA Bariloche*. San Carlos de Bariloche.
- BRAVO, S; AM GIMÉNEZ; C KUNST & G MOGLIA. 2003. El fuego y las plantas. Pp. 61-70 in: C Kunst; S Bravo & JL Panigatti (eds). *Fuego en los ecosistemas argentinos*. INTA, Buenos Aires.
- BROWN, M & CH SIEG. 1999. Historical variability in fire at the ponderosa pine-Northern Great Plains prairie ecotone, southeastern Black Hills, south Dakota. *Ecoscience*, **6**: 539-547.
- BUSBY, FE & JC NOBLE. 1986. Fire in arid semi-arid regions. Pp. 573 in: PJ Joss; PW Lynch & OB Williams (eds). *Rangelands: A resource under siege*. Australian Academy of Science, Canberra.
- CABRERA, AL. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, **14**: 1 - 42.
- CAVAGNARO, JB & CB PASSERA. 1992. Water utilization by shrubs and grasses in the Monte ecosystem, Argentina. Pp. 255-258 in: A Gaston; M Kernick & HN Le Houerou (eds). *Proceedings of the Fourth International Rangeland Congress*. CIRAD (SCIST), Montpellier, France.
- CINGOLANI, AM; DE BRAN; CR LÓPEZ & JA AYESA. 2000. Comunidades vegetales y ambiente en el ecotono boreal entre los distritos patagónicos Central y Occidental (Río Negro, Argentina). *Ecología Austral*, **10**: 47-61.
- D'ANTONIO, CM & PM VITOUSEK. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **23**: 63-87.
- DEFOSSE, G; C ROSTAGNO; H DEL VALLE & M DENTONI. 2003. El fuego en la porción austral de la región del Monte. Pp. 167-180 in: C Kunst; S Bravo & JL Panigatti (eds). *Fuego en los ecosistemas argentinos*. INTA, Buenos Aires.
- DODD, MB; WK LAUENROTH; IC BURKE & PL CHAPMAN. 2002. Associations between vegetation patterns and soil texture in the shortgrass steppe. *Plant Ecology*, **158**: 127-137.
- DODD, MB & WK LAUENROTH. 1997. The influence of soil texture on the soil water dynamics and vegetation structure of a shortgrass steppe ecosystem. *Plant Ecology*, **133**: 13-28.
- EBELOT, A. 1897. *Recuerdos y relatos de la guerra de fronteras*. Plus Ultra, Buenos Aires.
- GHERMANDI, LN; N GUTHMANN & DE BRAN. 2004. Early post-fire succession in northwestern patagonia grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **15**: 67-76.
- GIBBENS, RP; RP MCNEELY; KM HAVSTAD; RF BECK & B NOLEN. 2005. Vegetation changes in the Jornada Basin from 1858 to 1998. *Journal of Arid Environments*, **61**: 651-668.
- HANES, TL. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs*, **41**: 27-52.
- HIGGINS, SI; WJ BOND & WSW TROLLOPE. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, **88**: 213-229.
- HODGKINSON, K & G HARRINGTON. 1985. The case for prescribed burning to control shrubs in Eastern semi arid Woodlands. *The Australian Rangeland Journal*, **7**: 64-74.
- JOBBÁGY, EG; JM PARUELO & RJC LEÓN. 1996. Vegetation heterogeneity and diversity in flat and mountain landscape of Patagonia (Argentina). *Journal of vegetation Science* **7**: 599-608.
- KUTIEL, P. 1992. Slope aspect effect on soil and

- vegetation in a Mediterranean ecosystem. *Israel Journal of Botany*, **41**: 243-250.
- LEÓN, RJC & MR AGUIAR. 1985. El deterioro por uso pasturil en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenología*, **13**: 181-196.
- 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.
- LLORET, F & M VILA. 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*, **14**: 387-398.
- MORENO, JM & WC OECHEL. 1994. *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- NOY-MEIR, I. 1995. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, **6**: 701-710.
- OESTERHELD, M; J LORETI; M SEMMARTIN & JM PARUELO. 1999. Grazing, fire and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. Pp. 287-306 in: LR Walker (ed). *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier, New York.
- PAPANASTASIS, VP. 1977. Early succession after fire in a maquis-type brushland of Northern Greece. *Forest*, **30**: 19-26.
- PARUELO, JM; A BELTRÁN; E JOBBÁGY; OE SALA & RA GOLLUSCIO. 1998. The climate of patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*, **8**: 85-101.
- PERELMAN, SB; RJC LEÓN & JP BUSSACCA. 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography*, **20**: 400-406.
- PFEIFFER, K & A STEUTER. 1994. Preliminary response of Sandhills prairie to fire and bison grazing. *J. Range Manage.*, **7**: 395-397.
- SALA, OE; WK LAUENROTH & RA GOLLUSCIO. 1997. Plant functional types in temperate semi-arid regions. Pp. 217-233 in: TM, Smith; HH Shugart & FI Woodward (eds). *Plant functional types*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SCHIMMEL, J & A GRANSTROM. 1996. Fire severity and vegetation response in the Boreal swedish forest. *Ecology*, **77**: 1436-1450.
- TRABAUD, L. 1970. Quelques valeurs et observations sur la phytodynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc (premiers résultats). *Naturalia. Monspel.*, **21**: 213-242.
- TRABAUD, L. 1983. Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). *Ann. Sci. Forest.*, **40**: 177-195.
- VAN AUKEN, OW. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecological Systems*, **31**: 197-215.
- VILLARINO, L. 1781. *Diario de la navegación en 1781 desde el Río Negro hasta la Bahía de Todos los santos*. Colección Pedro de Angelis. Tomo VIII. B. Plus Ultra, Buenos Aires.
- WALTER, H. 1971. *Ecology of tropical and subtropical vegetation*. Oliver & Boyd, Edinburgh, UK.
- WHELAN, M & RJ WHELAN. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, U.K.
- WEST, N & J HASSAN. 1985. Recovery of sagebrush-grass vegetation following wildfire. *J. Range Manage.*, **38**: 131-134.
- ZAR, JH. 1984. *Biostatistical analysis*. Segunda edición. Editorial Prentice-Hall, Englewood Cliffs, Londres.
- ZIMMERMAN, GT & LF NEUENSCHWANDER. 1984. Livestock grazing influences on community structure, fire intensity, and fire frequency within Douglas-fir / ninebark habitat type. *J. Range Manage.*, **37**: 104-110.

