



6º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

6CFE01-106

Montes: Servicios y desarrollo rural
10-14 junio 2013
Vitoria-Gasteiz



Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Vitoria-Gasteiz, 10-14 junio de 2013
ISBN: 978-84-937964-9-5
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Análisis de la depredación post-dispersión de las semillas de *Pinus pinaster* Ait. en la Meseta Castellana

RUANO, I.¹, DEL PESO, C.¹ y BRAVO, F.¹

¹ Instituto Universitario de Investigación Gestión Forestal Sostenible. UVa-INIA.

Resumen

La fase de regeneración es un proceso clave para la continuación de la masa pero complejo donde influyen multitud de factores. Este trabajo se centra en la depredación post-dispersión de semilla de *Pinus pinaster* sin aislar ninguno de los depredadores potenciales. El experimento se lleva a cabo en el sitio experimental de Cuéllar (Segovia), situado en una masa homogénea de *Pinus pinaster* donde se instalaron en 2004 diez parcelas de 70 x 70 m con cuatro pesos de corta diferentes (0%, 25%, 50 % y 100% del área basimétrica). En dichas parcelas se está haciendo un seguimiento integrado de la regeneración natural y desde la primavera del 2010 hasta la actualidad se ha hecho el seguimiento paralelo de la lluvia de semillas y la depredación de las mismas. Quincenalmente se recogen las semillas de las trampas (5 trampas por parcela de 1 x 1 m) y se pone la misma cantidad de semillas en bandejas semienterradas en el suelo, comprobando antes la depredación desde la última visita. Con estos datos de depredación se pretende analizar los patrones de variación espacio-temporal de dicho factor y comprobar si es limitante para la regeneración natural de la especie.

Palabras clave

Regeneración natural, dispersión, disponibilidad de semilla.

1. Introducción

La regeneración natural es un proceso clave para la persistencia de las masas forestales ya que garantiza su continuidad. Sin embargo es un proceso complejo donde influyen multitud de factores a lo largo de sus diferentes fases que pueden complicar su éxito, especialmente en los ecosistemas mediterráneos. Estos ecosistemas están caracterizados, entre otras cosas, por una alta variabilidad climática interanual, resaltando las sequías durante el verano. Además las condiciones de los bosques están cambiando con el cambio climático: en general dominará una irregularidad climática donde las sequías serán más intensas y de mayor duración (IPCC, 2007). Esta nueva situación puede complicar la fase de regeneración de los bosques mediterráneos.

El pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) es una especie de gran importancia económica, ecológica y paisajística en la Cuenca del Mediterráneo. La superficie ocupada por esta especie sobrepasa los cuatro millones de hectáreas entre España, Portugal, Francia e Italia (Ribeiro *et al.* 2001). Se ha analizado la regeneración natural de esta especie después de un fuego (Calvo *et al.* 2008; Vega *et al.* 2010) y en masas naturalizadas (Miguel-Pérez *et al.* 2002; Ruano *et al.* 2009; Rodríguez-García *et al.* 2011a; Rodríguez-García *et al.* 2011b) pero a pesar de los avances que se han hecho durante los últimos años, todavía los modelos de regeneración natural bajo diferentes tratamientos selvícolas no están bien desarrollados en España, sobre todo por la falta de datos a largo plazo (Bravo *et al.* 2012).

En el caso de masas naturalizadas la cantidad de semilla que produce no es limitante para la regeneración (Miguel-Pérez et al 2002; del Peso et al 2012) por lo tanto los factores limitantes de esta especie se encuentran en las fases posteriores a la dispersión, como puede ser la depredación de semillas del banco edáfico o las duras condiciones con las que se encuentra la semilla para el establecimiento y el crecimiento en los primeros meses. Esta fase ha sido analizada (Ruano et al 2009; Rodríguez-García et al 2011a) pero no se disponen de datos de depredación post-dispersión para esta especie.

La depredación de las semillas del banco edáfico puede ser un limitante de la regeneración natural, como ocurre en masas de *Pinus nigra* Arn., especialmente los años de vecería (Lucas-Borja et al 2010) y en masas incendiadas (Ordóñez & Retana 2004) o en masas de *Pinus sylvestris* L. (Castro et al. 1999). En el caso del *Pinus pinaster* hay un período de letargo en el invierno. Durante estos meses el banco de semillas edáfico está expuesto a la depredación por parte de diferentes predadores: hormigas, pájaros y roedores principalmente.

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo es analizar los patrones de variación espacio-temporal de la depredación de semilla post-dispersión. También se pretende comprobar el efecto de los depredadores potenciales, sin diferenciar entre ellos, en el banco de semillas edáfico ya que puede ser un limitante para la regeneración natural.

3. Metodología

3.1 Diseño experimental y toma de datos

El ensayo se realizó en el dispositivo experimental de Mata de Cuellar (Segovia), localizado en una masa natural de *Pinus pinaster*, en el monte de C. U. P. N° 32 “Común de la Torre y Jaramiel”. El clima es de tipo mediterráneo, con sequía estival bastante acusada y un período de heladas seguras de tres meses. Este dispositivo se instaló en el 2004 para analizar de una manera integrada la regeneración natural de esta especie. Se delimitaron 10 parcelas de 70 x 70 m. En nueve de ellas se aplicaron tres intensidades de corta en tres repeticiones: 25% del área basimétrica, 50% del área basimétrica y 100% del área basimétrica. En la última parcela no se cortó nada (Figura 1). El área basimétrica media de las parcelas antes de la corta era de 8,7081 m²/ha. La información detallada de este sitio experimental está disponible en: <http://sostenible.palencia.uva.es/compartida/CuellarExperimentalSite.pdf>.

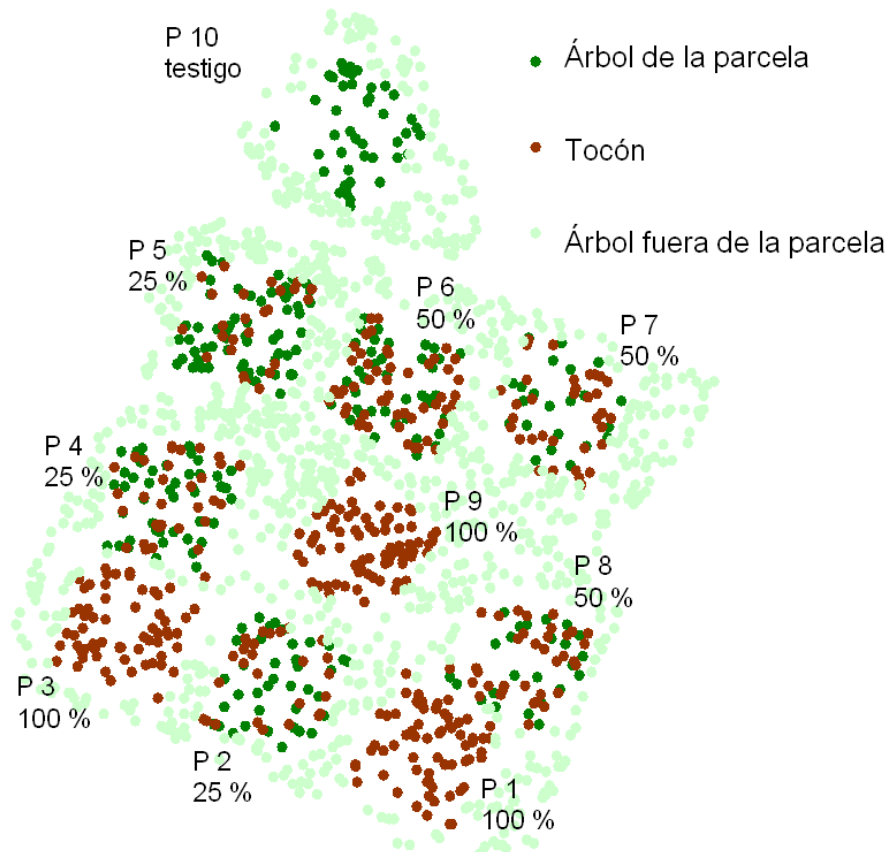


Figura 1. Sitio experimental de Mata de Cuéllar (Segovia): parcelas con la intensidad de corta aplicada en porcentaje de área basimétrica y posición de los árboles y tocones de las parcelas y de los árboles fuera de las parcelas

Para analizar la dispersión de semilla se instalaron 90 trampas de 1 x 1 m de forma sistemática, a razón de 9 trampas por parcela del dispositivo. En abril de 2010, en cada parcela, se enterraron 5 bandejas de vivero junto a 5 trampas de semillas de cada parcela del dispositivo (Figura 2). Desde abril del 2010 hasta la actualidad, se ha visitado mensualmente el dispositivo para recoger las semillas de las trampas. A su vez se ponía la misma cantidad semilla en la bandeja enterrada y se comprobaba la depredación de las semillas puestas en visitas anteriores. La semilla depositada en el suelo fue de la región de procedencia “Meseta Castellana”, suministrada por el Centro Nacional de Mejora Forestal “El Serranillo”. Así se ha podido llevar un seguimiento integrado en el espacio y el tiempo de la lluvia de semilla y la depredación.

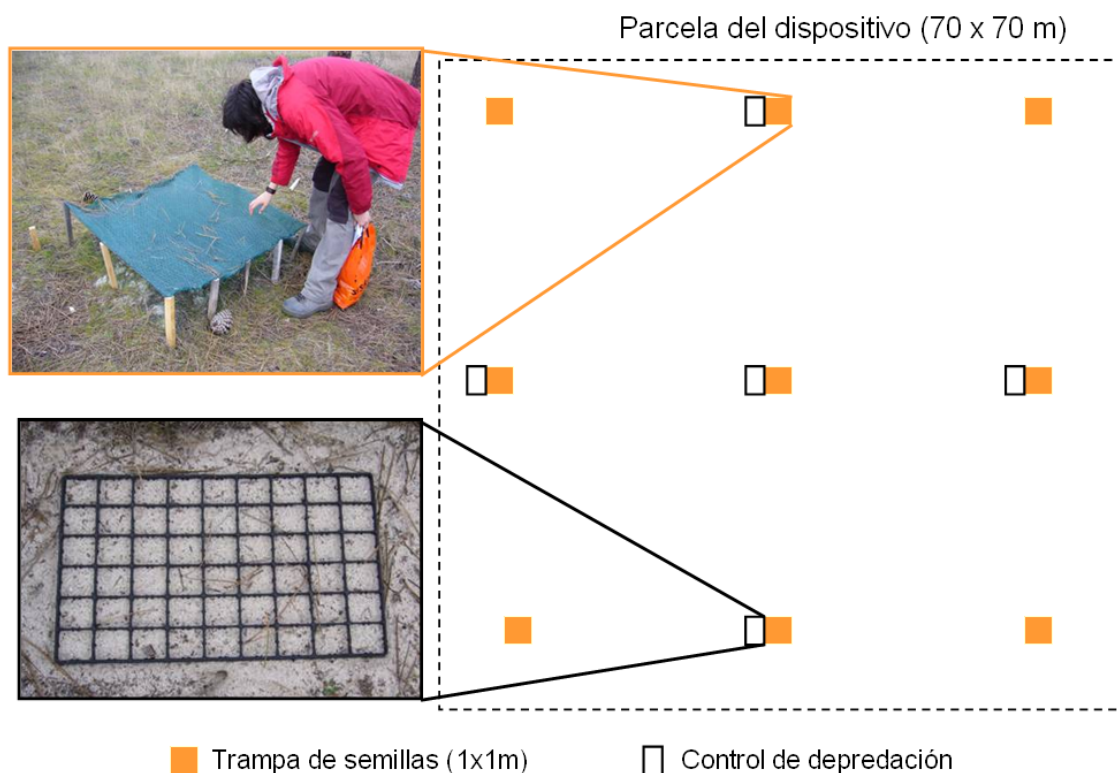


Figura 2. Diseño experimental en una parcela tipo del sitio experimental de Mata de Cuéllar (Segovia)

No se controlaron de manera aislada los depredadores potenciales (aves, roedores y hormigas) por lo que no se puede concluir el efecto aislado de cada uno de ellos, pero se encontraron diferentes restos que indican la presencia de los tres depredadores: semillas abiertas a la mitad (aves), semillas roídas (roedores) y semillas desaparecidas (los dos anteriores más las hormigas) (Bang y Dahlstrom 1999).

3.2 Análisis de datos

Se dispone de datos quincenales de dispersión de semilla y depredación de las mismas desde 2010 hasta la actualidad pero en el presente trabajo sólo se analizan los datos hasta primavera de 2012, es decir 24 meses de seguimiento ya que se ha considerado el inicio del año en abril, cuando empieza a dispersarse la semilla, y el final en marzo del siguiente año, cuando las semillas normalmente empiezan a germinar. Por lo tanto en el presente trabajo se analizaron dos años.

Primero se ha realizado un análisis descriptivo de la depredación en el período analizado. Segundo, se ha hecho un modelo lineal generalizado en el que la variable dependiente es el número de semillas del banco edáfico al final del año considerado, la cual sigue una distribución Poisson. En este modelo se consideraron diferentes variables explicativas (Tabla 1):

- Lluvia de semillas: la semilla disponible para los depredadores varió en cada bandeja ya que se ponía la misma cantidad de semilla que se recogía en la trampa. Además se probaron diferentes transformaciones para esta variable ya que, de acuerdo con las posibles respuestas funcionales de los depredadores, no existe una relación

lineal entre en número de presas y el número de capturas (Begon et al 1988). Las transformaciones que se probaron fueron: polinomial de tercer grado ($x + x^2 + x^3$), polinomial inversa ($1/x + x$), transformación cuadrática (x^2) y cúbica (x^3).

- Condiciones de micro-sitio (densidad del arbolado adulto). Estas condiciones se definieron considerando una parcela circular de radio 7,98 m alrededor de cada trampa de semilla donde se contaron los tocones y los árboles presentes y se estimó el área basimétrica de esa parcela de 200 m².
- Condiciones de micro-sitio (distancia al árbol/tocón más cercano). También se estimó la distancia desde la trampa al árbol y al tocón más cercano, ya que están posicionados todos los árboles y tocones del dispositivo, incluidos los situados entre parcelas.
- Condiciones de micro-sitio (cobertura del suelo). Se estimaron los porcentajes aproximados de coberturas en subparcelas de 1 x 1 m localizadas junto a las trampas de semillas, considerando 6 posibles coberturas: herbáceas (especies anuales), musgos y líquenes, pinocha, suelo mineral (arenoso principalmente), leñosas (especies arbustivas como *Cytissus sp.*, *Retama sp.* o *Halimium sp.*) y restos leñosos (ramas, ramillas, corteza o tronco).

El análisis estadístico se realizó con el programa estadístico SAS 9.2 (SAS Institute Inc., USA).

Tabla 1. Características de las variables consideradas en el estudio: variable respuesta (banco de semillas final) y variables explicativas. Tamaño muestral (n), media, mínimo, máximo y desviación típica. El tamaño muestral de la distancia al tocón más cercano es 45 ya que en la parcela testigo (sin corta) no se midió esta variable. El tamaño muestral del banco de semillas y la lluvia de semillas es mayor ya que se dispone de dos años de muestreo

Variable	n	media	mínimo	máximo	desv. típica
Banco de semillas final (semillas/m ²)	100	2,13	0,00	53,00	5,74
Lluvia de semillas (semillas/m ²)	100	24,69	1,00	110,00	19,47
Distancia al árbol más cercano (m)	50	9,77	1,13	38,76	8,75
Distancia al tocón más cercano (m)	45	6,54	1,63	16,23	3,48
Nº de árboles en 200 m ² alrededor	50	1,00	0,00	4,00	1,01
Nº de tocones en 200 m ² alrededor	50	1,54	0,00	6,00	1,62
Área basimétrica en 200 m ² alrededor	50	0,133	0,000	0,476	0,132
% herbáceas	50	36,00	0,00	97,00	26,09
% musgos y líquenes	50	21,48	0,00	90,00	24,33
% pinocha	50	23,67	0,00	95,00	26,84
% mineral	50	11,11	0,00	70,00	16,55
% leñosas	50	1,70	0,00	22,00	4,17
% restos leñosos	50	12,20	0,00	70,00	15,63

4. Resultados

4.1 Análisis descriptivo

La depredación de semillas es alta en todas las parcelas del sitio experimental por lo que el banco de semillas edáfico final es mucho menor de lo esperado sin analizar el proceso de depredación post-dispersión. En las parcelas donde la lluvia de semillas fue menor, principalmente las cortas a hecho, el banco de semillas final no es menor que las parcelas donde la lluvia de semillas fue mayor, como ocurre en las parcelas 6 y 7, con una corta del 50% del área basimétrica (Figura 3).

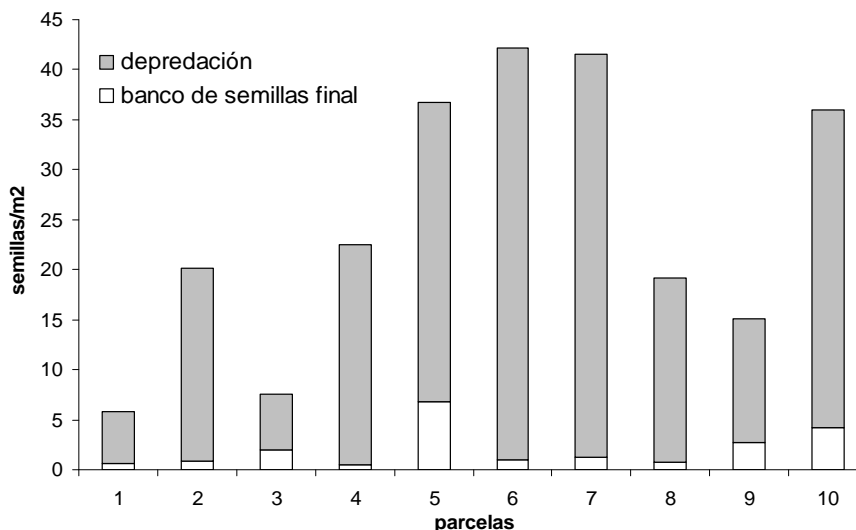


Figura 3. Valores medios por parcela del dispositivo (semillas por m^2): depredación, banco de semillas final y lluvia de semillas (total de la barra: banco de semillas más depredación)

Si analizamos la distribución temporal de la depredación promediando los datos disponibles podemos observar que está desplazada en el tiempo respecto a la lluvia de semillas. Mientras la dispersión de semillas mayor se produce durante el verano, la mayoría de la depredación se concentra en otoño. El banco de semillas edáfico tiene la mayor cantidad de semillas a finales del verano pero debido a la depredación se ve fuertemente disminuido al final del año considerado (Figura 4).

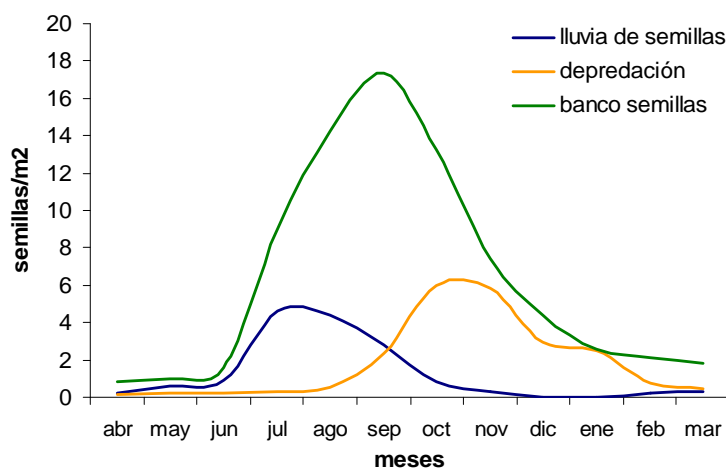


Figura 4. Distribución temporal de la lluvia de semillas, depredación y banco de semillas promedios.

4.2 Modelo lineal generalizado

El modelo lineal generalizado se ajustó considerando como variable independiente el banco de semillas final. Se ajustaron diferentes modelos con las variables consideradas y diferentes transformaciones para la variable lluvia de semilla. Finalmente las variables explicativas que mejor se ajustaron fueron la distancia al árbol más cercano, el número de árboles en 200 m², el porcentaje de herbáceas, el porcentaje de pinocha y el porcentaje de leñosas. Además se incluyó en el modelo el cuadrado de la lluvia de semillas ya que fue la transformación que mejor se ajustó (Tabla 2).

Los estimadores de las variables distancia al árbol más cercano y coberturas (herbáceas, pinocha y leñosas) son positivos por lo que, cuanto mayores sean estas variables, mayor será el banco de semillas. En cambio el estimador de la variable número de árboles en 200 m² es negativo. Esto indica que cuantos más árboles en ese radio menor será el banco de semillas. Por último, el estimador de la variable lluvia de semillas transformada también es positivo. Esto indica mayor banco edáfico cuanto mayor sea la lluvia de semillas, pero con una relación exponencial (Tabla 2).

La chi-cuadrado de Wald evalúa la significación estadística individual de cada uno de los coeficientes estimados, es decir identifica la variable con mayor relevancia. En este caso los valores más altos se encuentran para la lluvia de semillas transformada y el porcentaje de leñosas, seguido del número de árboles en 200 m² alrededor del punto de seguimiento de la depredación (Tabla 2).

Tabla 2. Modelo lineal generalizado estimado: estimador, error estándar y chi-cuadrado de Wald. El índice AIC (Akaike's information criterion) obtenido fue de 479,43

Parámetro	Estimador	Error estándar	Chi-cuadrado de Wald	P-valor
Término independiente	-0,8162	0,3360	5,90	0,0151
(Lluvia de semillas) ²	0,0003	0,0000	102,85	<0,0001
Distancia al árbol más cercano	0,0279	0,0114	5,97	0,0146
Nº de árboles en 200 m ² (*)	-0,7649	0,0833	84,36	<0,0001
% herbáceas	0,0103	0,0036	8,20	0,0042
% pinocha	0,0261	0,0039	45,91	<0,0001
% leñosas	0,1712	0,0161	112,73	<0,0001

(*)Nº de árboles en una parcela circular de radio 7,98 m (200 m²) alrededor del punto de seguimiento de la depredación

5. Discusión

Los resultados del presente estudio muestran una alta depredación del banco edáfico de *Pinus pinaster*. Esta depredación es baja durante el período de dispersión de semilla, que coincide con el período cálido y alcanza sus valores máximos durante el otoño, como también observaron Manso et al (2012) para *Pinus pinea* L. en la misma zona de estudio (meseta castellana). También se modelizó la depredación de *Pinus sylvestris* en Escocia como una relación directa con el tiempo desde la producción de conos hasta la dispersión (Worthy et al 2006) aunque en este caso la depredación post-dispersión no supuso un problema ya que sólo un 25% de las semillas fueron depredadas en esta fase.

Se consideró el número de tocones y árboles en las parcelas circulares de 200 m² alrededor del punto de depredación y la distancia al tocón y al árbol más cercano ya que pueden servir de refugio o percha para los depredadores. En el modelo lineal generalizado ajustado la distancia al árbol más cercano y el número de árboles en 200 m² alrededor fueron significativos pero la distancia al tocón más cercano y el número de tocones, no. Este resultado coincide con el obtenido por Manso et al (2012) para *Pinus pinea*. Analizaron la depredación considerando un factor de 4 niveles en función de la posición relativa de la semilla respecto a tocones y árboles próximos, observando que la supervivencia de la semilla a la depredación variaba en función de la posición relativa a los árboles, independientemente de los tocones. Por otro lado la distancia al árbol más cercano y el número de árboles en un radio de 7,98 m, que fueron significativos, son variables directamente relacionadas con la estructura de la masa. Lucas-Borja et al (2010) analizaron la depredación en masas de *Pinus nigra* pero no observaron esa significancia de la densidad de la masa, aunque lo analizaron a partir del área basimétrica.

Los árboles cercanos pueden influir en el banco de semillas ya que pueden proveer perchas a las aves depredadoras de pequeños mamíferos (Walters et al. 2005). En este caso proveerán perchas a las aves depredadoras de semillas ya que la relación banco de semillas – número de árboles es negativa y la relación banco de semillas – distancia al árbol más cercana, positiva. Del Peso et al. (2012) analizaron el patrón de dispersión de semilla en el mismo dispositivo experimental del presente trabajo observando mayor cantidad de semilla en las parcelas de mayor densidad. Si no se analiza la depredación post-dispersión, su resultado puede indicar que el banco de semillas edáfico será mayor en las parcelas de mayor densidad. En cambio en el presente trabajo se observó que, a pesar de que la cantidad de lluvia de semillas es significativa con un efecto positivo sobre el banco de semillas, a su vez los árboles más cercanos están favoreciendo a las aves depredadoras de semillas.

Lucas-Borja et al (2010) también analizaron el efecto de la vecería, observando que la depredación fue menor en años de mayor producción de semilla, como ha ocurrido también en el presente trabajo que el banco de semillas final es mayor cuanto mayor es la lluvia de semillas. En cambio Nopp-Mayr et al (2012) no observaron ese descenso de depredación de *Fagus sylvatica* L. en años veceros en bosques mixtos de centro-Europa.

Las coberturas de herbáceas, pinocha y leñosas resultaron significativas con un estimador positivo, lo que indica que cuando estas coberturas son mayores, el banco de semillas edáfico también será mayor. Esto puede indicar que las herbáceas, la pinocha y las leñosas ocultan a las semillas de sus depredadores. Este resultado difiere con varios trabajos de distintas especies y regiones. Castro et al (1999) no encontraron diferencias de depredación entre los micro-hábitats considerados (bajo cubierta de pino, zona abierta y bajo cubierta de arbustos) para *Pinus sylvestris*. Hulme (1997) observó que los roedores depredaban semillas de especies arbustivas mediterráneas con más frecuencia en las zonas con una cobertura vegetal mayor que en zonas abiertas al igual que Walters et al (2005) que analizaron el efecto del hábitat para dos especies de acacias en Sudáfrica. Se consideraron zonas de hierba alta, pastos, y zonas bajo cubierta arbórea, siendo la depredación mayor en las zonas de hierba alta ya que las herbáceas pueden servir de protección para los roedores. Nov-Mayr et al (2012) analizaron la depredación post-dispersión de *Picea abies* L. Karst, *Fagus sylvatica* y *Abies alba* Mill. en Viena, considerando micro-hábitats en función de la cobertura (zonas abiertas y zonas cubiertas de vegetación) pero este factor sólo fue significativo en uno de los años analizados. La diferencia de resultados del presente trabajo con los comentados puede ser

debido a las condiciones de micro-sitio definidas. En el presente trabajo se definieron porcentajes de coberturas localizadas en la zona de depredación de una manera muy concreta en cambio la mayoría de trabajos que han analizado las condiciones de micro-sitio no han llegado a una escala tan pequeña.

Se pretende continuar con el dispositivo para poder analizar el efecto interanual y su relación con las variables climáticas, como ya observaron Lucas-Borja et al (2010) el efecto de la temperatura en la depredación de *Pinus nigra*. También sería interesante, al final del ensayo, analizar la viabilidad de las semillas que quedan en el banco edáfico, ya que Castro et al. (1999) observaron una predilección de los depredadores por las semillas viables de *Pinus sylvestris*, lo que disminuye todavía más las posibilidades de regeneración por el banco de semillas edáfico.

6. Conclusiones

La depredación post-dispersión de *Pinus pinaster* en la meseta castellana afecta significativamente al banco edáfico de semillas lo que puede comprometer la regeneración natural de las masas ya que la cantidad de semilla disponible para germinar en primavera es mucho menor que la dispersada. La cantidad de semilla dispersada, junto a las condiciones de micro-sitio son claves para conocer la cantidad de semilla que tendrá el banco edáfico de semillas.

Existe una relación exponencial positiva entre el banco de semillas y la cantidad de semilla dispersada. En cuanto a las condiciones de micro-sitio, el número de árboles en 200 m² alrededor y la distancia al árbol más cercano fueron significativos indicando una posible ayuda para los pájaros depredadores de semillas. Además las coberturas de herbáceas, pinocha y leñosas tuvieron un efecto positivo sobre el banco edáfico mostrando un posible efecto protector de la semilla frente a posibles depredadores.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto "Estrategias selvícolas para la adaptación y mitigación del cambio climático en repoblaciones de pinares. Subproyecto 2" del Plan Nacional de I+D+i (Código: AGL2011-29701-C02-02) financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y por el programa de becas FPU del Ministerio de Educación.

8. Bibliografía

BANG, P.; DAHLSTROM, P. 1999. Huellas y señales de los animales de Europa. Omega. 264 páginas. Barcelona.

BEGON M.; HARPER J..L.; TOWNSEND C.R.; 1988. Ecología: individuos, poblaciones y comunidades. Omega. 885 páginas. Barcelona.

BRAVO, F.; ÁLVAREZ GONZÁLEZ, J. G.; RIO, M. DEL; BARRIO-ANTA, M.; BONET, J. A.; BRAVO-OVIEDO, A.; CALAMA, R.; CASTEDO-DORADO, F.; CRECENTE-CAMPO, F.; CONDÉS, S.; DIÉGUEZ-ARANDA, U.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C.; LIZARRALDE, I.; NANOS, N.; MADRIGAL, A.; MARTÍNEZ-MILLÁN, F. J.; MONTERO, G.; ORDÓÑEZ, C.; PALAHI, M.; PIQUÉ, M.; RODRÍGUEZ, F.;

RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; ROJO, A.; RUIZ-PEINADO, R.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, M.; TRASOBARES, A.; VÁZQUEZ-PIQUÉ, J. 2012. Growth and yield models in Spain: historical overview, contemporary examples and perspectives. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA) y Unidad de Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Santiago de Compostela). 72 páginas.

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

CASTRO, J.; GÓMEZ, J. M.; GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J. A. 1999. Seed predation and dispersal in relict Scots pine forests in southern Spain. *Plant Ecol* 145: 115-123

DEL PESO, C.; BRAVO, F.; RUANO, I.; PANDO, V. 2012 Patrones de diseminación y nascencia de *Pinus pinaster* Ait. en Meseta Castellana. En: GORDO, F. J.; CALAMA, R.; PARDOS, M.; BRAVO, F.; MONTERO, G. (eds.) La regeneración natural de los pinares en los arenales de la meseta castellana 161-174 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA) Valladolid

HULME P. E. 1997 Post-dispersal seed predation and the establishment of vertebrate dispersed plants in Mediterranean scrublands. *Oecologia* 111: 91-98

IPCC 2007. En: SOLOMON, S.; QUIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Eds.). Climate change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom y New York, USA.

LUCAS-BORJA M. E.; SILVA-SANTOS P.; FONSECA T. F.; TÍSCAR OLIVER, P. A.; LÓPEZ SERRANO, F. R.; ANDRÉS ABELLÁN, M.; MARTÍNEZ GARCÍA, E.; DEL CERRO BARJA A. 2010 Modelling Spanish black pine postdispersal seed predation in Central-eastern Spain *Forest Systems* 19, 393-403

MANSO, M.; CALAMA, R.; MADRIGAL, G.; GARRIGA, E.; DE BLAS S.; GORDO, F. J.; PARDOS, M. 2012 Dispersión primaria, dispersión secundaria y predación post-dispersión en *Pinus pinea* L. En: GORDO, F. J.; CALAMA, R.; PARDOS, M.; BRAVO, F.; MONTERO, G. (eds.) La regeneración natural de los pinares en los arenales de la meseta castellana 161-174 Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA) Valladolid

MIGUEL-PÉREZ, I.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C.; ALÍA-MIRANDA, R.; GIL-SÁNCHEZ, L. 2002. Growth phenology and mating system of maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) in central Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 11 (1), 195–204.

NOPP-MAYR, U.; KEMPTER, I.; MURALT, G.; GRATZER, G.; 2012 Seed survival on experimental dishes in a central European old-growth mixed-species forest – effects of predator guilds, tree masting and small mammal population dynamics *Oikos* 121: 337-346

- ORDÓÑEZ, J. L.; RETANA, J. 2004 Early reduction of post-fire recruitment of *Pinus nigra* by post-dispersal seed predation in different time-since-fire habitats *Ecography* 27: 449-458
- RIBEIRO, M. M.; PLOMION, C.; PETIT, R.; VENDRAMIN, G. G.; SZMIDT, A. E.; 2001. Variation in chloroplast single-sequence repeats in Portuguese maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) *Theor Appl Genet* 102 97-103
- RODRÍGUEZ-GARCIA, E.; BRAVO, F.; SPIES, T. 2011a Effects of overstorey canopy, plant-plant interactions and soil properties on Mediterranean maritime pine seedling dynamics *Forest Ecol Manag* 262 244-251
- RODRÍGUEZ-GARCÍA, E.; GRATZER, G.; BRAVO, F. 2011b Climatic variability and other site factor influences on natural regeneration of *Pinus pinaster* Ait. in Mediterranean forests *Ann For Sci* 68: 811-823
- RUANO, I.; PANDO, V.; BRAVO, F. (2009) How do light and water influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development? *Forest Ecol Manag* 258 2647-2653
- VEGA J.A.; FERNÁNDEZ, C.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FONTURBEL, T. 2010. Response of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant Ecol* 206: 297-308
- WALTERS, M.; MILTON, S. J.; SOMERS, M. J.; MIDGLEY, J. J.; 2005 Post-dispersal fate of Acacia seeds in an African savanna. *S Afr J Wildl Res* 35(2): 191-199
- WORTHY, F. R.; LAW, R.; HULME, P. E.; 2006. Modelling the quantitative effects of pre and post-dispersal seed predation in *Pinus sylvestris* L. *J Ecol* 94, 1201-1213