

IV Congreso Forestal Español.

Mesa Temática 1: Caracterización, dinámica y biodiversidad de los ecosistemas forestales

DIFERENCIAS EN LA DINÁMICA DE REGENERACIÓN DE LOS BOSQUES MEDITERRÁNEOS DESPUÉS DE GRANDES INCENDIOS: CONSECUENCIAS EN EL PAISAJE FORESTAL

Anselm Rodrigo, Javier Retana y F. Xavier Picó

Unidad de Ecología y Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). Universidad Autónoma de Barcelona. 08193 Bellaterra. Barcelona.

C.E.: anselm.rodrigo@uab.es

Resumen

La recuperación posterior al incendio de las comunidades de plantas Mediterráneas se ha descrito como un proceso de autosucesión, puesto que a medio término se recupera la composición vegetal anterior a la perturbación. Sin embargo, existen especies de plantas en la cuenca Mediterránea incapaces de sobrevivir al fuego en todas las situaciones, y consecuentemente el mecanismo de autosucesión no es aplicable a todas las situaciones. Nosotros analizamos 16 de tipos de bosques para ver si siguen efectivamente un proceso de autosucesión después del fuego. Para hacerlo hemos desarrollado un modelo estocástico basado en datos de campo (RODRIGO ET AL. 2004), para predecir las dinámicas post incendio de estos bosques a medio término en zonas con grandes incendios. En general, los bosques de *Quercus* (rebrotadores) y los pinos *Pinus halepensis* y *P. pinaster* muestran patrones de regeneración directa. Por el contrario, bosques de *P. nigra*, *P. sylvestris* y *P. pinea* cambian a otro tipo de formación vegetal después del incendio. Los resultados obtenidos han servido para predecir cambios en el paisaje forestal de 5 grandes incendios ocurridos en Catalunya. Se muestra un cambio drástico en la superficie de estos bosques y, consecuentemente, la necesidad de considerar la restauración postincendio de algunos de estos bosques.

PALABRAS CLAVE: autosucesión, *Quercus*, *Pinus*, grandes incendios.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales representan la mayor perturbación en los ecosistemas mediterráneos (TRABAUD 1994, WHELAN 1995), especialmente en la cuenca mediterránea, donde la incidencia del fuego es particularmente alta como consecuencia del impacto humano en los ecosistemas (TRABAUD 1987, Le HOUÉROU 1987). El comportamiento, la extensión y intensidad del fuego determina el éxito de la regeneración post incendio de una zona. Sin embargo, y a pesar de la variabilidad de los efectos del fuego en la vegetación, está ampliamente aceptado que los ecosistemas mediterráneos afectados por fuegos presentan un patrón de regeneración directa, esto es, un proceso por el cual la base de esa regeneración es el mismo conjunto de especies existentes inmediatamente antes de la perturbación, y, en consecuencia, en pocos años se restablece la misma comunidad previa a la perturbación.

HANES (1971) fue el primero que introdujo la idea de regeneración directa en los ecosistemas mediterráneos acuñando el término "autosucesión" para describir este proceso en un chaparral Mediterráneo. TRABAUD & LEPART (1980) también describió un patrón similar de sucesión post-incendio en comunidades de garrigas mediterráneas en Francia. Estos autores encontraron que la composición florística de estas comunidades unos pocos años después del fuego no diferían poco de las comunidades más maduras de la misma área, y propusieron para explicar este proceso el término de autosucesión definido por HANES (1971). Las implicaciones ecológicas de la regeneración directa o autosucesión en este contexto son dos. Primero, se asume que las plantas están altamente adaptadas a la perturbación, por lo que el riesgo de la extinción a nivel local de alguna especie es muy bajo, y, segundo, las estrategias de gestión y conservación post-incendio no son tan urgentes debido a la capacidad de resiliencia del sistema.

La alta resiliencia post incendio de las comunidades de plantas mediterráneas se explica por la capacidad de muchas de sus especies de plantas de rebrotar después del fuego desde estructuras leñosas resistentes a las altas temperaturas (HODGKINSON 1998, LÓPEZ-SORIA & CASTELL 1992) o bien debido a la germinación de semillas capaces de resistir el fuego y que se encuentran almacenadas en bancos del suelo o de copa (LLORET 1998, ARIANOUTSOU & NE'EMAN 2000). Sin embargo, no es posible generalizar que todas las plantas de la cuenca mediterránea sobreviven al fuego en todas las situaciones. De hecho, varias especies de plantas mediterráneas no tienen mecanismos de regeneración post incendio eficientes (e.g. PIUSSSI 1992), y incluso especies que normalmente germinan con gran vigor después del fuego, como *Pinus halepensis* o *Pinus pinaster*, muestran una regeneración irregular o incluso nula cuando las condiciones post perturbación no son favorables para la germinación (FERRAN & VALLEJO 1998, LLORET 1998). Por lo tanto el modelo de regeneración directa no puede explicar totalmente la regeneración de todas las especies de plantas mediterráneas, especialmente en el caso de plantas sin capacidad de rebrote después del fuego y con una germinación insuficiente en un escenario post incendio. La principal consecuencia de la no consecución de un patrón de regeneración directa o autosucesión sería la reducción de la abundancia de ciertas especies de plantas, lo que podría alterar las interrelaciones con otras especies y, en definitiva, el funcionamiento global del ecosistema. Pero, además, el posible fallo de la regeneración directa en estas situaciones debería tener importantes consecuencias en el diseño y aplicación de los planes de gestión de las zonas quemadas.

En este contexto el objetivo de este trabajo es analizar si las especies forestales dominantes en el paisaje de la cuenca mediterránea occidental muestran o no un patrón de regeneración directa después del incendio, como parece ampliamente aceptado por la comunidad científica y por la opinión pública. Para hacerlo desarrollamos un modelo estocástico, basado en datos de campo obtenidos en diversas zonas quemadas de Catalunya, que predice la dinámica a medio término de diversas especies forestales a partir de la monitorización de la regeneración de los primeros años después del incendio. Los resultados obtenidos son validados con datos de campo adicionales obtenidos en zonas donde la regeneración post incendio está en una edad comparable a la que predice el modelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Parametrización del modelo

Se ha utilizado un modelo de simulación para testar si las especies forestales dominantes en el mediterráneo occidental siguen un patrón de regeneración directa. El modelo integra datos de campo obtenidos en parcelas situadas en tres grandes incendios ocurridos en Catalunya en 1994 (figura 1, más detalles de la zona en RODRIGO et al. 2004) y simula la composición de estas parcelas 30 años después del incendio. Primero de todo, determinamos el tipo de bosque pre incendio para cada parcela basado en la densidad de pies de las diferentes especies antes del fuego. Se determinó como matorrales los que presentaban un cobertura arbórea inferior al 10 %, y el resto como bosques diferenciando entre monoespecíficos (una especie superaba el 66% de la densidad) o mixtos en el resto de casos. El modelo entonces compara los diferentes tipos de bosque pre incendio con los diferentes tipos de bosque postincendio, los cuales han sido computados con vectores de datos de campo de densidad de plántulas y de individuos rebrotados así como de pies adultos que han sobrevivido a la perturbación. Al no disponer de parcelas permanentes establecidas por periodos suficientemente largos de tiempo para observar directamente la dinámica de estas plántulas y individuos rebrotados, hemos propuesto una aproximación a esta dinámica basada en una simulación en vez de basadas en la dinámica a corto plazo como se ha utilizado a menudo en estudios de este tipo, puesto que la inferencia de la dinámica de la sucesión a medio término en base a las situaciones iniciales no siempre es evidente (BERGERON & CHARRON 1994). En el caso de las especies de *Pinus* el modelo utiliza entonces un vector con valores de supervivencia de plántulas para cada especie que multiplica por un valor de plántulas inicial y suma el número de individuos adultos que sobrevivieron al fuego, o un vector con el nombre de rebrotes por individuo para cada especie de *Quercus* para calcular las densidades en un determinado momento de la regeneración postincendio de las diferentes especies. De manera que para cada tipo de bosque pre incendio simula 1000 tipos de bosque resultantes, basados en las densidades post incendio obtenidas en cada simulación, en intervalos de 5 años entre 5 y 30 años después del incendio. La proporción que cada tipo de bosque resultante tiene en estas 1000 simulaciones permite calcular las tasas de cambio de cada bosque pre incendio a otro tipo de bosque o de mantenimiento del mismo tipo de bosque. Para ver detalles del modelo consultar RODRIGO et al. 2004.

Validación del modelo

Para validar los resultados obtenidos con el modelo se seleccionaron cuatro zonas quemadas en incendios antiguos (20-33 años después del fuego) de las cuales conocíamos el tipo de bosque pre incendio: en un caso era un bosque monoespecífico de *P. halepensis*, en otro un bosque mixto de *P. halepensis* i *Q. ilex*, en otro un bosque monoespecífico de *P. nigra* y en el último un bosque monoespecífico de *Q. suber*. (para más detalles de la zona ver RODRIGO et al 2004). En Marzo del 2000 se muestrearon estas zonas para determinar el tipo de bosque actual y se compararon mediante una χ^2 las proporciones obtenidas con las simuladas por el modelo para el tipo de bosque pre incendio correspondiente.

RESULTADOS

Respuestas post incendio de las especies de árboles estudiadas

La mayor parte de los pies fueron completamente quemados por el fuego (Tabla 1). Solamente *P. pinea* mostró una apreciable supervivencia post incendio de pies adultos (13.1%). Las tres especies de *Quercus* mostraron una muy baja supervivencia de pies pero todas rebrotaron vigorosamente después del fuego. *P. halepensis* mostró la mayor regeneración por plántulas después del fuego en las dos áreas donde estaba presente. La regeneración después del fuego de *P. pinaster* y *P. pinea* fue apreciable durante los primeros años después del fuego, mientras que la de *P. nigra* y *P. sylvestris* fue prácticamente nula. La regeneración por plántulas de las tres especies de *Quercus* fue nula.

Probabilidades de cambio después del incendio de los diferentes tipos de bosque

Los tipos de bosques pre incendio definidos en base a la densidad de pies de las diferentes especies se agruparon según la capacidad de regeneración post incendio según los resultados obtenidos en la Tabla 1. En la figura 2 se muestran las agrupaciones así definidas y las probabilidades, 30 años después del incendio, del mantenimiento del bosque y de cambio a otros tipos de bosque. Así los bosques monoespecíficos de *P. nigra*, *P. sylvestris* y *P. pinea* (agrupados como germinadoras de baja regeneración en Figura 2) han exhibido una nula probabilidad de mantenimiento, presentando en cambio altas probabilidades de cambio hacia bosques dominados por diferentes especies de *Quercus* o por matorrales (Figura 2). En el caso de bosques mixtos de estas mismas especies con especies rebrotadoras, la tendencia mayoritaria es hacia bosques monoespecíficos o mixtos de *Quercus*. Los bosques mixtos de *P. halepensis* or *P. pinaster* (rebrotadoras/germinadoras con alta regeneración en Fig 2) también muestran una alta probabilidad de cambiar hacia bosques dominados por las mismas especies de *Pinus* presentes antes del fuego. En cambio los bosques monoespecíficos de estas especies de *Pinus* y los bosques, ya sean monoespecíficos o mixtos, de *Quercus* (rebrotadores) mantienen una probabilidad muy alta de estabilidad y sólo en el caso del monoespecífico de *P. pinaster* (incluido en germinadores con buena regeneración en Figura 2) mostró una cierta probabilidad de cambio hacia matorral o bosque mixto de esta especie con rebrotadoras.

Validación del modelo

La validación del modelo confirma que el resultado simulado con el modelo se ajusta a lo obtenido en tres de las zonas estudiadas. Así los datos del campo se ajustan en el caso del bosque monoespecífico de *Q. suber* ($\chi^2=0.2$, $p=0.89$), del bosque monoespecífico de *P. halepensis* ($\chi^2=2.5$, $p=0.29$), y del bosque monoespecífico de *P. nigra* ($\chi^2=1.7$, $p=0.41$). Solo en el caso del bosque mixto de *P. halepensis*-*Q. ilex*, el resultado del modelo no coincidió con los datos de campo ($\chi^2=11.6$, $p=0.003$), puesto que el modelo predijo una alta probabilidad de cambio hacia bosque monoespecífico de *P. halepensis*, mientras que el patrón observado en el campo indicó una clara transición hacia bosques monoespecíficos de *Q. ilex*. Sin embargo, esta diferencia no implica una desviación en la capacidad del modelo en simular la probabilidad mantenimiento de esta comunidad mixta por regeneración directa.

DISCUSIÓN

Regeneración de los bosques mediterráneos

Los resultados obtenidos indican que los tipos de bosques con una resiliencia alta son los dominados por especies rebrotadoras (*Q. ilex*, *Q. cerrroides* y *Q. suber*) o por especies ((*P. halepensis* y *P. pinaster*) con un eficiente reclutamiento de plántulas post incendio. Sin embargo este patrón no es general puesto que solo 7 de los 16 tipos de bosques analizados muestran una probabilidad superior al 50% de mantenimiento del mismo tipo de bosque que había antes del incendio. De hecho, tanto los bosques monoespecíficos como mixtos de *P. nigra*, *P. sylvestris* y *P. pinea* muestran una estabilidad baja o nula después de incendio (Figura 2) y en cambio muchas posibilidades de cambiar hacia bosques dominados por *Quercus* o hacia matorrales. Por lo tanto, la regeneración tras el incendio de muchos de estos tipos de bosques no pueden ser interpretados como un proceso de regeneración directa puesto que la estructura y la composición de los tipos de bosque surgidos tras en el incendio son completamente diferentes a los que había antes de la perturbación.

La resiliencia de *P. halepensis* y *P. pinaster* depende en gran medida a su gran capacidad de establecimiento de plántulas tras el fuego (Tabla 1). Es conocido como estas especies basan esta alta regeneración en su capacidad de formar un banco de semillas de copa permanente, protegiendo estas semillas en piñas serótinas que protegen las mismas de las altas temperaturas y se abren al pasar el fuego (SARACINO et al. 1993, DASKALAKOU & THANOS 1996, BRONCANO 2000). Sin embargo existe una gran variabilidad en la germinación es estas especies entre parcelas lo que explica la alta probabilidad de cambio de los bosques mixtos de estas especies. La ausencia total de *P. nigra* y *P. sylvestris* en el escenario postincendio es consecuencia en cambio de su muy baja densidad de plántulas tras el incendio encontrada en todas las parcelas donde estaba presente antes del fuego (Tabla 1). Estos pinos no tienen piñas serótinas y además se dispersan en invierno o primavera (SKORDILIS & THANOS 1997) de manera que los incendios de verano, los más comunes en el Mediterráneo, destruyen las plántulas emergidas en primavera. En el caso de *P. pinea* su baja capacidad de resiliencia no es debido únicamente a su relativa baja densidad después del fuego sino también por una alta mortalidad de estas plántulas en los primeros años después del fuego. La gran estabilidad de las tres especies de *Quercus* es debido a su capacidad de rebrotar después del incendio, mostrando 30 años después del incendio una densidad de pies similar.

Implicaciones en el paisaje forestal mediterráneo y en su conservación

En las últimas décadas, el número y la superficie quemada por incendios relacionados con las actividades humanas ha aumentado considerablemente (PIÑOL et al. 1998) y ha llegado a ser un factor muy importante en la modelación del paisaje y en la distribución de las especies forestales (NAVEH 1994, BLONDEL & ARONSON 1995). En esta región, el fuego puede tener dos papeles opuestos. Por un lado, fuegos de dimensiones pequeñas o moderadas, los cuales ocurren probablemente en zonas forestales homogéneas, tienden a incrementar la heterogeneidad del paisaje (LLORET et al 2002). Por el contrario, en los grandes incendios, diferentes tipos de bosques queman es un mismo fuego y como no todos los bosques son capaces de recuperarse después del fuego, el mosaico de bosques obtenido años después de la perturbación se reducirá en proporción a la presencia de bosques poco resilientes que había antes del fuego. Además nuestros resultados han mostrado una disminución global de la superficie de bosque aumentado la de matorral o comunidades herbáceas. En un escenario de incremento de grandes incendios en el Mediterráneo se produciría pues una mayor homogenización del paisaje forestal y un aumento de comunidades arbustivas y herbáceas en las zonas dominadas por bosques de pinos sin capacidad de regeneración postincendio.

El resultado más relevante de este estudio sugiere que la idea histórica que la regeneración directa de las especies de plantas mediterráneas después del fuego es un mecanismo que ha protegido los ecosistemas mediterráneos del impacto del humano durante milenios debe ser revisada, ya que diversos bosques mediterráneos cambian considerablemente con el fuego. Considerando la alta biodiversidad de la Cuenca Mediterránea, que justifica que reciba una prioridad en su conservación a escala mundial (MYERS et al. 2000), la incapacidad de regeneración post incendio mostrado por algunas especies forestales bajo el actual régimen de fuegos podría tener consecuencias importantes en la pérdida de diversidad. Y esta pérdida no sólo afectaría a especies de árboles, sino también de otras especies de plantas o animales afectados por cambios a escala de comunidad. Estas evidencias plantean la necesidad de reconsiderar la gestión y los planes de restauración de especies y ecosistemas mediterráneos en respuesta del fuego, los cuales deberían mostrar también la posibilidad real que ciertas especies o comunidades no se recuperen después del incendio.

BIBLIOGRAFIA

- ARIATNOUTSOU, M., & NE'EMAN G.; 2000. Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forests in the east Mediterranean Basin. Pages 269-290 in G. Ne'eman, and L. Trabaud, editors. Ecology, Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden.
- BERGERON, Y. & CHARRON D.; 1994. Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec): a dendroecological approach. *Ecoscience* 1:173-184.
- BLONDEL J. & ARONSON J.; 1995. Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean Basin: human and non-human determinants. Pages 43-105 in G. W. Davis and D. M. Richardson, editors. Mediterranean-type ecosystems. The function of biodiversity. Springer-Verlag, Berlin.
- BRONCANO M. J.; 2000. Patrones observados y factores que determinan la variabilidad espacio-temporal de la regeneración del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) después de un incendio. Ph D Dissertation. Autonomous University of Barcelona, Barcelona.
- DASKALAKOU, E. N. & THANOS C. A.; 1996. Aleppo pine (*Pinus halepensis*) postfire regeneration: the role of canopy and soil seed banks. *International Journal of Wildland Fire* 6:77-78.
- FERRAN, A. & VALLEJO V. R.; 1998. Long-term plant regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain. Pages 155-166 in L. Trabaud, editor. Fire Management and Landscape Ecology. International Association of Wildland Fire, Washington.

- HANES, T.; 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* **41**:27-42.
- HODGKINSON, K. C.; 1998. Sprouting success of shrubs after fire: height-dependent relationships for different strategies. *Oecologia* **115**:64-72.
- LE HOUÉROU, H. N.; 1987. Vegetation wildfires in the Mediterranean basin: evolution and trends. *Ecological Mediterranea* **13**:13-24.
- LÓPEZ-SORIA, L. & CASTELL C.; 1992. Comparative genet survival after fire in woody Mediterranean species. *Oecologia* **91**:493-499.
- LLORET, F.; 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* **9**:417-430.
- LLORET, F., E. CALVO, X. PONS & DÍAZ-DELGADO R.; 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* **17**:745-759.
- MYERS, N., MITTERMEIER R. A., MITTERMEIER C. G., DA FONSECA G. A. B. & KENT J.; 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- NAVEH, Z.; 1994. The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. Pages 163-186 in J. M. Moreno and W.C. Oechel, editors. *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*. Springer-Verlag, New-York.
- PIÑOL, J., TERRADAS J. AND LLORET F.; 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climate Change* **38**: 345-357.
- PIUSSI, P.; 1992. Environmental changes in forests. Examples from the south of Europe. Pages 298-309 in A. Teller, P. Mathy and J. N. R. Jeffers, editors. *Responses of forest ecosystems to environmental changes*. Elsevier Applied Science, London.
- RODRIGO, A., RETANA, J. y PICÓ, F. X.; 2004. Direct regeneration is not the only response to forest fires. *Ecology* **85** (3):716-729.
- SARACINO A., LEONE V. and DE NATALE F.; 1993. Permanent plots for the study of natural regeneration after fire of *Pinus halepensis* Milkler in dunal environment. *Annali di Botanica* **51**:209-217.
- SKORDILIS, A. & THANOS C. A.; 1997. Comparative ecophysiology of seed germination strategies in the seven pine species naturally growing in Greece. Pages 623-632 in R. H. Ellis, A. I. Murdoch and T. D. Hong, editors. *Basic and applied aspects of seed biology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- TRABAUD, L.; 1994. Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. In *The Role of Fire in Mediterranean Type Ecosystems*. Pages 1-15 in J. M. Moreno and W. C. Oechel, editors. Springer-Verlag, New-York.
- TRABAUD, L. & LEPART, J.; 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* **43**:49-57.

Tabla 1. Valores medios (\pm DE) de % de pies supervivientes, % de individuos rebrotados, y de número de plántulas por ha un año después del fuego de las diferentes especies consideradas en el trabajo . Sólo se incluyeron los datos de las parcelas (N) en que la especie de árbol considerado representaba más del 33% de la densidad. Área de estudio: ver figura 1.

Especies	Área de estudio	N	Pies vivos (%)	Individuos rebrotados (%)	Plántulas por ha
<i>Pinus halepensis</i>	BR	73	0	0	4677 \pm 742
	BB	21	0	0	10403 \pm 4147
<i>Pinus nigra</i>	BB	51	0	0	7 \pm 3
<i>Pinus pinaster</i>	MG	23	0	0	6042 \pm 5306
<i>Pinus pinea</i>	MG	30	13.1 \pm 5.2	0	1411 \pm 924
<i>Pinus sylvestris</i>	BB	19	0	0	18 \pm 13
<i>Quercus cerrioides</i>	MG	43	0.1 \pm 0.0	97.9 \pm 1.3	0
<i>Quercus ilex</i>	MG	93	0.1 \pm 0.0	90.1 \pm 2.0	0
<i>Quercus suber</i>	MG	99	0.2 \pm 0.0	95.7 \pm 1.8	0

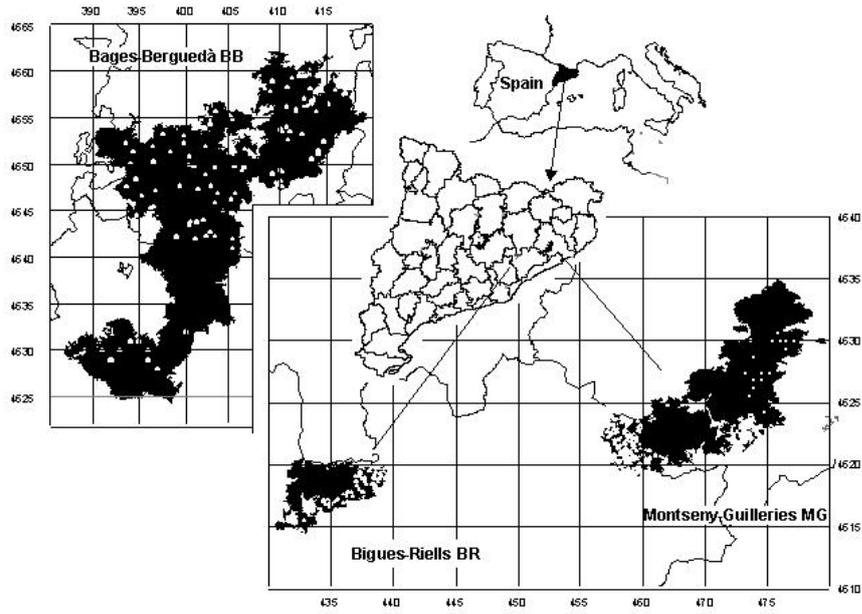


Figura 1 Localización geográfica de las parcelas muestreadas (puntos blancos) dentro de las áreas afectadas por tres grandes incendios en 1994 (sombreadas)

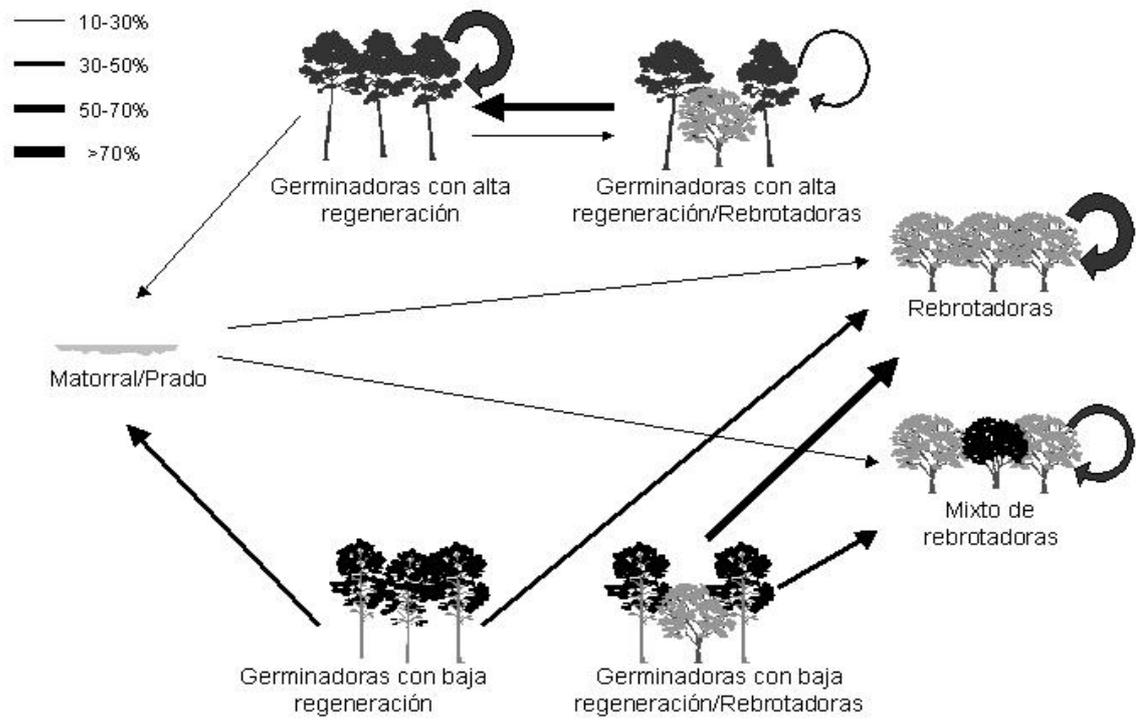


Figura 2. Probabilidad de las diferentes combinaciones de especies arbóreas (agrupando las especies según su patrón de regeneración post incendio) de cambiar a otro tipo de bosque o permanecer como el mismo 30 años después del incendio. No se muestran las probabilidades menores del 10%.