

BANCO DE SEMILLAS, REGENERACION Y CRECIMIENTO DE *TELINE MONSPESSULANA* (L.) K. KOCH DESPUES DE UN INCENDIO FORESTAL

SEED BANK, REGENERATION AND GROWTH OF TELINE MONSPESSULANA (L.) K.KOCH AFTER A FOREST FIRE

Rafael A. García¹, Aníbal Pauchard^{1,2} & Eduardo Peña¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. Casilla 160-C. Concepción, Chile

²Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB). Casilla 653. Santiago, Chile. pauchard@udec.cl

RESUMEN

Las especies de plantas invasoras y el fuego pueden generar retroalimentación positiva, modificando la dinámica del paisaje y los ciclos ecosistémicos. Este trabajo tiene por objetivo estudiar los patrones poblacionales de *Teline monspessulana* después de un incendio forestal en la zona costera de la Región del Bío-Bío, Chile, dominada por plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*. El estudio se realizó en un sector del Cerro Caracol, adyacente a la ciudad de Concepción, que fue afectado por un incendio en febrero de 2005. El área de estudio fue estratificada en tres sitios, los que representan diferencias en cobertura y pendiente. En cada sitio se establecieron quince parcelas de un metro cuadrado. El banco de semillas de *T. monspessulana* fue registrado a diferentes profundidades en cada sitio. Durante la primavera de 2005 hasta el otoño de 2006, registros mensuales de la densidad y altura de la regeneración de *T. monspessulana* fueron compilados para cada parcela. Las semillas de *T. monspessulana* almacenadas en el banco edáfico alcanzaron un máximo de 3.975 semillas m⁻², registrándose una variación significativa entre los sitios. La regeneración promedio varió entre 12.000 plantas/ha a 2.131.000 plantas/ha dependiendo del sitio. Transcurrido ocho meses desde el inicio de la germinación, la mayor altura promedio de *T. monspessulana* se registró en el sitio con mayor cobertura arbórea (ca. 70 cm). Acompañando a *T. monspessulana* regeneraron las especies introducidas *Acacia melanoxylon* y *Rubus ulmifolius*. Una vez concluido el periodo estival se aprecia una disminución cercana al 35% en la densidad de *T. monspessulana* en los tres sitios. Se concluye que el fuego está favoreciendo la permanencia y dominancia de *T. monspessulana* en zonas de plantaciones forestales con especies exóticas de la Región del Bío-Bío costera de Chile.

PALABRAS CLAVES: Retamilla, especies exóticas, invasiones biológicas, feedbacks positivos de fuego, *Genista*.

ABSTRACT

Invasive plant species and fire may generate positive feedbacks, modifying landscape dynamics and ecosystem cycles. This study aims to study the population patterns of *Teline monspessulana* after forest wildfires in the coastal areas of the Bio-Bio Region of Chile, which is dominated by forest plantations of *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus*. The study was conducted in Cerro Caracol park, located next to the city of Concepción and burned by a fire in February 2005. The study area was stratified in three sites, representing a range of cover and slope conditions. In each site, fifteen plots of one square meter were established. Seed bank was recorded at different depth in each the sites. During the spring of 2005 and summer to the fall of 2006, monthly records of density and height of *T. monspessulana* regeneration and other companion species were compiled for each plot. Fire destroyed all shrub and herbaceous vegetation. However, seeds of *T. monspessulana* in the seed bank reached to 3,975 seeds m², great variation across sites was detected. The average regeneration vary between sites between 12,000 and 2,131,000 plants/ha. After eight months, since the beginning of the germination, the heighest average height was

recorded for the site with greater canopy cover (ca. 70 cm). Along with *T. monspessulana*, other introduced species regenerated such as *Acacia melanoxylon* and *Rubus ulmifolius*. At the end of the summer season, a decline of 35% in the initial *T. monspessulana* density was detected across the three sites. We conclude that fire is favoring the presence and dominance of *T. monspessulana* in areas with exotic tree plantations along the coastal zone of the Bio-Bio Region of Chile.

KEYWORDS: French broom, exotic species, biological invasions, positive fire feedbacks, *Genista*.

INTRODUCCION

Las invasiones biológicas figuran en la actualidad dentro de los principales factores que amenazan la biodiversidad a nivel mundial (Mack *et al.* 2000). Es tal el impacto de las invasiones biológicas, que se considera que después de la destrucción del hábitat y los cambios antrópicos de la atmósfera y océanos, son el segundo problema más importante en afectar a los ecosistemas con consecuencias tales como la inutilización de terrenos, pérdidas de biodiversidad y de cosechas (Mack *et al.* 2000, Stohlgren *et al.* 2001, Sykes 2001).

Una de las formas más drásticas en que las plantas invasoras pueden afectar ecosistemas nativos es cambiando las características del régimen del fuego tales como frecuencia, intensidad, grado, tipo y estacionalidad (Mack y D'Antonio 1998, Brooks *et al.* 2004). Estos cambios en el régimen del fuego pueden promover la germinación y el establecimiento de nuevos invasores. Entonces un nuevo ciclo planta invasora-régimen de fuego puede ser establecido (Mack y D'Antonio 1998, Brooks *et al.* 2004).

Chile no está ajeno a la problemática de las plantas invasoras, y numerosas especies ocasionan pérdidas a nivel productivo, o son una seria amenaza a los esfuerzos de conservación de la biodiversidad dentro del país (Arroyo *et al.* 2000, Pauchard *et al.* 2004, Figueroa *et al.* 2004). Sin embargo, poco se sabe sobre los efectos ecosistémicos de las especies invasoras, en especial de aquellas con un mayor potencial invasivo (Pauchard *et al.* 2004).

Una de estas especies introducidas al país y que se ha transformado en una maleza altamente invasiva, especialmente en la zona centro sur, es *Teline monspessulana* (L.) K.Koch (retamilla, retamo, french broom; syn. *Cytisus monspessulannus* L., *Genista monspessulana* (L.) L.A.S.Johnson), perteneciente a la familia Fabaceae (Matthei 1995, Pauchard y Alaback 2002). Actualmente, *T. monspessulana* crece silvestre entre las VII y IX

regiones. Se encuentra frecuentemente en el sotobosque de las plantaciones de *Pinus radiata* D.Don y *Eucalyptus globulus* Labill; en taludes y claros del bosque, en áreas abiertas o degradadas forma extensos matorrales. Esta especie es también abundante en zonas húmedas y suelos ácidos, así como en suelos arenosos. También, es posible encontrarla en orillas de caminos y sitios perturbados en áreas cordilleranas alejadas del valle central. En California, es considerada uno de los arbustos leguminosos invasores más severos (Alexander y D'Antonio 2003) y también es considerada una maleza en Australia y Nueva Zelanda (Johnson 1982, Bossard 2000). *Teline monspessulana* puede llegar a desplazar a especies nativas de flora y fauna, especies forrajeras y hace la reforestación más difícil. Es un competidor muy fuerte y puede llegar a dominar una comunidad de plantas, formando densos y monoespecíficos rodales (Bossard 2000).

Las semillas de *T. monspessulana* poseen un duro revestimiento y pueden estar sin germinar durante años, por lo que grandes bancos de semillas son acumulados debajo de las plantas madres (Paynter *et al.* 1998). Esta capacidad de *T. monspessulana* le permite asegurar su posterior regeneración, razón por la cual es considerada una maleza de difícil control (Matthei 1995, Alexander y D'Antonio 2003b). Sin embargo, se ha registrado una muy baja supervivencia de las plantas provenientes del banco de semillas debajo de las formaciones adultas de *T. monspessulana* (Smith 1994, Pauchard *et al.* 2008). De hecho, el retiro del dosel puede ser un requisito previo para la regeneración de *T. monspessulana* (Paynter *et al.* 1998). Esta remoción del dosel estaría ligada a la ocurrencia de perturbaciones que dependiendo de su tipo e intensidad estaría favoreciendo la regeneración de una u otra especie.

En Chile, la dinámica de regeneración de *T. monspessulana* y su relación con la ocurrencia de perturbaciones ha sido poco estudiada, pero la

evidencia empírica demuestra que esta está fuertemente ligada a estos eventos. Este estudio tiene como objetivo describir los patrones poblacionales de *T. monspessulana* durante el primer año después de la ocurrencia de un incendio forestal. Para ello se determinó el tamaño del banco edáfico de semillas de *T. monspessulana* después de un incendio forestal y se estudió la distribución de las semillas a diferentes profundidades de suelo. Además, se cuantificó y monitoreó, por una temporada de crecimiento, el número de plantas de *T. monspessulana* regeneradas después de un incendio forestal, determinando sus tasas de crecimiento, e identificando las especies que regeneran junto a *T. monspessulana*.

MATERIALES Y METODOS

El área de estudio corresponde a un sector del Cerro Caracol (36°50,29' S, 73°02,86' W), a una altura de 175 ms.n.m ubicado en la periferia de la ciudad de Concepción. El área se encuentra cubierta por una plantación adulta de *Eucalyptus globulus* y bosquetes de *Acacia melanoxylon* R.Br. (Fabaceae) que se vio afectada por un incendio forestal el 1 de febrero de 2005, el cual consumió aproximadamente 13 hectáreas.

El clima corresponde a templado cálido con una estación seca corta de 4 meses. Las precipitaciones alcanzan 1.100 mm anuales, de los cuales un 65 a 70% cae entre los meses de mayo a agosto. Con una temperatura media anual cercana a los 12 °C y una amplitud térmica anual de 7,5 °C. El suelo es del tipo granítico de la serie San Esteban, presenta pendientes muy fuertes, hecho que sumado a la falta de cobertura vegetal lo hacen altamente susceptible a la erosión.

El área fue estratificada en tres sitios (S1, S2 y S3) con diferencias en pendiente y cobertura (Tabla I). La cobertura de copas fue determinada mediante el análisis de fotografías digitales tomadas desde el nivel del suelo hacia el dosel en cada punto de muestreo. S1 presentó la condición más cerrada del dosel superior. S2 una condición intermedia de dosel y S3 prácticamente libre de cobertura arbórea. Se observó en los tres sitios la eliminación total de la vegetación arbustiva por parte del fuego, quedando en pie sólo los individuos adultos de *E. globulus* y *A. melanoxylon*, pero con su follaje completamente destruido por el fuego. Al corto tiempo de ocurrido el incendio comenzó el rebrote de hojas en las ramas principales de *E. globulus*. En los sitios S1 y S3 fue posible encontrar gran cantidad de restos calcinados de *T. monspessulana* (ramas y tocones), en S2 también estaban presentes pero en mucho menor cantidad.

Tabla I. Caracterización de la vegetación de los tres sitios (* estrato inferior de *E. globulus*).

TABLE I. Vegetation characteristics of the three sites (* lower canopy layer of *E. globulus*).

	Densidad (Arb/ha)	DAP (cm)	H (m)	Cobertura de copas	Pendiente	Exposición
Sitio 1						
<i>Eucalyptus globulus</i>	280	62,1	34,4			
<i>Eucalyptus globulus</i> *	1200	5,4	9,5			
Total	1480			50%	40%	N
Sitio 2						
<i>Eucalyptus globulus</i>	120	45,7	30,2			
<i>Acacia melanoxylon</i>	2040	5,9	7,1			
Total	2160			20%	58%	SO
Sitio 3						
<i>Eucalyptus globulus</i>	200	24,7	18,9			
<i>Acacia melanoxylon</i>	2280	2,7	4,4			
Total	2480			10%	40%	NE

La intensidad de la perturbación se evaluó con una tabla creada especialmente para la clasificación de incendios mediante signos visuales dejados después del siniestro (Peña 1999), dando como resultado una intensidad entre las categorías 2 y 3, es decir, fuego de severidad moderada a fuegos severos, para los tres sitios.

En cada sitio se establecieron tres transectos paralelos de 50 m de largo a favor de la pendiente separados 25 m entre sí. En cada transecto se establecieron cinco parcelas circulares de un metro cuadrado. Estas parcelas se distribuyeron de forma aleatoria a lo largo de cada transecto. Se realizó un muestreo de suelos para la obtención de semillas presentes en el banco edáfico con un cilindro de 6,5 cm de profundidad y 5 cm de diámetro. En cada transecto se recolectaron tres muestras, en las parcelas de los extremos y la parcela central, obteniéndose un total de 9 muestras por cada sitio. Un muestreo previo no detectó diferencias significativas en el banco de semillas a diferentes profundidades, de ahí que las comparaciones se hicieron con la muestra completa sin considerar estratificación por profundidades.

Al interior de cada parcela, cada planta de *T. monspessulana* fue contabilizada y se le determinó su altura clasificándolas en rangos de altura cada 10 cm. El mismo procedimiento fue repetido para el resto de las especies que regeneraron junto a *T. monspessulana*. La toma de datos se realizó durante la primera fase de crecimiento de las plantas con un total de cinco mediciones. Las primeras cuatro se realizaron en los meses de primavera del 2005 y la quinta medición a mediados de otoño del 2006 para determinar el crecimiento en altura y la mortalidad ocurrida en el periodo estival, específicamente las mediciones fueron realizadas los meses de septiembre, octubre, noviembre, diciembre y mayo.

Para el análisis del crecimiento en altura de *T. monspessulana* se obtuvo un promedio ponderado de las alturas de cada parcela para cada una de las mediciones realizadas, además se determinó el promedio del 20% de las plantas de mayor altura de cada parcela como una medida de la clase dominante. Respecto a la densidad de plantas que crecieron junto a *T. monspessulana*, fueron agrupadas en un sólo conjunto, es decir, sin separarlas por especie, para determinar diferencias significativas entre los sitios en esta variable. La abundancia relativa de cada especie por separado fue analizada de forma

porcentual respecto al total de cada sitio. Los datos obtenidos de cada sitio para las variables número de plantas por unidad de superficie, altura promedio de *T. monspessulana* y regeneración de plantas acompañantes por unidad de superficie fueron analizadas a través de una ANOVA de medidas repetidas y se utilizó el test de Tukey para comparación de medias.

Para establecer el promedio de semillas por unidad de superficie en cada zona se analizó la unidad muestral en forma íntegra, es decir, el cilindro completo sin considerar las profundidades, se utilizó una ANOVA para establecer diferencias entre los sitios. Para determinar la tasa de germinación promedio de cada sitio se hizo una relación simple entre el número promedio de semillas m^2 y la cantidad de *T. monspessulana* m^2 . Para los análisis de los datos obtenidos se utilizó software SPSS 10.0 (Pérez 2005).

RESULTADOS

BANCO DE SEMILLA

La variabilidad del tamaño de los bancos de semillas dentro de los sitios, representada por el coeficiente de variación, es muy alta. La menor variabilidad se presentó en el sitio 1; en los sitios 2 y 3 alcanza valores superiores al 100%. Ahora bien entre S1 y S2 no se encontraron diferencias significativas en el tamaño de los bancos, pero estos dos sí difieren considerablemente de S3 (ANOVA, $F=7,306$, $p < 0,01$, Fig. 1). En S1 el banco de semillas estaba compuesto de 1.121 ± 303 (media \pm ES) semillas m^2 , en S2 de 510 ± 241 semillas m^2 y de 3.975 ± 1.636 semillas m^2 en S3.

Respecto al comportamiento de las semillas en el perfil del suelo, el análisis de varianza no arrojó diferencias entre la proporción de semillas almacenadas a distintas profundidades en un mismo sitio (ANOVA, $F=0,919$, $p > 0,05$). El porcentaje de semillas almacenadas en las distintas profundidades en cada uno de los sitios se ve en la Tabla II.

REGENERACIÓN Y CRECIMIENTO DE *T. monspessulana*.

Se encontró evidencias de una diferencia significativa entre los sitios para número promedio de plantas regeneradas por metro cuadrado

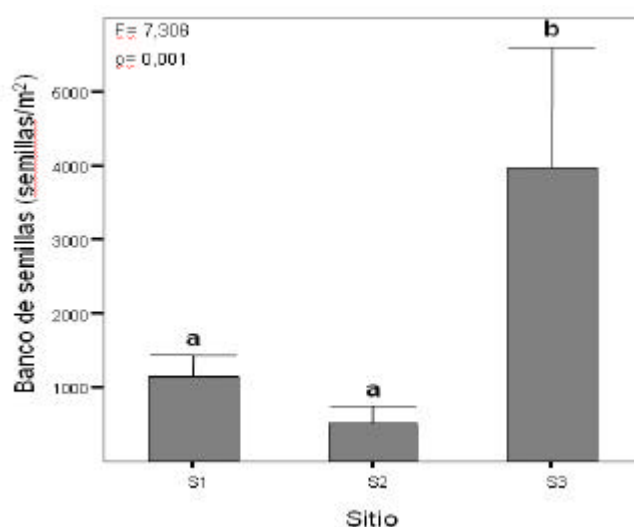


FIGURA 1. Tamaño promedio del banco de semillas de *Teline monspessulana* (+ ES) registrado en cada sitio (S1, S2, S3). S1 sitio con mayor cobertura de copas, S3 prácticamente nula cobertura y S2 condición intermedia.

FIGURE 1. Average seed bank size (+ SE) of *Teline monspessulana* in each site (S1, S2, S3). S1 site with greater canopy cover, S3 practically null cover and S2 intermediate condition.

TABLA II. Semillas almacenadas (%) a diferentes profundidades en el perfil del suelo en cada sitio. Profundidad 1 (0 – 1,5 cm), 2 (1,5 – 4,0 cm) y 3 (4,0 – 6,5 cm).

TABLE II. Seeds stored (%) at different depths of the soil profile in each site. Depth 1 (0 – 1.5 cm), 2 (1.5 – 4.0 cm) and 3 (4.0 – 6.5 cm).

Profundidad	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
1	55,0	22,2	44,3
2	20,0	33,3	20,0
3	25,0	44,4	35,7
Total	100	100	100

(ANOVA, $F=7,276$, $p < 0,01$). La mayor densidad de regeneración se registró en el sitio 3 donde el promedio de la cuarta medición fue de 213,1 plantas m^2 , seguido por el sitio 1 con un promedio 36,3 plantas m^2 . El máximo valor de regeneración en una parcela se registró en el sitio 3 y superó las 900 plantas m^2 . Por el contrario, el sitio 2 prácticamente no registró regeneración de *T. monspessulana*, concentrándose en tres de las quince parcelas establecidas en el sitio (media 1,2 plantas m^2). Al final del estudio se registró una disminución del 39,4% para S1, de 39,1% en S2 y de 33,2% en S3 respecto de la medición anterior (Fig. 2).

El porcentaje de germinación promedio registrado en terreno para el sitio 1 alcanzó a un 3,2% y para los sitios 2 y 3 un 0,2 y 5,4% respectivamente.

El comportamiento del crecimiento en altura de *T. monspessulana* fue exponencial en los tres sitios, no registrándose diferencias significativas entre ellos (ANOVA, $F=1,260$, $p > 0,05$, Fig. 2). El sitio 1 alcanzó una mayor altura promedio en la última medición con un valor de 69,2 cm seguido por el sitio 2 con 57,1 cm y el sitio 3 con 39,5 cm. El promedio de las alturas del 20% de las plantas de mayor tamaño de cada parcela, que en definitiva serán las que dominaran cada sitio, fue de 105,1 cm en S1 y de 73,9 y 71,7 cm para S3 y S2, respectivamente.

ESPECIES ACOMPAÑANTES

Dentro de las especies que crecían junto a *T. monspessulana*, se encontraron otras especies introducidas como *Acacia melanoxylon*, especie más abundante, y *Rubus ulmifolius* Schott, la trepadora nativa *Bomarea salsilla* (L.) Herb. fue la segunda en abundancia. Este orden en abundancia se repite en los tres sitios con leves variaciones (Tabla III). Considerando a las especies acompañantes como un todo, no se encontró diferencias significativas entre los sitios para la densidad total de plantas acompañantes de *T. monspessulana* entre los sitios (ANOVA, $F=1,134$, $p > 0,05$).

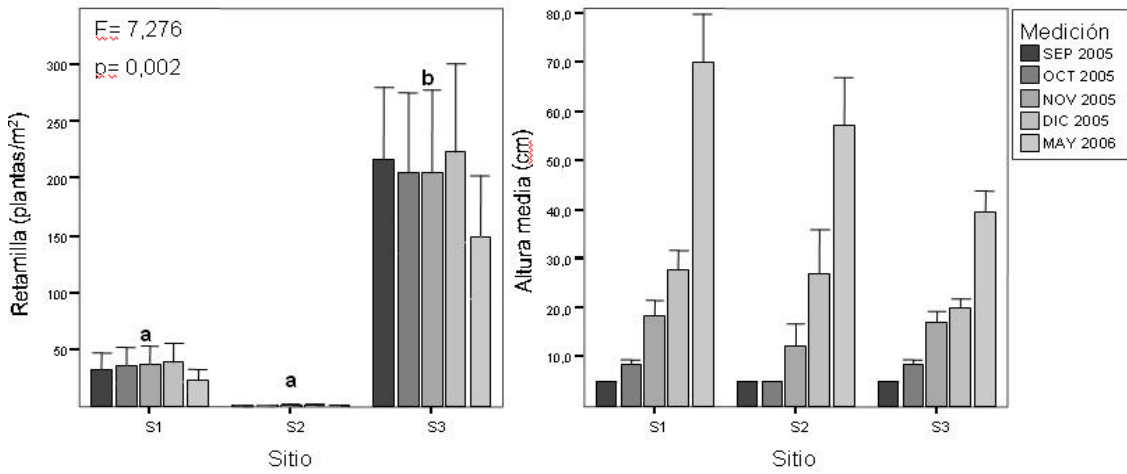


FIGURA 2. (a) Regeneración promedio y (b) altura media de *Teline monspessulana* (+ ES) registrada en cada sitio y en cada medición de monitoreo desde septiembre de 2005 a mayo de 2006.

FIGURE 2. (a) Average regeneration and (b) average height of *Teline monspessulana* (+ SE) registered in each site at each monitoring measurement from September 2005 to May 2006.

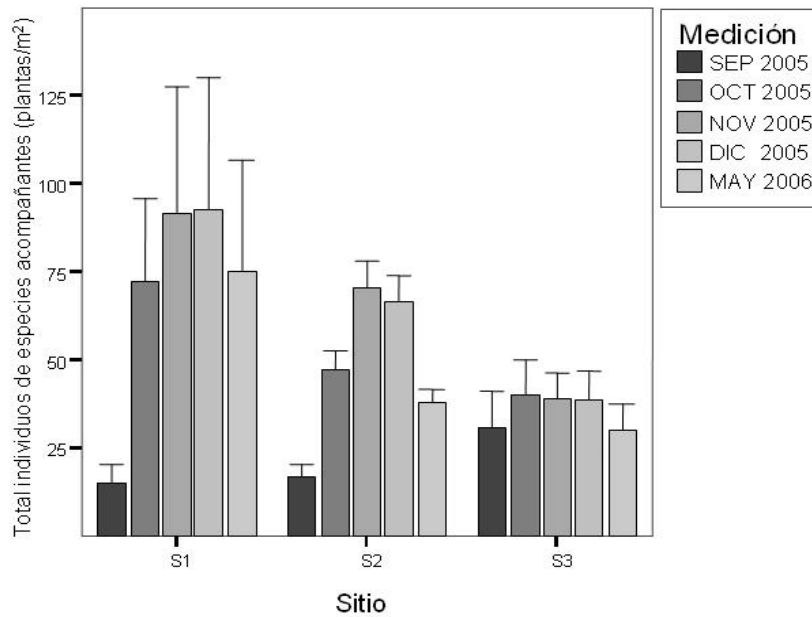


FIGURA 3. Número promedio de individuos de especies acompañantes de *Teline monspessulana* (+ ES) registrada en cada sitio y en cada una de las cinco mediciones de monitoreo desde septiembre de 2005 a mayo de 2006.

FIGURE 3. Average number of individuals of accompanying species of *Teline monspessulana* (+ SE) registered in each site and each one of the five monitoring measurements from September 2005 to May 2006.

TABLE III. Representatividad promedio (%) del número total de individuos de especies acompañantes de retamilla para los tres sitios.

TABLE III. Average representativeness (%) of total number of individuals of accompanying species of retamilla for the three sites.

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
<i>Acacia melanoxylon</i>	82,0	72,5	67,2
<i>Rubus ulmifolius</i>	2,3	3,4	11,8
<i>Bomarea salsilla</i>	5,7	22,4	20,4
Otras	10,0	1,7	0,6

El número de individuos de *A. melanoxylon* fue en aumento durante los cuatro primeros meses en los tres sitios (Fig. 3). Durante el periodo estival la mortalidad de esta especie alcanza el 17,5, 32,2 y 16,4% en los sitios S1, S2 y S3 respectivamente. En el caso de *B. salsilla*, su disminución comenzó mucho antes siendo evidente entre los meses de noviembre y diciembre, alcanzando una mortalidad del 100% en los tres sitios una vez finalizado el periodo estival. *Rubus ulmifolius* presentó un comportamiento más errático durante las mediciones del estudio y fue la que mejor soportó el periodo estival aumentando su población durante estos meses en un 91% en S1 y un 44% en S3, en S2 experimentó una leve disminución del 3,6%.

DISCUSION

Pese a que el fuego consumió completamente las formaciones de *T. monspessulana*, un número importante de sus semillas fueron capaces de sobrevivir generando una abundante regeneración en la temporada de crecimiento inmediata después del incendio. La tasa de germinación registrada fue relativamente baja, pese al estímulo calórico, pero la gran cantidad de semillas aseguró una población que incluso superó los 2.000.000 de plantas/ha, estas nuevas plantas en un corto periodo de tiempo alcanzaron un grado de desarrollo que les asegura su permanencia en el área estudiada. La regeneración bajo stands puros de *T. monspessulana* llega a 333 plantas/ha y creciendo bajo plantaciones de *Eucalyptus* a 3.667 plantas/ha. En estado adulto, las densidades llegan a 52.778 plantas/ha en stands puros y a

34.223 plantas/ha bajo plantaciones de *Eucalyptus* (Pauchard *et al.* 2008). Estos valores reafirman la capacidad de *T. monspessulana* para recolonizar de forma rápida y abundante terrenos afectados por incendios forestales.

La elevada variabilidad detectada en el número de semillas se debe a que la cantidad y distribución de las semillas están relacionadas con factores que no se manifiestan en forma homogénea en los sitios, tales como la densidad y la edad de las plantas madres de *T. monspessulana* antes de la perturbación, la intensidad del incendio, el arrastre de las semillas por aguas lluvias y la depredación de semillas por aves y roedores. Miranda (2003) y Paynter *et al.* (1998) en sus respectivos estudios encontraron también una alta variabilidad en el número de semillas presentes en el banco edáfico entre sitios distintos.

Los bancos de semillas registrados en los tres sitios pueden ser comparados con los bancos de semillas de *T. monspessulana* en otros lugares del mundo y con los de otras especies de su mismo género. El banco de semillas de *T. monspessulana* medido en el Condado de Marin (California) cuenta con 900 a 10.582 semillas m² (Alexander y D'Antonio 2003). Paynter *et al.* (1998) afirma que en áreas del sur de Francia cubiertas por plantas maduras de *Cytisus scoparius*, el banco edáfico de semillas de esta especie supera las 3.000 semillas m² en promedio. En el mismo cordón de cerros donde se realizó el presente estudio, Miranda (2003) encontró que para un sitio completamente invadido por retamilla el banco edáfico de semillas presenta una media entre 1.624 y 3.043 semillas m². La cantidad de semillas por metro cuadrado registradas en los sitios 1 y 2 está por debajo de los promedios encontrados en los estudios antes descritos. El sitio 3 posee un banco de semillas de gran tamaño, el que incluso supera los valores encontrados por Miranda (2003) en el mismo sector bajo plantas adultas de *T. monspessulana*. Sin embargo, hay que tener presente que esas cifras corresponden a áreas sin presencia de perturbaciones.

La viabilidad de las semillas presentes en el banco edáfico de *T. monspessulana* debiera ser cercana al 100% (Paynter *et al.* 1998, Funke 1999, Miranda 2003), pero con baja capacidad germinativa (Funke 1999, Miranda 2003). De hecho,

el incremento de la temperatura hasta 90 °C por 5 y 10 minutos estimula la capacidad germinativa de la semilla, no superando el 32% (Funke 1999). Esta estimulación por calor podría, en parte, explicar las altas densidades de regeneración encontradas en este estudio. Las semillas de *T. monspessulana* pueden sobrevivir hasta cinco años en el suelo (Bossard 2000) de ahí que las semillas que no fueron estimuladas por el fuego morirán en unos cuantos años o mantendrán su estado de latencia hasta que un nuevo fuego las estimule.

Una vez establecidas las plantas de *T. monspessulana* forman densas y prácticamente monoespecíficas poblaciones al interior de áreas de vegetación nativa (McClintock 1985). La regeneración abundante de *T. monspessulana* se presenta preferentemente cuando los individuos adultos son removidos por alguna especie de disturbio. Por ejemplo, la abundancia de *T. monspessulana* en Francia se ha ligado al fuego (Paynter *et al.* 1998) y se ha observado con frecuencia a *T. monspessulana* como un colonizador de áreas con perturbaciones de suelos frecuentes como dunas, al costado de caminos y pendientes fuertes (Williams 1981, Johnson 1982, Bossard 1991). Por otro lado, Bossard (1991) revela que esa alteración de los suelos incrementa significativamente el establecimiento de las plantas provenientes del banco de semillas en un sitio de California. Smith y Waterhouse (1998) y Memmott *et al.* (1993) señalan que la mortalidad de las plántulas provenientes del banco de semillas es insignificante en ausencia de un dosel cerrado de *T. monspessulana*.

Aunque la falta de réplicas dificulta la determinación de los factores que influyen sobre la germinación, la mayor tasa registrada en S3 podría explicarse por la escasa cobertura arbórea existente y al suelo mineral expuesto que permite que el suelo alcance temperaturas más elevadas para estimular la germinación, a diferencia de S1 que formó después del incendio una nueva capa de hojarasca y que este sitio presenta la mayor cobertura arbórea de los tres sitios. Sin embargo, los factores que produjeron diferencias en la abundancia de regeneración entre los sitios no afectaron el crecimiento en altura. Las mayores alturas promedio se registraron en aquel sitio donde la cobertura de copas fue mayor (S1) y las menores donde la cobertura fue prácticamente nula (S3), esta

condición obedecería a la necesidad de las plantas por crecer en altura para competir por la luz solar. Los valores promedio correspondientes a las alturas de los tres sitios se vieron fuertemente influenciados por una gran cantidad de plántulas de *T. monspessulana* que apenas superaban los 5 cm de altura, que si bien lograron sobrevivir el periodo estival se encontraban suprimidas y muy débiles y sin duda morirán en el corto tiempo. Por otro lado, si consideramos sólo las plantas de mayor altura, que en definitiva serán las que dominarán el sitio las alturas promedio se elevan considerablemente alcanzando los 105,1 cm en S1, 73,9 cm en S3 y 71,7 cm en S2.

Teline monspessulana no es la única especie que aparece después de ocurrido un incendio forestal, existiendo una abundante regeneración de otras plantas, pero concentrada en muy pocas especies. De hecho la de mayor regeneración después de *T. monspessulana* fue *Acacia melanoxylon*, también especie introducida invasora. Esta abundancia resulta evidente dado que esta especie ocupaba densamente la zona antes del incendio. Sin embargo, su regeneración se presentó casi en su totalidad de forma vegetativa desde los tocones calcinados o raíces, la aparición de nuevos rebrotes fue constante durante toda la primavera. Incluso en el sitio 2, que presentó nula regeneración de *T. monspessulana*, se registró una abundante regeneración de otras especies, confirmando así que la baja representatividad de *T. monspessulana* en este sitio se debió a la poca abundancia de esta antes del incendio y no a factores que desfavorezcan la regeneración de cualquier tipo de vegetación. De hecho la presencia de *Acacia melanoxylon*, cuyo género es conocido por interactuar positivamente con el fuego (Kulkarni *et al.* 2007, Auld y Denham 2006, Radford *et al.* 2002, Morrison y Renwick 2000, Tozer 1998, Mucunguzi y OryemOriga 1996) viene a confirmar este hecho.

Resulta necesario, basado en la evidencia encontrada, estudiar cómo el fuego está favoreciendo la dominancia de *T. monspessulana* y estimulando la renovación de los individuos adultos por un gran número de plantas provenientes del banco edáfico. Este proceso puede tener efectos, no sólo a las escala de rodal, sino también a la escala de paisaje donde esta especie puede estar aumentando la frecuencia e intensidad de los incendios forestales.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la colaboración en terreno de numerosos voluntarios de la Facultad de Ciencias Forestales. Financiamiento de Fondecyt 1070488, Fondecyt 1040528 y ICM P05-002.

BIBLIOGRAFIA

- ALEXANDER, J. & C. D'ANTONIO. 2003. Seed bank dynamics of French broom in coastal California grasslands: Effects of stand age and prescribed burning on control and restoration. *Restoration Ecology* 11(2):185-197.
- ALEXANDER, J. & C. D'ANTONIO. 2003. Control methods the removal of French and Scotch Broom tested in coastal California. *Ecological Restoration* 21(3):191-198.
- ARROYO, M. T. K., C. M. MARTICORENA, O. MATTHEI & L. CAVIERES. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. En: *Impact of Global Change on Invasive Species*. (eds. H.A. Mooney & R. Hobbs), Island Press, New York, USA. pp. 385-421.
- AULD, T. D. & A. J. DENHAM. 2006. How much seed remains in the soil after a fire? *Plant Ecology* 187(1): 15-24.
- BOSSARD, C. C. 1991. The role of habitat disturbance, seed predation and ant dispersal on establishment of the exotic shrub *Cytisus scoparius* in California. *The American Midland Naturalist* 126:1-13.
- BOSSARD, C. C. 2000. *Genista monspessulana* (L.) L. Johnson. En: *Invasive plants of California's wildlands* (eds. C.C. Bossard, J.M. Randall, M.C. Hoshovsky), University of California Press, California, USA. pp. 203-208.
- BROOKS, M. L., C. M. D'ANTONIO, D. M. RICHARDSON, J.B. GRACE, & J.E. KEELEY. 2004. Effects of invasive plants on fire regimes. *BioScience* 54(7):677-688.
- FIGUEROA, J. A., S. A. CASTRO, P. A. MARQUET, & F. M. JAKSIC. 2004. Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural* 77:465-483.
- FUNKE, C. 1999. Efecto de la temperatura en la germinación de semillas de Retamilla (*Teline monspessulana* (L.) K. Koch), un estudio de laboratorio. Memoria de Título. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- JOHNSON, P. N. 1982. Naturalised plants in south-west South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 20:131-144.
- KULKARNI, M. G., S. G. SPARG & J. VAN STADEN. 2007. Germination and post-germination response of *Acacia* seeds to smoke-water and butenolide, a smoke-derived compound. *Journal of Arid Environments* 69(1): 177-187.
- MACK, M. C. & C. M. D'ANTONIO. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 13(5):195-198.
- MACK, R. N., D. SIMBERLOFF, W. M. LONSDALE, H. EVANS, M. CLOUT & F. BAZZAZ. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10(3):689-710.
- MATTHEI, O. 1995. Manual de las malezas que crecen en Chile. Alfabeto Impresores. Santiago. Chile. 549 pp.
- MIRANDA, V. 2003. Caracterización del banco edáfico de *Teline monspessulana* (L.) K.Koch en tres sitios de la provincia de Concepción. Memoria de Título. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- MORRISON, D. A. & J. A. R ENWICK. 2000. Effects of variation in fire intensity on regeneration of co-occurring species of small trees in the Sydney region. *Australian Journal of Botany* 48(1): 71-79.
- MUCUNGUZI, P. & H. ORYEMORIGA. 1996. Effects of heat and fire on the germination of *Acacia sieberiana* DC. and *Acacia gerrardii* Benth in Uganda. *Journal of Tropical Ecology* 12: 1-10.
- PAUCHARD, A. & P. ALABACK. 2002. La amenaza de plantas invasoras. *Chile Forestal*. 289:13-15.
- PAUCHARD, A., L. CAVIERES, R. BUSTAMANTE, P. BECERRA & E. RAPOPORT. 2004. Increasing the understanding of plant invasions in Southern South America: First symposium on Alien Plant Invasions in Chile. *Biological Invasions* 6(2):255-257.
- PAUCHARD, A., R. A. GARCÍA, E. PEÑA, C. GONZÁLEZ, L. A. CAVIERES & R. BUSTAMANTE. 2008. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K.Koch (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions* (en prensa).
- PAYNTER, Q., S. FOWLER, J. MEMMOTT & A. SHEPPARD. 1998. Factors affecting the establishment of *Cytisus scoparius* in southern France: implications for managing both native and exotic populations. *Journal of Applied Ecology* 35(4):582-595.
- PEÑA, E. 1999. Categorías de la severidad del fuego basado en los efectos observables en el área afectada. Modificación de la tabla publicada por Match, L. and T. Swetnam. 1995. Effects of Fire severity and climate on Ring-Width Growth of Giant Sequoia after Burning, pp. 241-246. En James K. Brown *et al.* (eds.) *Proceedings: Symposium on fire wilderness and park management*. Missoula, March 30-April 01, 1993. USDA Forest Service. Intermountain Research Station. Report INT-GTR-320.
- PÉREZ, C. 2005. Técnicas estadísticas con SPSS 12. Aplicaciones al análisis de datos. Pearson Educación, S.A., Madrid. España. 824 pp.
- RADFORD, I. J., D. M. NICHOLAS & J. R. BROWN. 2002. Impact of prescribed burning on *Acacia nilotica* seed banks and seedlings in the *Astrebla* grassland of northern Australia. *Journal of Arid Environments* 49(4): 795-807.

- STOHLGREN, T. J., Y. OTSUKI, C. A. VILLA, M. LEE & J. BELNAP. 2001. Patterns of plant invasions: A case example in native species hotspots and rare habitats. *Biological Invasions* 3(1):37-50.
- SYKES, M. T. 2001. Modelling the potential distribution and community dynamics of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex. Loud.) in Scandinavia. *Forest Ecology and Management* 141:69-84.
- TOZER, M. G. 1998. Distribution of the soil seedbank and influence of fire on seedling emergence in *Acacia saligna* growing on the central coast of New South Wales. *Australian Journal of Botany* 46(5-6): 743-755.
- WILLIAMS, P. A. 1981. Aspects of the ecology of broom (*Cytisus scoparius*) in Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 19:31-43.

Recibido:09.05.07
Aceptado: 27.07.07