



5º CONGRESO FORESTAL
ESPAÑOL

5º Congreso Forestal Español

Montes y sociedad: Saber qué hacer.

REF.: 5CFE01-124

Editores: S.E.C.F. - Junta de Castilla y León
Ávila, 21 a 25 de septiembre de 2009
ISBN: 978-84-936854-6-1
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Vegetación herbácea en una masa característica de *Pinus pinaster* en la región de procedencia “Meseta Castellana”: efecto de la intensidad de corta sobre la diversidad y composición florística

GONZÁLEZ-ALDAY, J.¹, MARTÍNEZ-RUIZ, C.¹ y BRAVO, F.^{2,3}

¹ Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid.

² Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid.

³ Unidad Mixta de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Uva-INIA).

Resumen

Los estudios que analizan el efecto del manejo selvícola sobre la composición florística y la diversidad vegetal de los estratos inferiores son escasos en los ecosistemas mediterráneos. Sin embargo, estos estudios son muy importantes si se quiere gestionar adecuadamente la conservación de la biodiversidad, el funcionamiento del ecosistema y la explotación de los recursos forestales. En este trabajo se analiza el efecto de tres intensidades de corta (25%, 50% y 100% del área basimétrica respecto a una zona sin tratar ó control) sobre la composición y diversidad de las especies herbáceas en una masa de *Pinus pinaster* situada en Cuéllar (Segovia), tres años después de su tratamiento. Los tres tratamientos aplicados generaron un gradiente en la respuesta vegetal del estrato herbáceo, para los parámetros analizados, mientras que se produjeron incrementos en la riqueza de especies y cambios en la composición florística a medida que aumentaba la intensidad de corta, se reducía el número de nuevas plántulas de pino establecidas en comparación con los datos que se obtuvieron en las parcelas control. Los resultados obtenidos indican que ninguno de los tres tratamientos analizados son adecuados para el correcto manejo de esta masa, debido principalmente a la disminución del número de plántulas de pino y a los cambios que se generan sobre la riqueza y composición florística. Los cambios producidos, pueden condicionar considerablemente la regeneración natural de la masa y el mantenimiento de la cubierta vegetal inferior asociada.

Palabras clave

Capa herbácea, ecosistemas mediterráneos, plántulas, perturbaciones antrópicas, silvicultura, especies leñosas.

1. Introducción

Uno de los principales retos de la silvicultura moderna es combinar la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas con la producción de madera y otros recursos (DECOCQ et al 2004; NEWMASER et al 2007). Estos principios, evidentemente, deben ser alcanzados mediante prácticas de gestión adecuadas (KIMMINS 2004). Por lo general, se supone que las prácticas de gestión, y sobre todo las cortas, modulan simultáneamente la disponibilidad de los diferentes tipos de recursos, por ejemplo, la luz, el agua y los nutrientes del suelo (DECOCQ et al 2004). Como resultado, la estructura de las masas, la diversidad y la composición de especies del sotobosque se ven muy afectadas (BENGTSSON et al 2000; ZENNER et al. 2006). Por lo tanto, conocer los efectos de diferentes intensidades de corta sobre los estratos herbáceos y arbustivos es un requisito

importantísimo para el desarrollo de una ordenación y gestión sostenible de los paisajes forestales (ROBERTS & GILLIAM 1995; PÉREZ-RAMOS et al 2008).

El pino resinero (*Pinus pinaster* Ait.) es una especie forestal natural característica de la cuenca del Mediterráneo occidental, principalmente distribuida a lo largo de la Península Ibérica, Francia e Italia (ALÍA et al 1996). Tradicionalmente, el pino resinero en el centro de España se ha utilizado fundamentalmente para la obtención de resina con la producción de madera como objetivo secundario. Sin embargo en la actualidad la reducción de la actividad resinera y la baja importancia económica de la madera de estas masas ha producido un cambio en las prácticas de gestión, con el objetivo de crear masas multifuncionales que preserven los atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas forestales y la conservación de la naturaleza (LEONE & LOVREGLIO 2004, RODRÍGUEZ et al 2008). Como resultado, entre las alternativas de gestión se están analizando diferentes intensidades de corta para inducir la revegetación natural de esta masa, pero siempre con la idea de que estas alternativas deben contribuir a mantener el paisaje y las funciones ecológicas, la producción de hongos (ORIA DE RUEDA 2003) ó la composición de las especies de sotobosque (PÉREZ-RAMOS et al 2008), así como otros componentes tales como el número de especies endémicas y la singularidad de los elementos (OJEDA et al 1995), al tiempo que se obtiene una producción sostenible de madera y resina.

El mantenimiento de las comunidades de sotobosque se está convirtiendo en un objetivo cada vez más común dentro del manejo forestal (D'AMATO et al 2009). Esta situación implica la necesidad de incorporar en los planes de gestión información sobre el comportamiento del sotobosque. Sin embargo, los efectos de las diferentes técnicas de gestión forestal sobre la diversidad vegetal y composición florística son más complejos y difíciles de generalizar de lo que se pensó originalmente (TÁRREGA et al 2006; D'AMATO et al 2009), subrayando la importancia de estudiar estas respuestas para diferentes tipos de bosque y bajo diferentes técnicas de gestión (GILLIAM 2002). Además, este tipo de respuestas no se encuentran bien estudiadas en las zonas mediterráneas, ya que la mayoría de los estudios publicados se centran en masas boscosas de América del Norte, cuya historia y gestión difieren radicalmente de la de Europa (DECOCQ et al 2004), y en particular de la Europa Mediterránea (SCARASCIA-MUGNOZZA et al 2000).

2. Objetivos

El objetivo de este estudio se centra en determinar el efecto de tres tratamientos de corta, en comparación con un control, sobre las plántulas de *P. pinaster*, así como sobre la diversidad, riqueza y composición florística de la vegetación que compone la masa. Las hipótesis que planteamos se enumeran a continuación: (1) el número de plántulas de *P. pinaster* se incrementara según aumente la intensidad de corta, (2) la diversidad y riqueza se verán afectadas por las intensidades de corta, y (3) los tratamientos aplicados producirán cambios en la composición florística en relación con el control.

3. Metodología

Sitio experimental

El estudio se realizó sobre una masa de *Pinus pinaster* situada en Cuéllar provincia de Segovia (757 m snm; 41°22'N, 4°29'W; región de procedencia "Meseta Castellana"). La densidad inicial de la masa se encuentra en torno a los 140 pies/ha, con edades comprendidas entre los 80 y 100 años. La selvicultura aplicada en estas masas se ha basado tradicionalmente

en tratamientos que han favorecido la obtención de resina, compatibles con una regeneración natural del pinar. El clima es mediterráneo semiárido con una temperatura media de 11,2°C y una precipitación media de 461 mm, distribuida sobre todo en primavera e invierno lo que produce un periodo de sequía que se prolonga desde mediados de junio a mediados de septiembre (MAPA 1987). Los suelos son arenosos y silíceos generados durante el cuaternario (JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN 1988), mientras que la vegetación de la zona se encuentra dominada por *P. pinaster* mezclado con algunos pies de *Pinus pinea* L. y entremezclada con áreas de cultivo agrícola.

Muestras

Sobre una superficie de 16 ha que compartía las misma estructura de la masa, así como condiciones abióticas y composición de especies, se delimitaron 12 parcelas permanentes de 70×70 m en el verano de 2003. Una vez establecidas las parcelas y para cada uno de los árboles mayores de 7,5 cm de diámetro que se encontraban dentro de cada parcela se midió su diámetro (D, cm) con la finalidad de obtener el área basimétrica sobre la que realizar los distintos tratamientos. Se aplicaron tres niveles de intensidad de corta sobre 9 de las 12 parcelas permanentes: (1) eliminación del 25% del área basimétrica (25C), (2) eliminación del 50% del área basimétrica (50C) y (3) eliminación del 100% del área basimétrica o cortas a echo (CT). Estos tratamientos se realizaron de forma aleatoria sobre las 9 parcelas seleccionadas, mientras que las 3 restantes permanecieron sin recibir tratamiento como controles (CO). Las cortas se realizaron siguiendo criterios silvícolas durante el otoño de 2003. Para más información consultar GONZÁLEZ-ALDAY et al (2009).

Los muestreos de vegetación de la masa se realizaron en mayo de 2006, para ello se establecieron 20 cuadrados al azar de 1 m² en cada una de las 12 parcelas permanentes, generando en total 240 cuadrados. Con la finalidad de eliminar el posible efecto borde ninguno de los cuadrados establecidos se encontraba en los 10 m próximos al borde de las parcelas permanentes. En cada uno de los cuadrados establecidos se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de cada una de las especies vasculares presentes, así como el número de plántulas de *P. pinaster* presentes menores de 3 años.

Análisis de datos

Para cada una de las 12 parcelas se analizó la diversidad específica (H') empleando el índice de SHANNON-WEAVER (1949), también se calculó la riqueza de especies para cada parcela, así como para cada uno de los grupos funcionales considerados (anuales, perennes y leñosas). Por otra parte, se calculó el número de plántulas de *P. pinaster* como la suma total de plántulas de los 20 cuadrados establecidos en cada parcela permanente. Para evaluar el posible efecto de las diferentes intensidades de corta, frente al control, sobre el número de plántulas de *P. pinaster*, diversidad, riqueza de especies (anuales, perennes y leñosas) y cobertura de herbáceas y leñosas se realizaron ANOVAs, seguidas de comparaciones por pares mediante el test de Tukey ($p < 0,05$). En todos los casos se efectuó una inspección de los residuales para comprobar la normalidad y homocedasticidad de los datos, sin embargo cuando no se cumplían estas condiciones (como en el caso de la riqueza) se realizaron las pertinentes transformaciones para datos enteros siguiendo las recomendaciones de ZAR (1996).

El análisis de la composición florística se realizó mediante un DCA (Detrended Correspondence Analysis), basándonos en el porcentaje de cobertura de cada planta y eliminando las especies que aparecían en menos de 4 cuadrados. Para facilitar la interpretación de los resultados, los tratamientos de corta se ajustaron en la ordenación

resultante mediante la función “enfit” con 1000 permutaciones (OKSANEN et al 2008). Los centroides obtenidos para cada tratamiento, así como las elipses que representan sus desviaciones estándar se incluyen en la ordenación resultante en el DCA (OKSANEN et al. 2008). Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa R (version 2.7.2; R Development Core Team 2008), usando el paquete VEGAN para el análisis multivariante (OKSANEN et al 2008).

4. Resultados

La densidad de plántulas de *P. pinaster* en las parcelas estudiadas fue muy baja, inferior a 3,3 plantulas/m², sin embargo, existen diferencias significativas entre las intensidades de corta analizadas ($F_{[3,8]} = 23,4$; $p < 0,001$, tabla 1). Las parcelas control (CO) mostraron el mayor número de plantas por parcela ($66 \pm 13,5$), mientras que en el lado opuesto, y con los valores más bajos, se encuentran las cortas a hecho (CT, $1 \pm 0,58$). Las parcelas de los tratamientos C25 y C50 mostraron un número intermedio de plántulas ($16 \pm 8,5$ y $8 \pm 1,8$, respectivamente).

La riqueza de especies (S) oscilaba entre 37 y 62 especies por tratamiento (tabla 1), mostrando valores significativamente mayores en las cortas a hecho (CT) que en el resto de tratamientos ($F_{[3,8]} = 16,86$; $p < 0,001$). Sin embargo, el índice de diversidad de Shannon, que mantiene altos valores en los cuatro tratamientos analizados ($H'\gamma$ siempre por encima de 4,2, tabla 1), no muestra diferencias significativas en función de la intensidad de corta ($F_{[3,8]} = 0,28$, $p = 0,835$)

Tabla 1. Comparación del número de plántulas de *P. pinaster* (número total de plántulas en los 20 cuadrados de cada parcela), riqueza y diversidad de especies entre los tratamientos aplicados (media \pm error estándar). Ver el apartado de metodología para una descripción pormenorizada de los tratamientos. Las diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) mediante el test de Tukey.

	Tratamientos			
	Control (CO)	25% AB (25C)	50% AB (50C)	100% AB (CT)
Nº Plántulas de <i>P. pinaster</i>	66 \pm 13,5 a	16 \pm 8,5 b	8 \pm 1,8 bc	1 \pm 0,58 c
Diversidad ($H'\gamma$)	4,22 \pm 0,12	4,28 \pm 0,21	4,16 \pm 0,08	4,40 \pm 0,28
Riqueza (S)	37 \pm 1,76 a	42 \pm 2,08 a	44 \pm 1,20 a	62 \pm 4,73 b
Riqueza de anuales	24 \pm 0,88 a	29 \pm 0,58 ab	31 \pm 0,33 b	41 \pm 1,76 c
Riqueza de perennes	9 \pm 0,58 a	9 \pm 0,88 a	10 \pm 0,88 a	15 \pm 1,67 b
Riqueza de leñosas	3 \pm 0,58	3 \pm 0,01	2 \pm 0,33	3 \pm 0,88
Cobertura de herbáceas (%)	31,50 \pm 0,96 a	47,13 \pm 4,20 b	47,82 \pm 1,76 b	55,82 \pm 3,12 b
Cobertura de leñosas (%)	6 \pm 0,73 a	2,30 \pm 1,63 ab	1,75 \pm 0,21b	1,22 \pm 0,80b

Las especies herbáceas dominan, tanto en número como en cobertura, en el sotobosque de las comunidades vegetales presentes en los cuatro tratamientos (tabla 1). El número de especies anuales varió significativamente en función de la intensidad de corta: las cortas a hecho (CT) mostraron los valores máximos ($41 \pm 1,76$), seguidas por las parcelas del tratamiento C50 ($31 \pm 0,33$), mostrando ambos tratamientos valores significativamente mayores que las parcelas de control (CO) ($F_{[3,8]} = 23,21$; $p < 0,001$). El número de especies perennes también fue significativamente mayor en las cortas a hecho (CT) que en el resto ($F_{[3,8]} = 7,3$; $p = 0,011$), mientras que el número de especies leñosas no se ve influenciada por la intensidad de corta ($F_{[3,8]} = 0,58$; $p = 0,647$).

En cuanto a cobertura, las herbáceas presentan valores similares en las tres zonas tratadas (C25, C50, CT), que oscilan entre 47-56%, siendo significativamente mayores que

los de las parcelas sin tratar o control (CO) ($F_{[3,8]} = 13,92$; $p < 0,01$; tabla 1). Por el contrario, la cobertura de especies leñosas fue significativamente mayor en las parcelas control (CO) que en las cortas a hecho (CT) o en las parcelas C50 ($F_{[3,8]} = 7,01$; $p = 0,013$; tabla 1), donde la cobertura de leñosas no llega al 2%.

Para poder visualizar el efecto de las diferentes intensidades de corta sobre la composición florística se ejecutó un DCA sobre el que se ajustaron los centroides de los diferentes tratamientos realizados como se puede observar en la figura 1. Los autovalores (λ) para los cuatro primeros ejes de DCA fueron 0,52; 0,40; 0,27 y 0,28 y el gradiente de longitud (GL) 3,95; 4,21; 3,41; y 3,31 respectivamente. El ajuste de los tratamientos de corta en la ordenación fue estadísticamente significativo ($P < 0,001$), y permitió apreciar cómo los tratamientos ocupan tres regiones diferentes dentro del espacio de la ordenación: las parcelas control (CO) se encuentra en la esquina superior izquierda del gráfico, mientras que las cortas a hecho (CT) aparecen opuestas en la parte inferior derecha del gráfico; los dos tratamientos intermedios (C25 y C50) mostraron el menor cambio direccional, ocupando en su mayor parte el origen de la ordenación. Otro aspecto a destacar, es que las posiciones de las elipses que representan sus desviaciones estándar tanto en los controles (CO) como en los tratamientos C25 y C50 son paralelas o muy semejantes, mientras que la elipse que representa al tratamiento CT es perpendicular a las anteriores, indicando que las cortas a hecho se están moviendo en dirección opuesta.

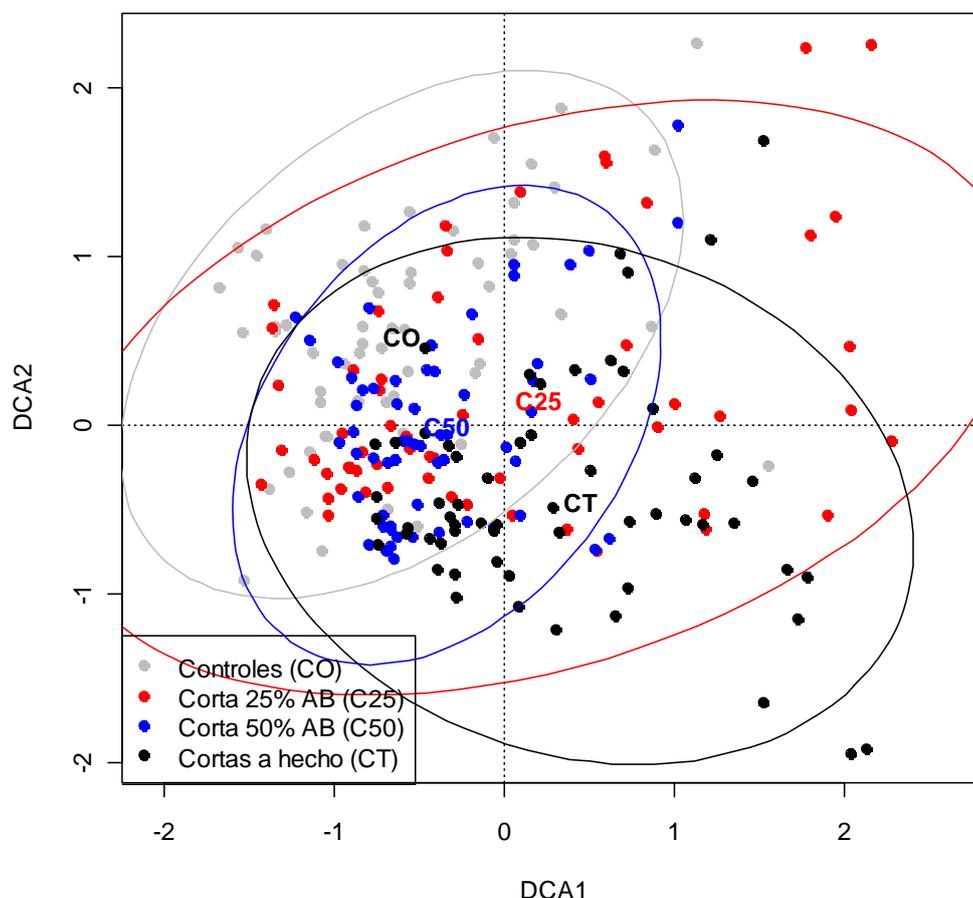


Figura 1. Dos primeros ejes del DCA sobre el total de 240 cuadrados de 1 m² muestreados para la comparación de la composición florística. La posición de los diferentes tratamientos con sus desviaciones estándar aparece superpuesta.

5. Discusión

Los resultados muestran que tres tratamientos de corta aplicados sobre una masa natural de *P. pinaster* en España respecto de un control, afectan a la riqueza de especies y a la cobertura de herbáceas y leñosas, además de reducir el número de plántulas de *P. pinaster* y alterar la composición florística. Estos resultados respaldan lo observado en estudios previos en los que las alteraciones o perturbaciones en el estrato arbóreo condicionan la respuesta de la vegetación del sotobosque (RAMOVŠ & ROBERTS 2003).

Un resultado importante de este trabajo es que las tres intensidades de corta redujeron el número de plántulas de *P. pinaster* en comparación con parcelas de control, por lo que se rechaza la primera hipótesis planteada. La reducción puede ser causada por una combinación de factores: (1) una disminución en la entrada de semillas causado por la eliminación de árboles en las parcelas tratadas en comparación con los controles, (2) una reducción de la cubierta arbórea, lo que altera el microclima del sotobosque (AUSSENAC 2000), por el aumento de la radiación solar durante el verano y la reducción de la disponibilidad de agua para las plántulas (GÓMEZ-APARICIO et al 2005, CALVO et al 2008) y (3) la competencia por el agua y nutrientes entre las plántulas y las especies anuales (PELTZER et al 2000), ya que las anuales son capaces de secar la parte superior del suelo provocando cierta mortalidad de plántulas, en especial, durante las primeras fases del desarrollo de éstas (STERNBERG et al 2001). De hecho, la influencia de estos factores puede estar remarcada por las intensas sequías estivales entre los años 2004-2006, especialmente en las parcelas tratadas, ya que la cubierta arbórea disminuye el estrés hídrico y la temperatura del suelo (PÉREZ & MORENO 1998; AUSSENAC 2000).

En cualquier caso, la densidad de las plántulas alcanzada tres años después de los tratamientos es muy baja, incluso en los controles (3,3 plántulas/m²), en comparación con las 8 plántulas/m² recomendadas para garantizar la regeneración natural (LUIS-CALABUIG et al 2002). Por lo tanto, la reintroducción artificial de semillas ó plántulas de pino pueden ser una opción adecuada para aumentar la densidad de plántulas (PAUSAS et al 2004), con el objetivo de hacer frente a la mortalidad causada por la competencia inter-específica (ESHEL et al 2000), y la escasa disponibilidad de agua durante los periodos estivales (GÓMEZ-APARICIO et al 2005), cuya incidencia puede verse incrementada en un futuro próximo como consecuencia de cambio climático (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) de 2007). De hecho, en la práctica selvícola de este tipo de masas es común recurrir a la siembra en los rodales donde la regeneración es defectuosa. En este caso, debe prestarse una especial atención a la procedencia de la semilla teniendo en cuenta que en situaciones de cambio global como la actual, la procedencia local puede no ser la más adecuada a las condiciones futuras.

La influencia de las tres intensidades de corta aplicadas fue evidente sobre la riqueza aunque no así sobre la diversidad, por lo tanto, la segunda hipótesis es parcialmente aceptada. Tres años después de los tratamientos, la riqueza del sotobosque fue mayor en las parcelas tratadas que en los controles, aunque las diferencias únicamente fueron significativas en el caso de las cortas a hecho (CT). Este aumento de la riqueza a la vez que aumenta la intensidad de la corta, ya ha sido observado en estudios similares en bosques templados (FREDERICKSEN et al 1999; ZENNER et al 2006). El aumento de la riqueza de especies se debe a la colonización por parte de plantas anuales y algunas perennes (GÖTMARK et al 2005), que se vieron favorecidas por la modificación de las condiciones de hábitat (JOBIDON 1990). A pesar de la influencia positiva de los tratamientos sobre la riqueza de especies, la

diversidad de Shannon no mostró diferencias entre las parcelas tratadas y el tratamiento control, al igual que sucede en otros estudios sobre bosques templados (GILLIAM 2002; KRZIC et al 2003).

La alta diversidad de Shannon alcanzada en todos los tratamientos indica que las comunidades vegetales desarrolladas no fueron dominadas por unas pocas especies (KRZIC et al 2003). Por el contrario, estos resultados no sugieren que un aumento en la intensidad de corta no influya sobre las especies del sotobosque. De hecho, PELTZER et al (2000) observaron que aunque la diversidad se mantenía, un aumento en la intensidad de los tratamientos silvícolas, favorece el establecimiento de un mayor número de especies herbáceas. Resultados que son coherentes con los aumentos en la riqueza de herbáceas anuales y perennes con la intensidad de corta.

Los tratamientos aplicados, en comparación con los controles, han influido sobre la riqueza de herbáceas anuales y perennes, así como sobre la cobertura de herbáceas y especies leñosas. Los tratamientos silvícolas aumentan el espacio potencial para crecimiento en el sotobosque (NEWMASER et al 2007), y la disponibilidad relativa de los recursos (FREDERICKSEN et al 1999), especialmente la luz (ZENNER et al 2006), en definitiva, mejoran las condiciones para el establecimiento de especies colonizadoras (NEWMASER et al 2007). No es de extrañar que nuestros resultados muestren patrones similares, con un incremento en riqueza de las anuales y en cobertura de las herbáceas a lo largo del gradiente de intensidad de corta (de los controles a las cortas a hecho). En estos bosques con climas mediterráneos semiáridos, la sequía estival genera hábitats con una fuerte estacionalidad y con el sotobosque dominado por especies anuales. Bajo estas condiciones, las especies perennes se establecen con dificultad en comparación con las anuales cuyo ciclo de vida se encuentra adaptado al estrés estacional (MADON & MÉDAIL 1997). Por el contrario, y como se ha comentado anteriormente, el establecimiento de nuevas plántulas de pino pueden estar limitado por un gran desarrollo de la cobertura de especies anuales a través de la competencia inter-específica (ESHEL et al 2000).

Las especies leñosas mostraron un patrón contrario a las anuales, manteniendo su riqueza y disminuyendo su cobertura a lo largo de la intensidad de corta (a partir de los controles a las cortas a hecho). Las especies leñosas fueron más abundantes en las parcelas con mayor cobertura arbórea (CO y C25). Es posible que la sombra parcial proporcionada por los árboles pueda aliviar las duras condiciones ambientales que prevalecen bajo pleno sol (ALRABABAH et al 2007), mejorando su crecimiento. Sin embargo, bajo los más severos tratamientos, aunque la riqueza de leñosas fue similar al control, la destrucción física de las especies leñosas por operaciones silvícolas (NEWMASER et al 2007), unida a la marcada estacionalidad pueden ser la causa de la reducción en su cobertura. Las diferentes respuestas de las herbáceas y leñosas lo largo de los tratamientos aplicados apoya la hipótesis de PEET (1978), quién encontró diferentes patrones de respuesta de las especies para los diferentes grupos estructurales (hierbas y leñosas).

Respecto a la composición de especies, los tratamientos aplicados afectaron a la composición florística en comparación con los controles, por lo tanto, la tercera hipótesis es aceptada. Las mayores diferencias en la composición florística de las parcelas de control se observaron frente a las cortas a hecho, mientras que los tratamientos C25 y C50 se mantuvieron intermedios, diferenciándose de ambos. Estas diferencias se debieron a la menor cobertura y frecuencia de las especies características que mostraron las parcelas tratadas, así como el mayor número y abundancia relativa de especies colonizadoras anuales y ruderales

(*Rumex acetosella*, *Erodium cicutarium*, *Avena fatua*, *Geranium molle*). De hecho, los drásticos efectos de las cortas sobre las condiciones ambientales, tales como los niveles de luz o la disponibilidad de sustrato (HAMMOND & BROWN 1998; BURKE et al 2008), producen nuevas zonas homogéneas que promueven la colonización de especies herbáceas características de los sitios perturbados (NEWMASER et al 2007; TORRAS & SAURA 2008). Al mismo tiempo, la cobertura y la frecuencia de las especies características de la masa se reduce, probablemente como consecuencia de la escasa afinidad de éstas con el nuevo hábitat (PÉREZ-RAMOS et al 2008). No es de extrañar que respuestas similares se hayan documentado en diferentes tipos de bosques y bajo diferentes técnicas silvícolas (PÉREZ-RAMOS et al 2008; DE GRAAF & ROBERTS 2009).

6. Conclusiones

Los resultados obtenidos indican que ninguno de los tres tratamientos analizados son adecuados para el correcto manejo y gestión de esta masa de *P. pinaster*, debido principalmente a la disminución del número de plántulas de pino y a los cambios que se generan sobre la riqueza y composición florística. Se debe tener en cuenta que estos cambios, pueden condicionar considerablemente la regeneración natural de la masa y el mantenimiento de la cubierta vegetal asociada.

Los gestores deben tener en cuenta que incluso los controles tienen problemas para garantizar su regeneración natural, debido a que la densidad de plántulas de pino observada no alcanza el mínimo requerido de 8 plántulas/m² (LUIS-CALABUIG et al 2002). Por lo tanto, sería necesario abrir futuras líneas de investigación para evaluar los factores que limitan el establecimiento de las plántulas, la eficacia de la reintroducción de las semillas o plántulas de pino y otras alternativas silvícolas (es decir, cortas de árboles individuales o uso de plantas nodriza) para lograr prácticas de gestión adecuadas orientadas a la obtención de productos y servicios respetando el funcionamiento del ecosistema.

7. Agradecimientos

Agradecemos a Sonia García-Muñoz, Rafael García, Cristóbal Ordóñez y Ana I. de Lucas su colaboración en el trabajo de campo. Este estudio ha sido financiado mediante el proyecto CICYT “Dinámica de masas maduras y primer desarrollo de pinares Mediterráneos” (AGL2007-65795-C02-01) coordinado por el Dr. Felipe Bravo, mientras que Josu González-Alday disfruta de una beca pre-doctoral del Gobierno Vasco (BFI06.114).

8. Bibliografía

ALÍA, R.; MARTÍN, R.; DE MIGUEL, J.; GALERA, R. M.; AGÚNDEZ, D.; GORDO, J.; SALVADOR, L.; CATALÁN, G.; GIL, L.A.; 1996. Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Ait. DGCN, Madrid, Spain

ALRABABAH, M.A.; ALHAMAD, M.A.; SUWAILEH, A.; AL-GHARAIBEH, M.; 2007. Biodiversity of semi-arid Mediterranean grasslands: impact of grazing and afforestation. Appl Veg Sci 10 257 – 264

AUSSENAC, G.; 2000. Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences of silviculture. Ann For Sci 57 287 – 301

BENGTSSON, J.; NILSSON, S.G.; FRANC, A.; MENOZZI, P.; 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. For Ecol Manage 132 39 – 50

BURKE, D.M.; ELLIOTT, K.A.; HOLMES, S.B.; BRADLEY, D.; 2008. The effects of partial harvest on the understory vegetation of southern Ontario woodlands. For Ecol Manage 255 2204 – 2212

CALVO, L.; SANTALLA, S.; VALBUENA, L.; MARCOS, E.; TÁRREGA, R.; LUIS-CALABUIG, E.; 2008. Post-fire natural regeneration of *Pinus pinaster* forest in NW Spain. Plant Ecol. 197 81 – 90

D'AMATO, A.W.; ORWING, D.A.; FOSTER, D.R.; 2009. Understory vegetation in old-growth and second-growth *Tsuga canadensis* forests in western Massachusetts. For Ecol Manage 257 1043 – 1052

DE GRAAF, M.; ROBERTS, M.; 2009. Short-term response of the herbaceous layer within leave patches after harvest. For Ecol Manage 257 1014 – 1025

DECOCQ, G.; AUBERT, M.; DUPONT, F.; ALARD, D.; SAGUEZ, R.; WATTEZ-FRANGER, A.; 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. J Appl Ecol 41 1065 – 1079

ESHEL, A.; HENIG-SEVER, N.; NEEMAN, G.; 2000. Spatial variation of seedling distribution in an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. Plant Ecol 148 175 – 182

FREDERICKSEN, T.S.; ROSS, B.D.; HOFFMAN, W.; MORRISON, M.L.; BEYEA, J.; JOHNSON, B.; LESTER, M.B.; ROSS, E.; 1999. Short-term understory plant community responses to timber-harvesting intensity on non-industrial private forestlands in Pennsylvania. For Ecol Manag 116 129 – 139

GILLIAM, F.S.; 2002. Effects of harvesting on herbaceous layer diversity of a central Appalachian hardwood forest in West Virginia, USA. For Ecol Manage 155 33 – 43

GÓMEZ-APARICIO, L.; GÓMEZ, J.M.; ZAMORA, R.; BOETTINGER, J.L.; 2005. Canopy vs. soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. J Veg Sci 16 191 – 198

GÓMEZ-APARICIO, L.; GÓMEZ, J.M.; ZAMORA, R.; BOETTINGER, J.L.; 2005. Canopy vs soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. J Veg Sci 16 191 – 198

GONZÁLEZ-ALDAY, J.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; BRAVO, F.; 2009. Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. Plant Ecol 201 211 – 220

GÖTMARK, F.; PALTTO, H.; NORDEN, B.; GÖTMARK, E.; 2005. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. For Ecol Manag 214 124 – 141



HAMMOND, D.S.; BROWN, V.K.; 1998. Seed size of woody-plants in relation to disturbance, dispersal, soil type in wet neotropical forests. *Ecology* 76 2544 – 2561

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE(IPCC); 2007. The physical science basis. Cambridge University Press, New York

JOBIDON, R.; 1990. Short-term effect of three mechanical site preparation methods on species diversity. *Tree Plant Notes* 41 39 – 42

JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN; 1988. Análisis del medio físico de Segovia. EPYPSA, Valladolid, Spain

KIMMINS, J.P.; 2004. Forest ecology: A foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry. Prentice Hall, NJ, USA

KRZIC, M.; NEWMAN, R.; BROERSMA, K.; 2003. Plant species diversity and soil quality in harvested and grazed boreal aspen stands of northeastern British Columbia. *For Ecol Manag* 182 315 – 325

LEONE, V.; LOVREGGIO, R.; 2004. Conservation of Mediterranean pine woodlands: scenarios and legislative tools. *Plant Ecol* 171 221 – 235

LUIS-CALABUIG, E.; TORRES, O.; VALBUENA, L.; CALVO, L.; MARCOS, E.; 2002. Impact of large fires on a community of *Pinus pinaster*. En: TRABAUD, L.; PRODON, R. (eds.): Fire and biological processes. pp 1 – 12, Backhuys Publishers, Leiden

M.A.P.A 1987. Caracterización agroclimática de la provincia de Segovia. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid, Spain

MADON, O.; MÉDAIL, F.; 1997. The ecological significance of annuals on a Mediterranean grassland. *Plant Ecol* 129 189 – 199

NEWMASTER, S.G.; PARKER, W.C.; BELL, F.W.; PATERSON, J.M.; 2007. Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. *For Ecol Manag* 246 196 – 207

OJEDA, F.; ARROYO, J.; MARAÑÓN, T.; 1995. Biodiversity components and conservation of Mediterranean heathlands in Southern Spain. *Biol Conserv* 72 61 – 72

OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGRENDE, P.; O'HARA, B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, H.; WAGNER, H.; 2008. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.16-0. <http://vegan.r-forge.r-project.org/>

ORIA DE RUEDA, J.A.; 2003. Guía de los árboles y arbustos de Castilla y León. Calamo, Palencia, Spain

PAUSAS, J.G.; BLADÉ, C.; VALDECANTOS, A.; SEVA, J.P.; FUENTES, D.; ALLOZA, J.A.; 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice-a review. *Plant Ecol* 171 209 – 220



- PEET, R.K.; 1978. Forest vegetation of the Colorado Front Range: pattern of species diversity. *Vegetatio* 37 65 – 78
- PELTZER, D.A.; BAST, M.L.; WILSON, S.D.; GERRY, A.; 2000. Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *For Ecol Manage* 127 191 – 203
- PÉREZ, B.; MORENO, J.M.; 1998. Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a *Pinus pinaster* woodland. *Plant Ecol* 134 27 – 41
- PÉREZ-RAMOS, I.M.; ZAVALA, M.A.; MARAÑÓN, T.; DÍAZ-VILLA, M.D.; VALLADARES, F.; 2008. Dynamics of understory herbaceous plant diversity following shrub clearing of cork oak forests: A five-year study. *For Ecol Manage* 255 3242 – 3253
- R DEVELOPMENT CORE TEAM; 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.r-project.org>
- RAMOVŠ, B.V.; ROBERTS, M.R.; 2003. Understory vegetation and environment responses to tillage, forest harvesting, and conifer plantation development. *Ecol Appl* 13 1682 – 1700
- ROBERTS, M.R.; GILLIAM, F.S.; 1995. Patterns and Mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecol Appl* 5 969 – 977
- RODRÍGUEZ, R.J.; SERRADA, R.; LUCAS, J.A.; ALEJANO, R.; DEL RÍO, M.; TORRES, E.; CANTERO, A.; 2008. Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait subsp. *Mesogeensis* Fieschi & Gausсен. En: SERRADA, R.; MONTERO, G.; REQUE, J.A. (eds.): Compendio de selvicultura aplicada en España. INIA, Madrid
- SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; OSWALD, H.; PIUSSI, P.; RADOGLU, K.; 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *For Ecol Manage* 132 97 – 109
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W.; 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana
- STERNBERG, M.; DANIN, A.; NOY-MEIR, I.; 2001. Effects of clearing and herbicide treatments on coniferous seedling establishment and growth in newly planted Mediterranean forests. *For Ecol Manage* 148 179 – 184
- TÁRREGA, R.; CALVO, L.; MARCOS, E.; TABOADA, A.; 2006. Forest structure and understory diversity in *Quercus pyrenaica* communities with different human uses and disturbances. *For Ecol Manage* 227 50 – 58
- TORRAS, O.; SAURA, S.; 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *For Ecol Manage* 255 3322 – 3330
- ZAR, J.H.; 1996. Biostatistical analysis, London. UK



ZENNER, E.; KABRICK, J.; JENSEN, R.; PECK, J.; GRABNER, J.; 2006. Responses of ground flora to a gradient of harvest intensity in the Missouri Ozarks. For Ecol Manage 222 326 – 334

