**REVEGETACIÓN POST-INCENDIO EN MATORRALES DE *ACACIA SPP*.**

***POST-FIRE REVEGETATION IN* ACACIA SPP. *SHRUBLANDS***

Número de palabras: 5403

**RESUMEN**

En las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina), *Acacia aroma* y *A. caven* forman matorrales de sustitución en sitios en donde el fuego es el principal factor modificador del paisaje. La evaluación de la dinámica post-fuego es importante para poder conocer la rapidez de la revegetación, como estrategia ecológica para la restauración natural de los ambientes susceptibles a incendios. El objetivo de este trabajo es identificar en un sitio afectado por incendio las especies pioneras, sus mecanismos y tiempos de colonización del ambiente modificado por dicho disturbio, y la sucesión ecológica a corto plazo. Se estudió la revegetación de un bosque quemado, originalmente dominado por *Acacia aroma* y *A. caven* en la Reserva Natural de la Defensa La Calera. Se aplicó el método del Quadrat sobre un sector de 50 x 50 cm bajo árboles de *Acacia spp.*, y se midieron las coberturas individuales por especie en tres épocas luego del incendio.La recuperación de la cobertura vegetal fue rápida, debido a que el incendio fue de baja intensidad y el suelo contenía una buena cantidad de carbono orgánico y mayor provisión de nitrógeno y fósforo disponible respecto al testigo. Las especies dominantes encontradas (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus* L., *Setaria spp*. y *Sida argentina*) presentan todas buena capacidad de rebrote y germinación debido a su forma de vida terófita, hemicriptófita y geófita. Poseen además buena capacidad de competencia por producción rápida de biomasa luego de disturbios y, en algunos casos, por capacidad de generación de sustancias alelopáticas. De acuerdo a las interacciones ecológicas, algunas especies se ven favorecidas por una mayor acumulación de agua en el perfil, en zonas de media loma (*A. aroma*, *C. mutabilis* y *C. rotundus*), mientras que otras especies (*Setaria spp*., *P. hysterophorus* y *S. argentina*) tendrían un mejor desarrollo diferencial en zonas de loma, bajo efecto de menores coberturas totales.

**Palabras clave:** Cobertura, competencia, formas de vida, fuego, topografía.

**ABSTRACT**

In the Sierras Chicas of Córdoba (Argentina), *Acacia aroma* and *A. caven* form substitution Shrublands in sites wherer fire is the main factor modifier of the landscape. The evaluation of the post-fire dynamics is important to know the quickness and quality of the revegetation, as ecological strategy for the natural restauration of fire-prone environments. The objective of this work is to identify in the affected site the pioneer species, its mechanisms and colonization velocity of the disturbed environment, and the ecological succession in the short term. Revegetation was studied in a burned woodland, originally dominated by *Acacia aroma* and *A. caven* in the Natural Reserve of the Defense La Calera. The Quadrat method was applied over a 50 x 50 cm sector under the canopy of Acacia spp. species, and individual species coverage was measured in three moments after the fire. Plant cover recovery was quick, due that the fire was of low intensity and soil content was good in organic carbon, with high nitrogen and phosphorous provision respect the control. Dominant species founded (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus* L., *Setaria spp*. y *Sida argentina*), they all have good ability for resprouting and germination due to the therophyte, hemicriptophyte and geophyte life form. They possess good ability for competition by rapid biomass production after disturbances and, in some cases, by the ability of production of allelopathic substances. According to ecological interactions, some species are favored by water accumulation into the soil profile, in midlands zones (*A. aroma*, *C. mutabilis* y *C. rotundus*), while other species (*Setaria spp*., *P. hysterophorus* y *S. argentina*) would have better differential development in highlands, under the effect of lower total coverage.

**Key words:** Coverage, competition, life forms, fire, topography.

**INTRODUCCIÓN**

El fuego es un fenómeno (o factor ¡) de disturbio ecológico de amplia distribución en el mundo y uno de los principales modeladores del paisaje (Bond y Keeley 2005).

El fuego puede afectar la vegetación directamente por daño a los tejidos vegetales, o indirectamente por alteración del hábitat (Whelan 1995), modificando las sucesiones ecológicas.

El calor generado por el fuego tiene diferentes efectos sobre el suelo y la vegetación, dependiendo principalmente de la intensidad del mismo y de la forma de vida de la vegetación. Uno de los efectos sobre el suelo es la mineralización instantánea del nitrógeno, el cual puede permanecer disponible (Choromanska y DeLuca 2002) para el posterior crecimiento de especies con capacidad de crecimiento rápido, quienes lo aprovechan para colonizar el terreno.

En las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina), *Acacia aroma* y *A. caven* forman matorrales de sustitución en sitios en donde el fuego es el principal factor modificador del paisaje (Zak y Cabido 2002). Bajo estas condiciones se desarrolla una vegetación característica que es responsable de regular los ciclos biogeoquímicos de estos ecosistemas, influyendo sobre la dinámica hídrica de las cuencas que alimentan los ríos serranos.

Según Whelan (1995) el estudio de poblaciones y comunidades en sitios quemados debe apuntar a buscar información de los factores que regulan tres procesos principales: a) mortalidad de adultos; b) densidad de la germinación/rebrote luego del incendio, y c) establecimiento de propágulos y sobrevivencia en el tiempo.

La evaluación de la dinámica post-fuego es importante para poder conocer la rapidez de la revegetación (de qué: estructura, cobertura, diversidad..), como estrategia ecológica para la restauración natural (restauración se aplica principalmente a cuando hay intervención humana, si es natural es la sucesión propia de cada ambiente disturbado) de los ambientes susceptibles a incendios. La identificación de la estructura y dinámica de la revegetación permite definir mejor si es necesaria la aplicación de prácticas de manejo que asistan a la recuperación natural del ambiente luego del disturbio.

La hipótesis planteada es que existen grupos de especies con habilidades diferentes para la colonización del suelo a lo largo de una sucesión ecológica pos-fuego, a partir de cambios ecológicos tales como fertilidad química, luminosidad y competencia interespecífica. Vale la pena plantear esta hipótesis, que es general y aplicable a cualquier situación…

Debido a que cada evento de incendio forestal es único por las características propias del fuego y del ambiente, se hace difícil predecir la respuesta de las comunidades vegetales luego del disturbio. El objetivo de este trabajo es identificar en un sitio afectado por incendio las especies pioneras, sus mecanismos y tiempos de colonización del ambiente modificado por dicho disturbio, y la sucesión ecológica a corto plazo.

Con la información generada se espera aportar al mejor entendimiento de la dinámica post-fuego de las comunidades vegetales locales y así poder establecer una base empírica para la generación de alternativas de manejo, con el fin de atenuar el impacto que provocan los incendios y/o acelerar los procesos que devengan en un ecosistema más estable.

**MÉTODOS**

DISEÑO EXPERIMENTAL

El sitio bajo estudio está ubicado en las coordenadas 31º24’46” S - 64º24’05” W (Figura 1), corresponde a un bosque quemado el 25 de mayo de 2013, originalmente dominado por *Acacia aroma* y *A. caven*, característico de la Reserva Natural de la Defensa La Calera. Estos bosques presentan generalmente una alta carga combustible medida como biomasa fácilmente combustible (BFC) (Whelan 1995). Áreas aledañas similares (sitio testigo) arrojaron valores de 3000 kg MS/ha, valor intermedio de BFC respecto a lo medido en el resto de la Reserva (datos no publicados). Los suelos estudiados corresponden a Ustortents líticos (USDA 2010).

Se seleccionaron dos transectas paralelas entre sí con orientación de 60 grados respecto a la pendiente máxima del terreno; una de ellas se ubicó en la parte más elevada (divisoria de aguas, 688 msnm) y otra en media loma (679 msnm), sobre un terreno con pendiente del 6.6%. En cada transecta se identificaron ocho individuos de aproximadamente 7 cm de diámetro a la altura de la base (DAB) de *Acacia aroma* y ocho de iguales características de *A. caven*, al pie de los cuales se seleccionaron parcelas fijas para la medición de revegetación natural (qué tamaño y número de parcela?). En total se seleccionaron 32 individuos.

MEDICIÓN DE COBERTURA

Se realizó un inventario florístico el día posterior al incendio (26 de mayo de 2013), mediante el Método Fitosociológico de Braun Blanquet (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974), relevando el sitio quemado de 1.4 has y un sitio testigo aledaño no afectado por fuego, de 1 ha aproximadamente. Se estimaron los valores de abundancia-dominancia, los cuales se transformaron posteriormente en valores de porcentaje de cobertura basado en el punto medio de cada valor de la escala de abundancia-cobertura (Wikum y Shanholtzer 1978):

+: Individuos raros o poco frecuentes con cobertura insignificante: 0.5%

1: Individuos abundantes, pero con cobertura insignificante: 2.5%

2: Individuos en número variable, pero con cobertura de hasta ¼ de la superficie total: 15%

3: Individuos en número variable, con cobertura entre ¼ a ½ de la superficie total: 37.5%

4: Individuos en número variable, con cobertura entre ½ a ¾ de la superficie total: 62.5%

5: Individuos en número variable, con cobertura superior a ¾ de la superficie total: 87.5%

Con esta escala mixta se elaboró una tabla fitosociológica que resume las condiciones del sitio quemado y sitio testigo.

Se aplicó el método del Quadrat (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974) a las parcelas seleccionadas. Se midió al pie de cada individuo de *Acacia spp.* un sector de 50 x 50 cm fijo, con el quadrat, el cual fue dividido en 25 cuadrados de 10 x 10 cm. En cada cuadrado se midieron las coberturas individuales (frecuencia) por especie. Dicho método se aplicó en tres épocas luego del incendio, posteriores al comienzo del rebrote y nacimiento de plántulas: 20 de noviembre de 2013, 11 de diciembre de 2013 y 12 de febrero de 2014. Se discriminaron los datos por transecta y por especie para su posterior análisis estadístico.

Como datos preliminares, Karlin et al. (en prensa) obtuvieron los valores de cobertura total de suelo en base al presente estudio (ajustaría la redacciónya que Karlin et al. están publicando resulados a partir de datos de este trabajo…., o no haría tal aclaración), arrojando 22.7%; 58.2% y 91.1% para el 20 de noviembre de 2013, 11 de diciembre de 2013 y 12 de febrero de 2014, respectivamente.

En función a los cambios de cobertura (específica) en el tiempo de las especies, se clasificaron las mismas en crecientes, intermedias y decrecientes, siguiendo el modelo de Dyksterhuis (1949) sobre cambios de la frecuencia de gramíneas frente a pastoreo.

CARACTERÍSTICAS DE SUELO

Los resultados de los análisis de suelo obtenidos por Denegri et al. (en prensa) para el mismo sitio, arrojaron para los horizontes A1 altos valores de nitrógeno disponible (N-NO3; 90 ppm en suelo quemado y 41 ppm en suelo testigo), regulares valores de carbono orgánico (3.70 y 1.90%, respectivamente) y fósforo (32.7 y 22.0 ppm, respectivamente). El pH es ligeramente más ácido en suelo quemado (7.2) respecto al testigo (7.5) (tamaño de la muestra?, la diferencia podría resultar no significativa). El fuego posiblemente haya afectado la conductividad eléctrica, provocando una incipiente salinidad (0.86 dS/m en una relación 1:2.5) respecto al testigo (0.25 dS/m) (esto es lógico pues se libera N -forma rápidamente nitratos-, Na, K, etc.). El suelo en ambos casos es franco arenoso.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizaron análisis de varianza no paramétrica (Kruskal Wallis, *n*=2400, *P*<0.05) debido a que la distribución no fue normal en ninguno de los casos (se probó con la transformación de los datos y así aplicar test paramétricos). Los análisis se realizaron sobre la cobertura de cada una de las especies encontradas (*n*=63) discriminando por época de muestreo y por efecto topográfico (transectas). Para estimar diferencias significativas en la cobertura entre transectas se aplicó un ANAVA (LSD Fisher, *P*<0.05). Se confeccionaron gráficos de barras de las especies que mostraron diferencias significativas (*P*<0.05), con su desviación estándar, tomando a la cobertura (frecuencia) como variable dependiente en función a cada época, particionado por transecta (efecto topográfico). El análisis Kruskal Wallis, ANAVA y los gráficos de barras fueron realizados con el programa estadístico Infostat (Di Rienzo et al. 2013).

Los datos de precipitaciones se obtuvieron de una estación meteorológica instalada a 700 m al sur del sitio de estudio (31º25’10.7” S - 64º24’01.6” W).

**RESULTADOS**

Los datos de precipitación se muestran en la Figura 2. Se observa la concentración de precipitaciones en la época estival, posterior a octubre, siendo ~~las~~ más abundantes las correspondientes a la primera semana de febrero (87 mm).

Los censos (Tabla 1) muestran que los ambientes del sitio quemado y testigo poseen una estructura arbórea y arbustiva muy similar. Las grandes variaciones ocurren sobre la frecuencia de pasturas y algunas especies herbáceas tales como *Setaria parviflora*, *Setaria lachnea* y *Amelichloa brachychaeta*, *Araujia brachystephana*, *Parthenium hysterophorus, Baccharis coridifolia* y *Aloysia gratissima* (ésta es herbácea?), de las cuales algunas desaparecieron completamente (en algunas se observan restos de coronas) y otras han reducido su cobertura drásticamente.

En los relevamientos de vegetación herbácea con quadrat, se encontraron 63 especies (Tabla 2), de las cuales 44 especies son de tipo creciente (aumentan su cobertura en el tiempo), 16 especies son intermedias (aumentan su cobertura en diciembre y luego decrecen) y cuatro especies son decrecientes (presentan la mayor cobertura en noviembre y luego la reducen o desaparecen) (sólo la fecha calendario las diferencia?, o la fenología). Dominan las terófitas y hemicriptófitas (93.7%), encontrando 6.3% de especies geófitas y siendo el 27.0% de las especies de forma de vida mixta (sería conveniente explicitar qué significa, presenta dos bioformas..). Todas las especies que lograron revegetar el sitio afectado por fuego tienen algún tipo de estrategia de acumulación de reservas y protección en el suelo para su posterior rebrote/germinación.

Si bien es posible evaluar la dinámica de las especies en el tiempo, debido a las bajas frecuencias, la mayoría de las especies no mostró diferencias significativas (Kruskal Wallis, *P*<0.05) entre épocas de muestreo (si, pero..no resulta claro. Si encuentro diferencias durante la sucesión: especies al inicio del proceso que luego desaparecen o su cobertura es mucho menor que al inicio, debería reflejarse en el análisis; caso contrario podría estar dentro de una misma etapa).

Las especies que mostraron cambios significativos (*P*<0.05) en su cobertura a lo largo de las tres épocas de muestreo (noviembre, diciembre y febrero) fueron *Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*., *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus*, *Setaria spp*. y *Sida argentina* (Figura 3). (Este párrafo va un poco en contra del anterior) Las especies que presentaron diferencias significativas fueron aquellas que mostraron mayor dominancia respecto a otras especies relevadas (dominancia= cobertura, entonces sería esta variable, más que la frecuencia, la que muestra el dinamismo.

Asimismo, las especies que crecieron de forma diferencial respecto a su ubicación topográfica (*P*<0.05) fueron *Cantinoa mutabilis*, *Setaria spp*., *Sida argentina* (con diferencias significativas en las tres épocas), *Acacia aroma*, *Parthenium hysterophorus* (con diferencias significativas en diciembre y febrero) y *Cyperus rotundus* (diferencias significativas sólo en febrero). Para *Acalypha communis* y *Nothoscordum gracile* no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre loma y media loma. *A. aroma*, *C. mutabilis*, *C. rotundus* (por lo gral. prefieren suelos más húmedos) crecen más favorablemente en zonas de topografía intermedia, mientras que *Setaria spp*. y *S. argentina* preferirían suelos más elevados. La cobertura, en general, es mayor en media loma, encontrando diferencias significativas entre transectas sólo para febrero (ANAVA, LSD Fisher, *P*<0.05).

De las ocho especies que presentaron diferencias significativas (Kruskal Wallis, *P*<0.05) entre épocas, sólo *Setaria spp*. mostraron diferencias significativas según el árbol bajo el que se desarrollaron. Esta especie se desarrolló mejor, en ambas transectas, bajo *A. caven*, obteniendo una frecuencia combinada de 0.19 para *A. aroma* y 0.27 para *A. caven*.

**DISCUSIÓN**

En relación a los valores preliminares publicados por Karlin et al. (en prensa), tomando como base los datos obtenidos para el presente trabajo, se obtiene para el primer intervalo de medición (noviembre a diciembre) una tasa positiva de 1,69% día-1 en la velocidad de cobertura del suelo, mientras que para el segundo intervalo (diciembre a febrero), una tasa de 0,45% día-1.

Las diferencias entre las coberturas totales y específicas de cada época evidencian una rápida recuperación del sistema, lo que indica que la calidad del suelo no ha decaído drásticamente. Se observa un incremento en los valores de las variables Cox, N-NO3 y Pext respecto al testigo (Denegri et al. en prensa), al haberse tratado de un incendio de baja intensidad y rápido. La buena provisión de nitrógeno disponible habría permitido una rápida recuperación, a pesar del ligero aumento de salinidad del espesor superficial.

No se han encontrado parámetros de referencia para definir la velocidad de revegetación en la región, pero considerando las condiciones ecológicas suponemos que las tasas obtenidas en este estudio son mucho más altas en comparación a condiciones normales (sin incendio) o luego de incendios más intensos, según observaciones cualitativas realizadas en otros sitios por los autores de este trabajo. (Este párrafo no tiene asidero, son sólo suposiciones..)

Se supone también que el incendio fue de baja intensidad por evidencias en la vegetación, puesto que las especies arbóreas (*Acacia spp*.) conservaron las hojas, secas por el calor de las llamas, desde los 2 metros aproximadamente y el color de las cenizas (oscuras) sobre el suelo indicaron temperaturas moderadas de combustión. (se vuelve a suponer..pero en el párrafo siguiente Denegri está publicando que fue de baja intensidad; entonces mejor no suponer).

Debido a la baja intensidad del incendio (Denegri et al. en prensa), las especies hemicriptófitas pudieron rebrotar luego del disturbio. La baja intensidad del incendio provocó que la profundidad de suelo afectada no fuera de gran magnitud (2 cm), habiendo podido escapar de los efectos del suelo las especies terófitas, cuya estrategia se basa en la regeneración estival por semillas almacenadas en el suelo. Las otras formas de vida exitosas post-fuego fueron las geofitas, cuyas estructuras (bulbos, rizomas o raíces gemíferas) pudieron sobrevivir al efecto del fuego.

Las diferencias significativas encontradas entre épocas de muestreo (noviembre, diciembre y febrero), se evidenciaron básicamente sobre aquellas especies que presentaron mayor dominancia a nivel de suelo (qué se indica con dominancia a nivel de suelo…) (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus* L., *Setaria spp*. y *Sida argentina*).

Fue posible identificar especies colonizadoras, cuya característica principal es la de tener ciclos cortos de desarrollo y de poseer baja capacidad de competencia interespecífica. Estas especies serían las decrecientes e intermedias, siendo la más importante *Nothoscordum gracile*, cuya estrategia de superviviencia es la de acumular reservas en bulbos subterráneos. Esta estrategia de crecimiento y desarrollo le permite a esta especie sobrevivir frente a disturbios tales como pastoreo (Díaz et al. 1992) o fuego, desarrollándose cuando el suelo está descubierto y hay poca competencia, y semillando rápidamente para favorecer su dispersión (Esler 1988). Esta especie se vería favorecida por mayores contenidos de humedad en el perfil.

Las especies crecientes son especies con buena capacidad de competencia interespecífica, lo que significa que crecen aún bajo la presión de otras especies acompañantes. Su eficiencia competitiva dependerá de la capacidad de generar área foliar rápidamente, como ocurre con *Setaria spp*., *Cantinoa mutabilis*, *Acalypha communis*, *Sida argentina* y *Cyperus rotundus*, y de generar productos alelopáticos como hacen *Parthenium hysterophorus* (Kohli et al. 2006, Belz et al. 2007), *Cyperus rotundus* (Javaid et al. 2007) y posiblemente *Cantinoa mutabilis* (Kapoor 2011, Islam y Kato-Noguchi 2013).

*Setaria spp.* fueron las especies que más se desarrollóaron luego del incendio, observándose una muy buena respuesta especialmente en la loma, donde el agua de lluvia es menos retenida por el efecto de escorrentía y donde se encontró menor cobertura total (a nivel de suelo) en febrero respecto a la media loma. *Setaria spp.* tienen una buena respuesta en áreas forestales afectadas por incendios, posterior a la ocurrencia de lluvias, también observado en otros ecosistemas semiáridos (Wright 1974, Owens et al. 2002). Si bien se indica a Setaria diversas especies (spp.) resulta más claro en singular ya que se refiere más bien al género.

*Sida argentina* también se asocia a suelos bajo recuperación y bajo menor efecto de cobertura total. Esta especie fue encontrada en otros sitios disturbados por fuego en las Sierras de Córdoba por Carreras et al. (2012).

A pesar de su sensibilidad al stress hídrico (Doley 1977, Kohli et al. 2006) *Parthenium hysterophorus* se vio favorecida en zonas de topografía elevada, donde supuestamente debiera haber menor contenido de humedad en el perfil. Posiblemente el mayor crecimiento de esta especie en la loma se deba en mayor medida a la competencia interespecífica, a pesar de su capacidad de producir compuestos alelopáticos, evidenciado por una menor cobertura total.

El género *Acalypha* es citado como indicador en áreas afectadas por incendios frecuentes (Behling 1995), aunque no se ha encontrado bibliografía detallada sobre la ecología de *A. communis* bajo efectos del fuego.

*Cyperus rotundus* es una maleza comúnmente encontrada en suelos agrícolas, de gran capacidad de competencia y con la capacidad de reproducirse por rizomas, bulbos y semillas (Stoller y Sweet 1987, Javaid et al. 2007). Tiene una gran habilidad adaptativa y gran capacidad de competencia por su gran poder de dispersión, producción de biomasa y producción de bioquímicos alelopáticos (Javaid et al. 2007). Su mayor desarrollo en la media loma puede deberse a que es una especie que desarrolla sus bulbos y rizomas más satisfactoriamente bajo condiciones adecuadas de humedad (Stoller y Sweet 1987).

Especies de género *Hyptis* (actualmente *Cantinoa*) son citadas como especies con menor susceptibilidad a incendios por su gran capacidad de rebrote de corona (Brown y Minich 1986), aunque *C. mutabilis* aquí se comporta como terófita, siendo la semilla aparentemente resistente cuando está en el suelo frente a incendios poco intensos. Especies de *Hyptis* (*H. suaveolens*) son citadas como especies con capacidad alelopática (Kapoor 2011, Islam y Kato-Noguchi 2013), llegando a afectar el crecimiento incluso de otras especies alelopáticas, tales como *P. hysterophorus* (Kapoor 2011). Hay que referirse al género vigente y no mezclar entre vigente y sinonimia.

El caso de *Acacia aroma* es diferente al resto ya que lo que se relevó como cobertura fueron los rebrotes de cepa que aparecieron luego del incendio. A diferencia de *A. caven*, *A. aroma* aparentemente (porqué aparantemente….se midió/evaluó esto?) presenta mayor capacidad de rebrote basal (Gurvich et al. 2005), mientras que *A. caven* produjo mayor rebrote de copa (datos no publicados).

El crecimiento diferencial de *Setaria spp.* a favor de *A. caven* no está claro. Se menciona en la bibliografía (Ramírez Osses 2011) que la sombra de *A. caven* favorece el desarrollo de las poaceas, aumentando su biomasa respecto a sitios sin cobertura de esta especie, independientemente del área de la copa. Por otro lado, Bernardis et al. (2004) mencionan que *A. aroma* podría representar una especie desfavorable para la sucesión de pasturas bajo su canopia, aunque no menciona sobre qué especies ni por qué. Me parece que este párrafo, así sin más datos no aporta nada al tema de este trabajo.

Debido a la rapidez en la colonización y cobertura del suelo gracias a la liberación de nutrientes por efecto del fuego de baja intensidad, la asistencia en la recuperación de estos ambientes mediante fertilización no se justifica en estos casos. Karlin et al. (en prensa) observaron que se produce una reducción pos-fuego en la tasa de infiltración de agua respecto al sitio testigo, por lo que es posible que uno de los factores que puedan acelerar aún más la revegetación es la mejora en la estructura del suelo afectado. Sin embargo, mejorar la estructuración del suelo es un proceso complejo, lento y costoso. Una posibilidad para aumentar la cantidad de agua infiltrada en estos suelos es la de aumentar la rugosidad del mismo frente a la pendiente existente, reduciendo la escorrentía superficial, y previniendo posibles pérdidas de suelo frente a ocasionales lluvias de alta intensidad. Podría ser conveniente incorporar restos vegetales en la superficie del suelo posteriormente al incendio (previa evaluación del costo-beneficio), de forma tal que se previene la pérdida de suelo con posibles lluvias de gran intensidad y aumentaría la cantidad de agua acumulada en el suelo, fomentando una mayor velocidad de cobertura del suelo por revegetación natural.(Técnica muy conocida y aplicada en restauración de ambientes degradados, manejo de cuencas…)

**CONCLUSIONES**

A pesar del incendio, la recuperación de la cobertura vegetal fue rápida, debido a que el mismo fue de baja intensidad y el suelo contenía una buena cantidad de carbono orgánico y mayor provisión de nitrógeno y fósforo disponible respecto al testigo.

Las especies dominantes encontradas (*Acacia aroma*, *Acalypha communis*, *Cantinoa mutabilis*, *Cyperus rotundus*, *Nothoscordum gracile*, *Parthenium hysterophorus* L., *Setaria spp*. y *Sida argentina*) presentan todas buena capacidad de rebrote y germinación debido a su forma de vida terófita, hemicriptófita y geófita. Poseen además buena capacidad de competencia por producción rápida de biomasa luego del disturbio y, en algunos casos, por capacidad de generación de sustancias alelopáticas.

De acuerdo a las interacciones ecológicas, algunas especies se ven favorecidas por una mayor acumulación de agua en el perfil, en zonas de media loma (*A. aroma*, *C. mutabilis* y *C. rotundus*), mientras que otras especies (*Setaria spp*., *P. hysterophorus* y *S. argentina*) tendrían un mejor desarrollo diferencial en zonas de loma, bajo efecto de menores coberturas totales.

Debido a la rapidez de la revegetación y cobertura del suelo la aplicación de prácticas de remediación no se recomienda en este caso particular; sin embargo, cualquier práctica que mejore la capacidad de infiltración de agua y reduzca la escorrentía frente a lluvias intensas entre el momento del incendio y las primeras lluvias podrían reducir las probabilidades de riesgo de pérdida de suelo, especialmente en sitios con alto grado de pendiente. Este párrafo preferiría sacarlo, repite cosas ya dichas anteriormente. Habría que concluir más sobre la sucesión estudiada.

**BIBLIOGRAFÍA**

Behling, H. 1995. A high resolution Holocene pollen record from Lago do Pires, SE Brazil: vegetation, climate and fire history. *J. Paleolimn.* 14(3): 253-268.

Belz, RG; CF Reinhardt; LC Foxcroft y K Hurle. 2007. Residue allelopathy in *Parthenium hysterophorus* L.-Does parthenin play a leading role? *Crop Prot.* 26(3): 237-245.

Bernardis, AC.; CA Roig y MB Vilches. 2004. Productividad y calidad de los pajonales de *Sorghastrum setosum* (Griseb.) Hitchc. en Formosa, argentina. *Agric. Tecn.* 65: 177-185.

Bond, WJ y JE Keeley. 2005. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol. y Evol.* 20(7): 387-394.

Brown, DE y RA Minnich. 1986. Fire and changes in creosote bush scrub of the western Sonoran Desert, California. *Amer. Midland Natur.* 116(2): 411-422.

Carreras, ME; E Fuentes; JE Martinat y LM Carbone. 2012. Malveae (Malvaceae) diaspore recognition in soil samples from montane areas (Sierras Chicas, Córdoba, Argentina) affected by fire. *Rodriguésia* 63(3): 501-512.

Choromanska, U y TH DeLuca. 2002. Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biol. Biochem.* 34(2): 263-271.

Doley, D. 1977. Parthenium weed (*Parthenium hysterophorus* L.): gas exchange characteristics as a basis for prediction of its geographical distribution. *Crop Pasture Sci.* 28(3): 449-460.

Denegri, A; L Toranzo; A Rubenacker; P Campitelli y M Karlin. En prensa. Efecto de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo. *NEXO Agrop*.

Di Rienzo, J; F Casanoves; L González; M Tablada; C Robledo y M Balzarini. 2013. *Infostat*. Software estadístico. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Díaz, S; A Acosta y M Cabido. 1992. Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *J. Veg. Sci.* 3(5): 689-696.

Dyksterhuis, EJ. 1949. Condition and management of range land based on quantitative ecology. *Journal of Range Management* 2(3): 104-115.

Esler, AE. 1988. The naturalization of plants in urban Auckland, New Zealand. Alien plants as weeds. *New Zealand J. Bot.* 26(4): 585-618.

Gurvich, D; L Enrico y AM Cingolani. 2005. Linking plant functional traits with post-fire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Aust. Ecol*. 30: 789-796.

Islam, AKM y H Kato-Noguchi. 2013. Allelopathic potential of five Labiatae plant species on barnyard grass (*Echinochloa crus-galli*). *Australian J. Crop Sci.* 7(9): 1369-1374.

Javaid, A; R. Bajwa; N Rabbani y T Anjum. 2007. Comparative tolerance of rice (*Oryza sativa* L.) genotypes to purple nutsedge (*Cyperus rotundus* L.) allelopathy. *Allelopathy J.* 20(1): 157-166.

Kapoor, RT. 2011. Bio-herbicidal potential of leaf residue of *Hyptis suaveolens* on the growth and physiological parameters of *Parthenium hysterophorus* L. *Curr. Res. J. Biol. Sci* 3(4): 341-350.

Karlin, M; S Arnulphi; A Alday; J Bernasconi; R Accietto; A Denegri; A Rubenacker; L Toranzo y P Campitelli. En prensa. Efecto de la aplicación de compost sobre la revegetación natural de suelos afectados por incendios. *NEXO Agrop*.

Kohli, RK; DR Batish; HP Singh y KS Dogra. 2006. Status, invasiveness and environmental threats of three tropical American invasive weeds (*Parthenium hysterophorus* L., *Ageratum conyzoides* L., *Lantana camara* L.) in India. *Biol. Inv.* 8(7): 1501-1510.

Mueller-Dombois, D y H Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley y Sons, New York. 567 pp.

Owens, MK; JW Mackley y CJ Carroll. 2002. Vegetation dynamics following seasonal fires in mixed mesquite/acacia savannas. *J. Range Manage.* 55:509-516.

Ramírez Osses, R. 2011. Efecto de la sombra de *Acacia caven* (Mol.) Mol. en la pradera anual de clima mediterráneo. Tesis de grado, Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Richards, LA. (ed.). 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. United States Salinity Laboratory, USDA. Agriculture Handbook N°60. 166 pp.

Sparks, DL. 1995. *Environmental Soil Chemistry, Genesis-Composition-Reactions*. A Willey-international publication, John Wiley y Sons, New York. 441 pp.

Stoller, EW y Sweet, RD. 1987. Biology and life cycle of purple and yellow nutsedges (*Cyperus rotundus* and *C. esculentus*). *Weed Tech.* 1(1): 66-73.

USDA. 2010. *Claves para la taxonomía de suelos*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. 11° Edición. 374 pp.

Whelan, RJ. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. 346 pp.

Wikum, DA y GF Shanholtzer. 1978. Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environ. Manage.* 2(4): 323-329.

Wright, HA. 1974. Effect of fire on southern mixed prairie grasses. *J. Range Manage.* 27(6): 417-419.

Zak, M y M Cabido. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *App. Veg. Sci*. 5: 213-226.

Tabla 1: Tabla fitosociológica del área quemada en 2013 y su testigo. +: Individuos raros o poco frecuentes con cobertura insignificante; 1: Individuos abundantes, pero con cobertura insignificante; 2: Individuos en número variable, pero con cobertura de hasta ¼ de la superficie total; 3: Individuos en número variable, con cobertura entre ¼ a ½ de la superficie total; 4: Individuos en número variable, con cobertura entre ½ a ¾ de la superficie total; 5: Individuos en número variable, con cobertura superior a ¾ de la superficie total.

*Table 1: Phytosociological table of the burned area in 2013 and its control. +: Rare individuals with insignificant coverage; 1: Abundant individuals, but with insignificant coverage; 2: Individuals in variable number, but with coverage up to ¼ of the total area; 3: Individuals in variable number, with coverage between ¼ and ½ of the total area; 4: Individuals in variable number, with coverage between ½ and ¾ of the total area; 5: Individuals in variable number, with coverage superior to ¾ of the total area.*

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Sitios** | **Espinillal-pastizal**  **QUEMADO** | **Espinillal-pastizal**  **TESTIGO** |
| **Elevación (msnm)** | 673-688 | 681-695 |
| **Exposición / Pendiente** | NNE / 6,6% | NNE / 11% |
| **Coordenadas geográficas** | 31°24'47.58"S-  64°24'05.86"O | 31°24'48.05"S-  64°24'10.06"O |
| **Superficie afectada (has)** | 1,4 |  |
| **Suelo** | Ustorthent lítico | Ustorthent lítico |
| **Cantidad de pasto (kg MS/ha)** | Despreciable | 3065 |
| 1. *Acacia aroma* Hook. y Arn. | 2 | 3 |
| 1. *Acacia caven* (Molina) Molina | 2 | 2 |
| 1. *Amelichloa brachychaeta* (Godr.) Arriaga y Barkworth | + (restos de coronas) | 2 |
| 1. *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguélen |  | 2 |
| 1. *Cestrum parqui* L'Hér. | 1 (restos quemados) | 1 |
| 1. *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm. | 1 (restos quemados) | 1 |
| 1. *Aloysia gratissima* (Gillies y Hook. ex Hook.) Tronc. | + (restos quemados) | 1 |
| 1. *Araujia brachystephana* (Griseb.) Fontella y Goyder |  | 1 |
| 1. *Parthenium hysterophorus* L. |  | 1 |
| 1. *Setaria lachnea* (Nees) Kunth |  | 1 |
| 1. *Nassella trichotoma* (Nees) Hack. ex Arechav. |  | 1 |
| 1. *Baccharis coridifolia* DC. |  | 1 |
| 1. *Dolichandra cynanchoides* Cham. | + | + |
| 1. *Condalia microphylla* Cav. | + | + |
| 1. *Salvia cuspidata* Ruiz y Pav. | + (restos quemados) | + |
| 1. *Pfaffia gnaphaloides* (L. f.) Mart. | + (restos quemados) | + |
| 1. *Grindelia cabrerae* Ariza | + (restos quemados) | + |
| 1. *Trichocereus candicans* (Gillies ex Salm-Dyck) Britton y Rose | + (restos quemados) |  |
| 1. *Tagetes minuta* L. | + (restos quemados) |  |
| 1. *Senecio pampeanus* Cabrera | + (restos quemados) |  |
| 1. *Opuntia elata* Salm- Dyck | + |  |
| 1. *Gymnocalycium monvillei* (Lem.) Britton y Rose | + |  |
| 1. *Ephedra triandra* Tul. emend. J.H. Hunz. | + |  |
| 1. *Dichondra serícea* Sw. | + |  |
| 1. *Sida argentina* K. Schum. |  | + |
| 1. *Dichondra microcalyx* (Hallier f.) Fabris |  | + |
| 1. *Paspalum dilatatum* Poir. |  | + |
| 1. *Cyperus rotundus* L*.* |  | + |
| 1. *Plantago major* L. |  | + |
| 1. *Malvastrum coromandelianum* (L.) Garcke |  | + |
| 1. *Modiolastrum gilliesii* (Steud.) Krapov. |  | + |
| 1. *Lantana balansae* Briq. |  | + |

Tabla 2: Listado de especies encontradas en los relevamientos de vegetación. Clasificadas en especies Crecientes, Intermedias y Decrecientes. Los valores corresponden a porcentajes de cobertura para cada época. \*Especies que variaron su cobertura significativamente (*P*<0,05) en diferentes épocas de muestreo. FV: Forma de vida de Raunkiaer, Ph: Fanerófita, T: Terófita, H: Hemicriptófita, Ch: Caméfita, G: Geófita.

*Table 2: List of the species founded in the vegetation surveys. Classified in Growing, Intermediate and Decreasing species. Values correspond to coverage percentages for each period. \*Species that varied its coverage significantly (*P*<0,05) in different periods of the survey. FV: Raunkiaer´s life form, Ph: Phanerophyte, T: Therophyte, H: Hemicryptophyte, Ch: Chaemephyte, G: Geophyte.*

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | Especie | FV | Cobertura (%) | | |
|  | **Noviembre** | **Diciembre** | **Febrero** |
| Crecientes | *Acacia aroma* Hook. y Arn.\* | H/Ph | 0,420 | 3,000 | 7,000 |
| *Acacia caven* (Molina) Molina | Ph/T | 2,000 | 1,000 | 2,000 |
| *Acalypha communis* Müll. Arg.\* | T | 4,000 | 13,000 | 14,000 |
| *Adesmia incana* Vogel | T | 0,180 | 0,081 | 1,000 |
| *Aloysia gratissima* (Gillies y Hook. ex Hook.) Tronc. | H/Ph | 0,013 | 0,025 | 1,000 |
| *Amphilophium cynanchoides* (DC.) L.G. Lohmann | H/Ph | 0,000 | 0,000 | 0,210 |
| *Aristida mendocina* Phil. | H | 0,100 | 0,150 | 1,000 |
| *Baccharis coridifolia* DC. | H/Ch | 0,000 | 0,000 | 0,063 |
| *Baccharis flavelata* Hook. y Arn. | H/Ch | 0,000 | 0,000 | 0,031 |
| *Bidens pilosa* L. | T | 0,000 | 0,000 | 0,038 |
| *Bothriochloa laguroides* (DC.) Herter | H | 0,000 | 0,000 | 0,038 |
| *Bouteloua curtipendula* (Michx.) Torr. | H | 0,170 | 0,044 | 1,000 |
| *Cantinoa mutabilis* (Rich.) Harley y J.F.B. Pastore\* | T | 3,000 | 7,000 | 16,000 |
| *Capsicum chacoense* Hunz. | T | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| *Cardiospermum halicacabum* L. | H/T | 0,000 | 0,000 | 0,013 |
| *Cestrum parqui* L'Hér | H/Ph | 0,000 | 0,031 | 0,160 |
| *Chaptalia nutans* (L.) Pol | T | 0,000 | 0,000 | 0,013 |
| *Cleome aculeata* L. | T | 0,000 | 0,025 | 0,200 |
| *Cologania broussonetti* (Balb.) DC. | T | 0,033 | 0,110 | 1,000 |
| *Cyperus rotundus* L*.*\* | G | 0,240 | 1,000 | 3,000 |
| *Digitaria spp.* | H | 0,000 | 0,000 | 0,088 |
| *Dolichandra cynanchoides* Cham. | H/Ph | 0,280 | 1,000 | 1,000 |
| *Doryopteris concolor* (Langsd. y Fisch.) Kuhn | H/Ch | 0,000 | 0,000 | 0,006 |
| *Ephedra sp.* | T | 0,260 | 1,000 | 1,000 |
| *Galega officinalis* L. | T | 0,210 | 0,460 | 1,000 |
| *Gaya parviflora* (Phil.) Krapov. | T | 0,000 | 0,000 | 0,280 |
| *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. y Arn.) Burkart | G | 0,000 | 0,000 | 0,031 |
| *Heliotropium amplexicaule* Vahl | T | 0,000 | 0,000 | 0,038 |
| *Heterothalamus alienus* (Spreng.) Kuntze | H/Ph | 0,000 | 0,000 | 0,100 |
| *Janusia guaranitica* (A. St.-Hil.) A. Juss. | H/Ph | 0,100 | 0,440 | 1,000 |
| *Malvastrum coromandelianum* (L.) Garcke | H/T | 0,000 | 0,056 | 0,480 |
| *Nasella spp.* | H | 1,000 | 2,000 | 3,000 |
| *Pappophorum spp.* | H | 0,000 | 0,000 | 0,006 |
| *Parthenium hysterophorus* L.\* | T | 0,000 | 2,000 | 5,000 |
| *Paspalum notatum* Flüggé | H | 0,100 | 1,000 | 2,000 |
| *Poa ligularis* Nees ex Steud. | H | 0,000 | 0,013 | 0,063 |
| *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron. | Ph/T | 0,000 | 0,000 | 0,013 |
| *Rhynchosia edulis* Griseb. | H | 0,026 | 0,081 | 0,360 |
| *Setaria spp.*\* | H/T | 7,000 | 16,000 | 23,000 |
| *Sida argentina* K. Schum.\* | T | 2,000 | 5,000 | 5,000 |
| *Solanum eleagnifolium* Cav. | H | 0,000 | 0,000 | 0,120 |
| *Solanum palinacanthum* Dunal | H | 0,200 | 1,000 | 1,000 |
| *Stenandrum dulce* (Cav.) Nees | T | 0,034 | 0,110 | 0,110 |
| *Zinnia peruviana* (L.)L. | T | 0,000 | 0,000 | 0,013 |
| Intermedias | *Bidens subalternans* DC. | T | 0,140 | 0,390 | 0,069 |
| *Bromus catharticus* Vahl. | H | 0,006 | 0,110 | 0,019 |
| *Clitoria cordobensis* Burkart | T | 0,000 | 0,038 | 0,000 |
| *Cynodon dactylon* (L.) Pers. | H/G | 0,081 | 0,370 | 0,230 |
| *Dichondra microcalix* (Hallier f.) Fabris | H | 0,031 | 0,230 | 0,200 |
| *Evolvulus sericeus* Sw. | H | 0,220 | 0,300 | 0,038 |
| *Leonurus japonica* Houtt. | T | 0,340 | 1,000 | 0,081 |
| *Melica macra* Nees | H | 0,000 | 0,075 | 0,000 |
| *Oxalis conorrhiza* Jacq. | H | 0,110 | 0,200 | 0,044 |
| *Plantago major* L. | T | 0,000 | 0,088 | 0,000 |
| *Portulaca oleracea* L. | T | 0,099 | 1,000 | 0,006 |
| *Schinus fasciculatus* (Griseb.) I.M. Johnst. | H/Ph | 0,000 | 0,150 | 0,000 |
| *Sellaginella spp.* | H | 0,000 | 1,000 | 0,000 |
| *Sphaeralcea sp.* | H | 0,060 | 0,110 | 0,000 |
| *Tagetes minuta* L. | T | 0,000 | 0,069 | 0,013 |
| *Talinum paniculatum* (Jacq.) Gaertn. | T | 0,000 | 0,031 | 0,000 |
| Decrecientes | *Commelina erecta* L. | G | 0,140 | 0,130 | 0,000 |
| *Dichondra sericea* Sw. | H | 0,006 | 0,006 | 0,000 |
| *Nothoscordum gracile* (Dryand. ex Aiton) Stearn\* | G | 0,400 | 0,280 | 0,025 |
| *Senecio pampeanus* Cabrera | H/Ph | 0,110 | 0,110 | 0,000 |

Mapa.tif

Figura 1: Área afectada por el incendio (zona más oscura en el centro de la imagen). Imagen de Google Earth del 26 de mayo de 2013. Q: sitio quemado; T: sitio testigo; ML: transecta media loma; L: transecta loma. RNDLC: Reserva Natural de la Defensa La Calera.

*Figure 1: Affected area by fire (darker zone in the center of the image). Google Earth image from May 26, 2013. Q: burned site; T: control site; ML: half slope transect; L: high slope transect. RNDLC: Natural Reserve of the Defence La Calera.*

Figura 2.tif

Figura 2: Diagrama de precipitaciones semanales entre mayo 2013 y febrero 2014. Cada color indica un mes diferente. Datos propios.

*Figure 2: Weekly precipitation diagram between May 2013 and February 2014. Each color indicates a different month.*

Figura 3 copia.tif

Figura 3: Frecuencia de las especies, según época y ubicación topográfica (barras negras: media loma; barras grises: loma). Letras diferentes muestran diferencias significativas (Kruskal Wallis, *P*<0,05) entre épocas para cada transecta. (\*) Diferencias significativas (Kruskal Wallis, *P*<0,05) entre media loma y loma.

*Figure 3: Species frequency, according to period and topographic position (black bars: half slope; grey bars: high slope). Different letters show significant differences (Kruskal Wallis,* P*<0,05) between periods for each transect. (\*) Significant differences (Kruskal Wallis,* P*<0,05) between half slope and high slope.*

Figura 3 cont.tif

Figura 3 (cont.): Frecuencia de las especies, según época y ubicación topográfica (barras negras: media loma; barras grises: loma). Letras diferentes muestran diferencias significativas (Kruskal Wallis, *P*<0,05) entre épocas para cada transecta. (\*) Diferencias significativas (Kruskal Wallis, *P*<0,05) entre media loma y loma.

*Figure 3 (cont.): Species frequency, according to period and topographic position (black bars: half slope; grey bars: high slope). Different letters show significant differences (Kruskal Wallis,* P*<0,05) between periods for each transect. (\*) Significant differences (Kruskal Wallis,* P*<0,05) between half slope and high slope.*