

Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia

J. Madrigal*, C. Hernando, E. Martínez, M. Guijarro y C. Díez

INIA-CIFOR. Ctra. La Coruña, km 7,5. Apdo. 8111. 28040 Madrid. España

Resumen

La regeneración natural post-incendio de *Pinus pinaster* es bastante irregular dependiendo de numerosos factores no bien conocidos. En este trabajo se pretende analizar dicho proceso en el incendio que tuvo lugar, el verano de 1999, en el Monte Abantos (Sierra de Guadarrama) de la Comunidad de Madrid (Sistema Central, España), con una superficie total afectada de 450 ha. El seguimiento de la densidad, la altura, la esbeltez y la mortalidad del regenerado de *P. pinaster*, durante los cuatro años siguientes al incendio, se ha llevado a cabo a través de 50 parcelas permanentes de 3 m × 3 m. Los resultados obtenidos revelan la existencia de un elevado número de factores que afectan a la emergencia y la mortalidad de las plántulas. Sí bien, se ha obtenido un modelo lineal que pone de manifiesto el papel fundamental en la emergencia de las características físicas del lecho de germinación (capa de hojarasca y mantillo, pedregosidad y afloramientos, y erosión), la fisiografía y la competencia interespecífica. A su vez este factor es el que más ha condicionado la supervivencia, según el modelo logístico generado, resultando también determinantes la fisiografía, la productividad potencial forestal, el área basal de la masa anterior al incendio y la erosión.

Palabras clave: incendio forestal, regeneración, *Pinus pinaster*, Sierra de Guadarrama.

Abstract

Post-fire regeneration of *P. pinaster* Ait. in Sierra de Guadarrama (Central Spain): modelling of initial density and survival

Natural regeneration of *Pinus pinaster* after wildfire is quite irregular and depends on several unwellknown factors. The objective of this research work is to analyze said process in the forest fire which took place in summer 1999, affecting a total surface of 450 ha, in the Monte Abantos (Sierra de Guadarrama), located in the region of Madrid (Central Spain). This study was carried out in 50 permanent plots, 3 × 3 m size, over the following four years after the fire, collecting data about density, height, slenderness and mortality of the *P. pinaster* natural regeneration. The final results show that there are a large number of factors which affect seedlings emergency and mortality. A linear pattern that reveals the importance of germination layer physical properties (litter, outcrops and erosion), physiography and interspecific competition, has been obtained. According with the logistical pattern generated, interspecific competition is the most important factor to determine seedlings survival, although physiography, potential forest productivity, basal area, and erosion are also determinant.

Key words: wildfire, regeneration, *Pinus pinaster*, Sierra de Guadarrama.

Introducción

El pino negral (*Pinus pinaster* Ait.) es la conífera que ocupa mayor superficie en España y ha sido la más empleada en reforestación, extendiéndose por alrededor de 1.200.000 ha (MMA, 1998), de las que unas

600.000 ha pueden considerarse masas autóctonas (Alía *et al.*, 1996).

Por otro lado, los incendios forestales constituyen una seria perturbación a las masas de esta especie, de tal manera que entre 1996 y 2000, en nuestro país, se vieron afectadas por el fuego 36.468 ha (MMA, 2002) y entre 1968 y 1995 más de 430.000 ha, con años como 1975, en el que se quemaron 64.000 ha (Vázquez, 1996).

* Autor para la correspondencia: incendio@inia.es
Recibido: 29-11-04; Aceptado: 02-03-05.

A pesar de este panorama, el proceso de regeneración post-incendio de esta especie no ha sido objeto de demasiada atención desde el punto de vista científico (Castro *et al.*, 1990; Fernández *et al.*, 2001; Martínez *et al.*, 2002; Vega, 2000). Se ha considerado que *P. pinaster* no presenta problemas de regeneración tras los incendios (Martínez-Sánchez *et al.*, 1996; Moreno y Vallejo, 1999) y los técnicos forestales solían asumir que en la mayoría de los casos en los que esto no ocurría, podía acometerse una reforestación posterior. La realidad es mucho más compleja y lo cierto es que la regeneración post-incendio presenta situaciones muy desiguales, dependiendo, en gran medida, de factores que no son bien conocidos. Además, hay que tener en cuenta que el elevado nivel de variabilidad que presenta la especie, con un número muy alto de ecotipos, hace difícil las generalizaciones. En consecuencia los gestores no disponen por ahora de ninguna ayuda técnica que les permita predecir el éxito de la regeneración post-incendio, priorizando así sus actuaciones.

En *P. pinaster* ha sido estudiado, principalmente, el papel ejercido por algunas variables que influyen en la **disponibilidad de semillas** tras el paso del fuego, como las adaptaciones genéticas al fuego, principalmente la serotinia (Tapias *et al.*, 1997; Tapias *et al.*, 2004), la influencia del banco aéreo (Tapias *et al.*, 2001) y el número de semillas caídas en el suelo tras el incendio, considerado como el factor determinante para el éxito de la regeneración (Gil *et al.*, 1990; Martínez *et al.*, 2002; Martínez-Sánchez *et al.*, 1996; Tapias *et al.*, 1997) y los diferentes grados de dormición según los factores ambientales y la posición de las piñas en la copa del árbol (Molina *et al.*, 1997).

En trabajos llevados a cabo para otras coníferas han sido descritos diversos factores que afectan también a la disponibilidad de semillas, como son la distancia a la masa superviviente (Trabaud *et al.*, 1985) y las características de la diseminación post-incendio (Greene y Johnson, 1996; Saracino y Leone, 1991; Saracino *et al.*, 1997). Así mismo, se han encontrado algunos factores que afectan a la viabilidad y la **emergencia** de las semillas que entran a formar parte del banco de suelo después del incendio, como: la insolación tras el incendio (Daskalidou y Thanos, 1996; Henig-Sever *et al.*, 2000), la predación (Broncano y Retana, 1997), las pérdidas de semillas por erosión (Pradas *et al.*, 1992), la cobertura y protección del suelo (Cerdá, 1998), o la exposición y pendiente (Martínez-Sánchez *et al.*, 1996; Tsitsoni, 1997). Finalmente, una vez que

se ha producido la emergencia, se han citado factores que afectan a la **supervivencia** de las plántulas como los daños por pastoreo (Trabaud *et al.*, 1997) o las operaciones de saca de madera (Martínez-Sánchez *et al.*, 1999), así como el estrés hídrico soportado por la planta (Méthy *et al.*, 1997; Schiller y Cohen, 1998; Thanos y Skordilis, 1986) y la competencia interespecífica (Calvo *et al.*, 1994; De las Heras *et al.*, 2000; Galindo *et al.*, 2000; Ne'eman, 1997). Sin embargo, parece necesario ampliar los conocimientos sobre la influencia de los factores ambientales que intervienen en el proceso de regeneración de *P. pinaster* y que, en muchos casos, podrían determinar las irregularidades en la misma observadas en diferentes zonas afectadas por incendios.

En este trabajo se han abordado tres cuestiones específicas relativas a la regeneración post-incendio de *P. pinaster*: a) ¿Qué factores son los que influyen más significativamente en el éxito de la emergencia inicial y en la supervivencia de las plántulas en los primeros años de crecimiento?, b) Las variables que más influyen en la densidad inicial del regenerado ¿son las mismas que afectan a su posterior probabilidad de supervivencia? y finalmente c) ¿Podemos ofrecer modelos estadísticos que permitan aplicar los resultados obtenidos a la gestión de masas de *P. pinaster* del Sistema Central afectadas por incendios forestales?

Material y métodos

Descripción de la zona de estudio

Durante los días 20 y 21 de agosto de 1999 se produjo un incendio forestal en el Monte *Abantos*, perteneciente al término municipal de El Escorial (Madrid), que afectó a 450 ha, de las cuales 400 ha eran de superficie forestal y 200 ha correspondían a *P. pinaster* del monte público «La Pizarra» y del monte consorciado «La Jurisdicción» (Figura 1). El área de distribución del *P. pinaster* en el perímetro del incendio se encuentra entre las cotas 980 y 1.250 m.

La masa adulta de «La Pizarra», de origen natural, tenía árboles dominantes de 80-100 años, con pies dominados de 30-50 años y una densidad promedio de 500 pies/ha. En «La Jurisdicción» la masa estaba constituida por una repoblación de 35 años de edad de procedencia desconocida, con una densidad promedio de 825 pies/ha. El fuego que fue causado por una negligencia, se inició en una zona de herbáceas agostadas,

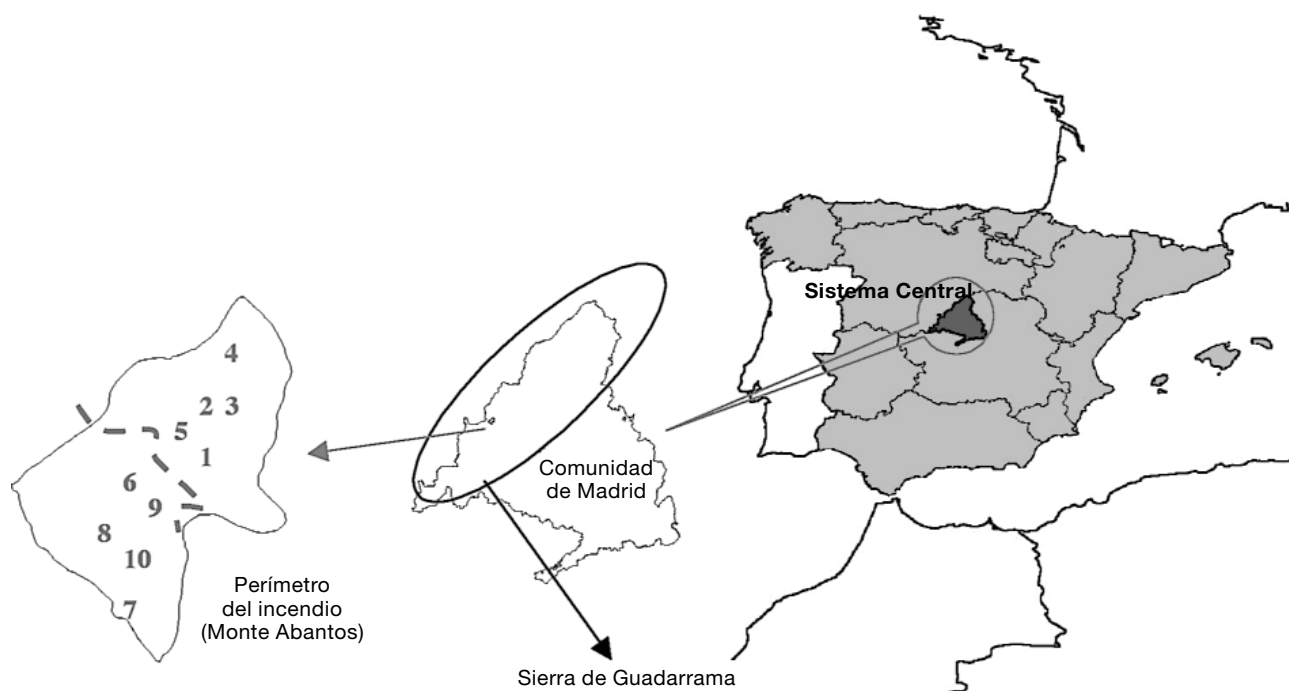


Figura 1. Situación del área de estudio. Se señala con línea ---- el límite entre «La Jurisdicción» (transectos 6, 7, 8 y 9) y «La Pizarra» (transectos 1, 2, 3, 4 y 5).

cercana a una urbanización, y rápidamente ascendió por la ladera del monte Abantos hasta entrar en la masa de pino. Los sucesivos cambios en la dirección del viento provocaron distintos grados de intensidad del fuego y, en consecuencia, distinto grado de afectación de la vegetación, entremezclándose zonas que fueron completamente arrasadas con zonas donde las copas de los árboles sólo se vieron soflamadas e incluso con rodales aislados sin quemar.

El área de estudio pertenece a la Región de procedencia Sierra de Guadarrama (Alía *et al.*, 1996), y presenta una precipitación media anual de 771 mm, temperatura media anual de 10,6°C, temperatura media de las máximas de 31°C y media de las mínimas de -2°C, lo que supone un fitoclima (Allué, 1990) Nemoromediterráneo genuino VI(IV)₂ alternado con VI(IV)₁. La litología dominante es granito adamellítico de micas y esquistos cristalinos de metamorfismo tardihercínico y en las riberas depósitos cuaternarios y rañas. Los suelos son principalmente de origen silíceo, dominando el regosol eútrico (clasificación FAO) de textura arenosa con pH de 6,1 a 6,4 y el cambisol eútrico (clasificación FAO) de textura franco arenosa con pH 5-6. La zona pertenece a la serie de vegetación potencial *Junipero oxycedri-Querceto rotundifoliae sigmetum* (Rivas Martínez, 1987).

Toma de datos

En la primavera siguiente al incendio, mayo de 2000, se dispusieron 50 parcelas, de 3 m × 3 m, sistemáticamente a lo largo de 10 transectos lineales de 200 m de longitud en diferentes curvas de nivel. Las cotas estuvieron comprendidas entre 1.080 m y 1.240 m para evitar en las cotas bajas las zonas de contacto con el borde del incendio, y en las cotas altas las áreas de mezcla con *P. sylvestris*. La selección de los transectos se basó en la variabilidad que presentaban en los mismos los parámetros fisiográficos, los factores del sitio y el grado de afectación de la vegetación por el fuego con el objeto de analizar su influencia en el proceso de regeneración.

Las variables medidas y calculadas, en cada una de las parcelas, referentes a la densidad y estado del regenerado fueron la **densidad**, la **altura** y el **coeficiente de esbeltez** de las plántulas (altura/diámetro de la base de la plántula). Se realizaron, además, mediciones y estimaciones (Figura 2) de las variables relacionadas con la fisiografía (altitud, pendiente e insolación estimada mediante el Índice de Gandullo, 1974), las características del terreno (profundidad del suelo mediante barrena graduada, signos de erosión mediante escalas visuales, pedregosidad de piedras de menos de

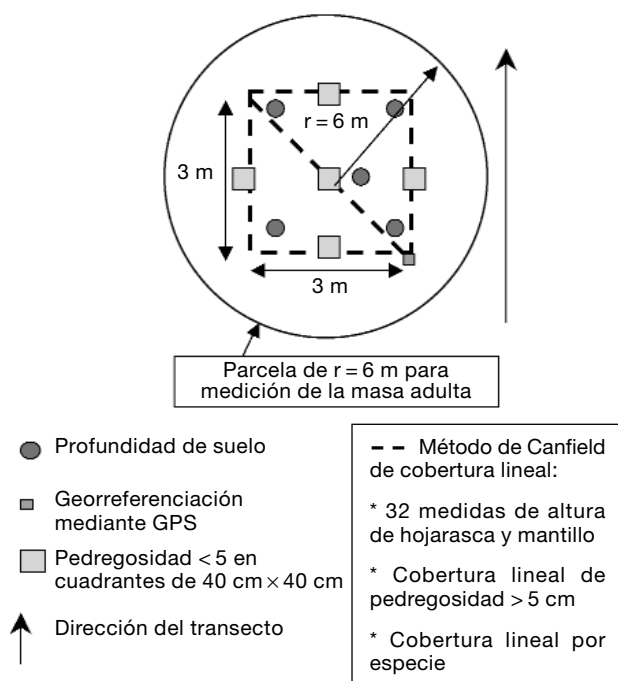


Figura 2. Esquema de las parcelas y de la situación de los puntos y zonas de medición o estimación de las variables.

5 cm mediante estimación visual por medio de cuadrantes de 40 x 40 cm y pedregosidad de piedras mayores de 5 cm y afloramientos mediante el método de Canfield (1941), microrrelieve, humedad del sitio según la presencia-ausencia de torrentes estacionales y vaguadas), el espesor y la cobertura de la capa de hojarasca y mantillo (Canfield 1941), y el pastoreo según indicios de la presencia de ganado doméstico o silvestre (huellas, ramoneo, deposiciones). En los transectos donde aún no se había realizado la corta (transectos 2, 3 y 4) la intensidad del fuego se valoró, a través del grado de afectación que presentaban las copas, en dos categorías: fuego de superficie para copas vivas o soflamadas, y fuego de copas para copas calcinadas. En los demás transectos dicha intensidad tuvo que ser valorada a través de la presencia en el suelo, junto a las cenizas, de acículas procedentes del arbolado afectado. Así a las zonas con ausencia total de acículas, al resultar estas completamente calcinadas, se les asignó fuego de copas, y a las zonas con abundancia de acículas en la superficie del suelo, procedentes de las copas que resultaron soflamadas, fuego de superficie. En relación con la competencia se estimó la cobertura lineal y la altura de la vegetación por el método de Canfield (1941) considerando la suma de los cuatro lados y la diagonal de cada parcela, obteniendo por tanto un dato medio por parcela y, como caso particular, debido a

su importancia, se determinó un «ratio de competencia» (R_{comp}) que pretende valorar la competencia ejercida por el matorral y las herbáceas, definido como:

$$R_{comp} = HPP / HPOND_MAT$$

siendo:

HPP: altura media de las plántulas de *P. pinaster*

HPOND_MAT: $(\sum H_{MATi} \times COB_{MATi}) / \sum COB_{MATi}$

donde:
H_{MATi}: Altura de la especie *i* en cada intercepción

COB_{MATi}: Cobertura lineal de la especie *i* en cada intercepción

Para caracterizar la masa existente antes del incendio se dispusieron parcelas circulares de 6 m de radio alrededor de las parcelas de 3 m x 3 m (Figura 2), donde se midió en todos los árboles existentes el diámetro normal (DBH) y en la base (DBASE), y la altura total (H). Adicionalmente, y con el fin de valorar, en dichos árboles, la severidad del fuego se midió la altura de chamuscado del tronco, la altura de soflamado de la copa y el grado de afectación de las copas. Evidentemente, estas mediciones sólo fueron posibles en los transectos que no se había realizado la corta (2, 3 y 4). En el resto de los transectos únicamente se pudo medir el diámetro de los tocones. Para estimar los demás parámetros dendrométricos mencionados y el banco aéreo, se dispusieron en el entorno del incendio 4 parcelas circulares de 6 m de radio. Los 23 árboles medidos en éstas parcelas junto con los de los transectos 2, 3 y 4 formaron una muestra de 152 ejemplares que sirvieron para obtener las correspondientes relaciones alométricas entre el diámetro del tocón y el resto de las variables dasométricas (DBH, $r^2 = 0,95$, s.e 0,08; H, $r^2 = 0,53$, s.e 0,28). En las parcelas exteriores, además, se contaron las piñas por árbol (n° piñas/árbol, $r^2 = 0,51$, s.e 12,44) y se tomó una muestra de 30 piñas en las que se midió: longitud, grosor, peso y número de piñones (extraídos de las mismas en estufa a 35°C durante 48 horas). Sobre 4 lotes de 100 semillas se determinó el potencial germinativo y la viabilidad (normas ISTA). La ausencia de piñas cerradas de más de 2 años en la copa y la temperatura de apertura mostrarían que la procedencia estudiada no presenta serotinia (Tapias *et al.*, 2001).

La meteorología local se consideró desde el punto de vista descriptivo pero no se incluyó en el proceso de modelización ya que se consideró constante para todas las parcelas.

También se ha extraído información de las capas georreferenciadas de diferentes mapas temáticos del Banco de Datos de la Naturaleza (MMA 2001): Mapa Forestal de España (Escala 1/200.000), II Inventario Forestal Nacional (Escala 1/50.000), Mapa de Productividad Potencial Forestal (Escala 1/200.000) y Mapa de Modelos de Combustible Forestal (Escala 1/50.000). El resultado final ha sido la obtención de 38 variables para cada parcela.

Como el objetivo del trabajo era realizar un seguimiento de la regeneración natural post-incendio, las variables dependientes relacionadas con el regenerado de *P. pinaster*, así como la evolución de la vegetación acompañante (cobertura y altura por especie) fueron medidas, además de en la fecha inicial (mayo de 2000), periódicamente en las siguientes fechas:

— *Regenerado* (densidad, altura, esbeltez): noviembre de 2000, febrero de 2001, julio de 2001, julio de 2002 y julio de 2003.

— *Vegetación* (cobertura y altura media por especie): julio de 2001, julio de 2002 y julio de 2003.

El etiquetado de las plántulas ha permitido realizar un seguimiento individual de cada una de ellas.

Tratamiento estadístico

El proceso seguido para el tratamiento de los datos, para el cual se utilizó el paquete estadístico STATGRAPHICS PLUS®, fue el siguiente:

1. Se comprobaron los requisitos paramétricos de las variables que finalmente se tuvieron en cuenta en los análisis estadísticos, de forma que se cumplieran los criterios de normalidad, independencia y homocedasticidad. En caso necesario se realizaron las transformaciones $\arcsin[\sqrt{(x/100)}]$ para los porcentajes y $\log(x)$ para el resto de las variables (Sokal y Rohlf, 1979), de forma que se cumplieran los tests de normalidad. La independencia se verificó previamente mediante la matriz de correlaciones (Bisquerra, 1989) y la presencia de homocedasticidad se evaluó gráficamente mediante la distribución de los residuos (Carbonell *et al.*, 1983). De las 38 variables consideradas inicialmente se seleccionaron finalmente 15 variables independientes que entraron a formar parte del proceso de modelización.

2. Se realizó un análisis exploratorio de los datos para hallar posibles relaciones *a priori* entre las 15 variables seleccionadas mediante análisis factorial de componentes principales (ACP) con rotación VARIMAX.

3. Se establecieron modelos para el regenerado inicial, mayo de 2000, mediante un Modelo Lineal General expresado por la fórmula:

$$XPP = a + \sum b_i x_i + \epsilon$$

donde **XPP** es la variable dependiente predicha por el modelo (densidad, altura o esbeltez); **a** es la constante del modelo lineal, **b_i** el coeficiente estimado para cada variable independiente **x_i**, obtenido por mínimos cuadrados ordinarios, y **ε** es el error. De entre todos los modelos obtenidos, se seleccionaron los de mayor valor del coeficiente de determinación ajustado (R^2 ajustado) y los menores errores cuadráticos medios (MSE) y errores medios absolutos (MAE). La colinealidad entre las variables seleccionadas se ha evaluado según los valores del factor de inflación de la varianza, descartando los modelos con valor superior a 5. Se exigió que los modelos seleccionados cumplieran las hipótesis estadísticas implícitas en el método de ajuste: ausencia de heterocedasticidad y autocorrelación y normalidad de los residuos. Además se han considerado sólo aquellos modelos cuyos parámetros tuvieran sentido biológico.

4. Se establecieron modelos para la supervivencia acumulada de la plántulas durante el período de seguimiento (2000-2003), utilizando la regresión logística *stepwise* expresada por la fórmula:

$$p = 1/[1 + e^{-(a + \sum b_i x_i)}]$$

donde **p** es la probabilidad de que un evento (variable dependiente) ocurra, **a** es la constante del modelo logístico y **b_i** el coeficiente estimado para cada variable independiente **x_i**.

En este caso, **p** expresaría la probabilidad de supervivencia ($p = 1$) o muerte ($p = 0$) de una plántula del regenerado. El modelo se construye mediante una selección de variables *stepwise*, donde el estadístico χ^2 determina las variables que deben ser incluidas o rechazadas del mismo. La capacidad máxima de predicción de casos correctamente clasificados y el pseudo-coeficiente de determinación ajustado (pseudo- R^2 ajustado) evalúan la bondad de ajuste del modelo.

Resultados y Discusión

Descripción de las parcelas de muestreo: factores que afectan a las condiciones del lecho de germinación y la disponibilidad de semillas

En las Tablas 1 y 2 se presentan los valores de las variables independientes y dependientes consideradas

Tabla 1. Variables más importantes medidas (mayo de 2000) 9 meses después del incendio en cada una de las parcelas de muestreo (n = 50), diferenciando entre variables independientes y variables dependientes. Se señalan * las variables incluidas en el proceso de modelización

	Variable	Media	Error estándar	Rango
<i>Variables independientes</i>				
Fisiografía	Altitud (m)* (Z)	1.167,84	7,15	1.080,00-1.240,00
	Pendiente (%) (PEND)	34,42	1,29	16,00-55,00
	Insolación* (Índice de Gandullo, IG)	1,00	0,02	0,61-1,31
Lecho de germinación	Cobertura capa LFH (%)* (%LFH)	3,84	0,65	0-18,06
	Espesor capa L (cm)* (H_L)	1,56	0,27	0-7,80
	Pedregosidad (%)* (PEDREG)	27,33	2,17	4,23-89,93
	Profundidad del suelo (cm) (PROF_SOL)	35,34	2,73	8,00-90,40
Matorral y herbáceas	Cobertura (%)* (COB_MAT)	14,25	2,55	0-71,73
	Altura ponderada (cm)* (HPOND_MAT)	12,26	1,34	4,91-42,00
	Ratio de competencia* (Rcomp)	0,91	0,19	0,14-5,14
Masa adulta	Área basal (m ² /ha)* (AB)	42,16	4,53	0-118,28
	Diámetro base (cm) (DBASE)	31,06	1,90	17,05-59,00
	Diámetro a 1,30 m (cm) (DBH)	25,48	1,56	13,90-48,51
	Densidad (pies/ha) (DENS)	596,46	83,47	0-2.477,88
	Altura (m) (H)	10,10	0,50	7,31-15,60
<i>Variables dependientes</i>				
Regenerado <i>P. pinaster</i>	Densidad (plantas/ha)* (DPP)	10.533	2.303	0-101.111
	Altura (cm)* (HPP)	4,33	0,25	0-10,00
	Esbeltez (cm/cm)* (SPP)	22,32	2,15	0-46,15

Tabla 2. Variables categóricas independientes más importantes incluidas en los análisis y en la descripción de las parcelas. Se señalan * las variables incluidas en proceso de modelización

Variable	Categoría	Frec. (%)
Erosión* (ER)	0 = sin erosión	18
	1 = arrastres de mantillo	4
	2 = arrastres de materia orgánica	4
	3 = pérdidas de elementos finos	16
	4 = acumulaciones en obstáculos	58
Humedad del sitio* (HUM)	1 = seca	96
	2 = húmeda	4
Perfil* (PERF)	1 = cóncavo	6
	2 = convexo	14
	3 = llano	32
	4 = irregular	48
Posición ladera* (POS)	1 = baja	10
	2 = media	62
	3 = alta	28
Exposición (EXP)	1 = solana	96
	2 = umbría	4
Tipo fuego* (TF)	1 = superficie	54
	2 = copas	46
Productividad* potencial forestal (PPF)	1 = IIb	50
	2 = IIIa	50

en el estudio. Como se puede observar el rango de algunas de las variables independientes resulta elevado, lo que denota la gran variedad de micrositios descritos mediante las 50 parcelas, tal y como se había pretendido al seleccionar los transectos.

Fisiografía, características del lecho de germinación y erosión

A nivel fisiográfico, tanto la insolación, (estimada a través del Índice de Gandullo) como la variable dicotómica solana/umbría, muestran que un alto porcentaje de la superficie estudiada se encuentra en zona de solana. De igual forma, la mayoría de las parcelas se sitúan en una posición «media» de la ladera debido a que es la distribución de la especie en la zona, dominando *Quercus ilex* y herbáceas en la zona baja y *P. sylvestris* en la zona alta. Los perfiles de las parcelas son fundamentalmente llanos o irregulares, predominando las zonas secas, sin encharcamiento (96% de las parcelas). Las pendientes fuertes con máximos del 55%, junto con una intensidad del incendio acusada (46% de las parcelas con fuego de copas), generaron gran pérdida de la capa de hojarasca y mantillo y altos grados de erosión.

Características de la masa anterior al incendio

Las características de la masa adulta pre-fuego presentaron bastantes diferencias en función de las distintas zonas en las que se distribuía la especie dentro del perímetro del incendio. La densidad media era de aproximadamente 600 pies ha⁻¹, pero se inventariaron zonas donde no existía arbolado frente a otras con aproximadamente 2.500 pies ha⁻¹, procedentes de repoblaciones, en las cuales no se había realizado tratamiento selvícola alguno. Este hecho, unido a la Productividad Potencial Forestal moderada (Sánchez Palomares y Sánchez Serrano, 2000) habrían generado crecimientos moderados en altura y diámetro.

Banco aéreo estimado

La disposición de los transectos, alejados más de 100 m del perímetro (Lust, 1988), y la alta afectación de la capa de mantillo superficial, que hizo desaparecer la aportación del banco de suelo existente antes del incendio (Martínez *et al.*, 2002), hace suponer que la práctica totalidad de las semillas pertenecían al banco aéreo de los pinos afectados por el fuego, y en el caso del transecto 3 la posible aportación de un rodal de pies supervivientes. El análisis de la variabilidad del banco aéreo y la cosecha viable, ofrece una alta correlación entre cosecha estimada en la zonas de mayor área basal ($c=0,87$; $p=0,000$), aunque no se han observado diferencias significativas entre las dos masas estudiadas ($p=0,1837$), por lo que aparentemente, la mayor densidad existente en la masa más joven de «La Pizarra» (35 años) compensaría el mayor número de piñas por pie que se estimó en «La Jurisdicción» (80-100 años), obteniéndose una cosecha estimada aproximadamente constante para todas las parcelas estudiadas (Tabla 3). Los ensayos de germinación y viabilidad efectuados sobre una muestra aleatoria de 30 piñas recolectadas en las 4 parcelas adicionales del entorno del incendio, muestran un elevado porcentaje de germinación, superior a un 90% de media, y bajo porcentaje de dormiciones, con un 1,5% de semillas dormidas de promedio en los 4 lotes de 100 semillas analizados (Tabla 3).

Seguimiento de las parcelas: evolución de la densidad del regenerado y la vegetación acompañante

Regenerado de P. pinaster

La regeneración medida en la primavera siguiente al incendio resultó muy irregular, existiendo parcelas con más de 30 plántulas (33.333 pies ha⁻¹) frente a otras con regeneración muy escasa o incluso nula.

Tabla 3. Características de las piñas (n=30) y piñones (n=4 lotes de 100 semillas cada uno) de la masa testigo, y estimación de la cosecha viable (n=50) de la masa adulta anterior al incendio

Variable	Longitud piñas (mm) n=30	Grosor piñas (mm) n=30	Peso piñas (g) n=30	N.º piñones/piña n=30	Banco aéreo estimado (piñas/ha) n=50	Cosecha total estimada (piñones/ha) n=50	% viabilidad (ISTA) n=4	Cosecha viable estimada (piñones/ha) n=50
Media	151,24	60,35	243,19	156,03	3.460,95	496.715	91,43	457.326
e.s.	2,18	0,82	8,15	4,76	412,49	62.741	2,12	57.765

Si bien la regeneración más abundante se produjo durante la primavera siguiente al incendio, en algunas de las parcelas han existido incorporaciones de regenerado durante 2001 y, en menor medida, durante 2002, que supusieron una aportación de menos de un 2% del regenerado inicial y la mayoría de ellas terminó muriendo tras los veranos de 2001 y 2002, ratificando la escasez de dormiciones importantes, tal y como se había comprobado en los análisis de viabilidad. La mortalidad ha sido irregular, existiendo la alternancia de incorporaciones y muertes en la misma parcela pero con un balance global de un descenso claro de la densidad a lo largo del seguimiento (Tabla 4). La incorporación de algunos individuos durante los siguientes años amortigua levemente la mortalidad acumulada, obteniendo finalmente un balance global de mortalidad promedio del $87,83 \pm 4,63\%$ para el intervalo 2000-2003.

No hubo diferencias significativas ($p = 0,9629$) en la densidad del regenerado de los transectos en los que se había sacado la madera respecto a los transectos en los que sí se había producido la saca ya que la extracción, que se realizó durante el otoño y el invierno, fue anterior a la emergencia. Tampoco se observó una mortalidad significativamente mayor en las parcelas de los últimos después de la saca ($p = 0,9972$), dato que contradice los resultados de Martínez-Sánchez *et al.* (1999) que sí encontraron un aumento significativo de la mortalidad por efecto de la extracción de madera quemada para regenerado post-incendio de *P. halepensis*.

El primer verano tras el incendio, en el que se produjo un valor bajo (0,5) del cociente termopluviométrico, ha resultado importante para la supervivencia del regenerado lo que llevó a una disminución significativa de la densidad promedio en 2001 respecto a la obtenida en mayo de 2000 (Tabla 4) debido, en gran parte, al estrés hídrico que predispone a la planta a sufrir colapso en las células de los tejidos (Fernández *et al.*, 1999), con lo que disminuye el vigor y el crecimiento para poder soportar perturbaciones o competir con otras especies (Saracino y Leone, 1991). En el Sistema Central, la baja humedad durante el verano se ha mostrado como un factor crítico para el éxito del regenerado de otras coníferas como *P. sylvestris* (Montero, 1994). Así mismo, otros autores señalan al primer verano tras el incendio como el período de mayor mortalidad en la dinámica de regeneración post-incendio de otros pinos mediterráneos como *P. halepensis* (Herranz *et al.*, 1997; Trabaud, 1988).

Vegetación acompañante

La cobertura y la altura del matorral y las herbáceas, nueve meses después del incendio, era escasa y aparentemente, en la mayoría de los casos, no suponía competencia para el regenerado. En ese momento, se interceptaron 206 especies correspondientes a 23 familias, siendo las Leguminosas las que presentaron mayor frecuencia de aparición (24,75%), incluyendo

Tabla 4. Medidas repetidas por parcela ($n = 50$) a lo largo del período de estudio (2000-2003). Se muestra la media y el error estándar entre paréntesis en cada año de medición. Se muestra * la significación al 95% entre años sucesivos según intervalos LSD para cada una de las variables consideradas

	Medidas repetidas	2000	2001	2002	2003
Regenerado	Densidad (plantas/ha)	10.533 (2.303)	4.511* (1.489)	3.311 (1.114)	2.355 (679)
	Altura (cm)	4,33 (0,25)	13,71* (1,89)	26,83* (3,24)	33,45* (4,68)
Matorral y herbáceas	Cobertura (%)	14,25 (2,55)	58,91* (2,57)	73,42* (3,25)	68,75 (2,95)
	Altura (cm)	11,85 (1,32)	36,74* (1,58)	47,70* (2,88)	59,18* (3,52)
	Altura ponderada (cm)	12,26 (1,34)	42,61* (2,20)	55,20* (3,82)	78,70* (5,06)
Altura <i>P. pinaster</i> /altura ponderada del matorral y herbáceas	Ratio de competencia (cm/cm)	0,91 (0,19)	0,32* (0,04)	0,40 (0,06)	0,42 (0,06)

especies herbáceas germinadoras y arbustivas rebrotadoras; seguidas por Compuestas (14,56%) y Gramíneas (13,10%), en su mayoría especies anuales que germinaron tras el incendio.

De las 206 especies interceptadas en 2000, donde no existían diferencias significativas entre la frecuencia de aparición de especies arbustivas y herbáceas, se pasó a 280 especies correspondientes a 23 familias en 2002 y 2003, donde existía una diferencia claramente significativa ($p < 0,01$) a favor de la frecuencia de aparición de especies del estrato arbustivo, predominando las especies germinadoras y rebrotadoras que constituían el sotobosque (*Cistus ladanifer*, *C. laurifolius*, *Cytisus scoparius*, *Genista cinerea* y *G. florida*) de la masa original de *P. pinaster* y la desaparición progresiva de la cobertura de especies herbáceas germinadoras, en general arvenses y ruderales.

Dicha evolución ha provocado una disminución del ratio de competencia hasta $0,42 \pm 0,06$, lo que mostraría un incremento significativo en altura de las especies acompañantes en relación con las plantas de *P. pinaster* a partir del año 2001, momento en el que se produce la mayor mortalidad de los brinzales (tabla 4).

Los datos obtenidos estarían de acuerdo con la teoría de Oliver y Larson (1996) por la cual el factor fundamental del éxito de la regeneración de especies forestales es la competencia. Otras observaciones (Boyd, 1987) confirman que los individuos dominantes son aquellos que se establecen antes y tienen mayor capacidad de crecimiento inicial. En nuestro caso, la rápida disminución del ratio de competencia tras el primer año, y una sequía estival pronunciada (precipitaciones entre 15 y 80 mm), han podido generar gran parte de la mortalidad en todas las parcelas. La influencia de la predación inicial de las semillas, que no ha sido tenido en cuenta en este trabajo, es otro factor de gran importancia (Broncano y Retana, 1997) y podría explicar parte de la variabilidad espacial obtenida, al menos en la densidad inicial.

Obtención de modelos lineales para el regenerado inicial: factores que afectan a la emergencia y vigor inicial de las plántulas

El ACP extrajo 9 factores que explicaban el 80,86% de la variabilidad de los datos. Tras la rotación de los ejes las 18 variables consideradas (15 variables independientes + 3 variables dependientes) muestran valo-

res de comunalidad muy altos (0,5-0,9), que unido al gran número de factores extraídos mostraría la intensa interrelación de todas ellas y la dificultad de establecer relaciones *a priori*.

Las variables independientes que resultaron significativas no fueron las mismas para la altura del regenerado, la esbeltez y la densidad (Tabla 5). Este hecho mostraría las diferencias existentes entre los factores que influyeron en la cantidad y abundancia de plántulas y los que determinaron su vigor inicial. Así, resultó frecuente encontrar parcelas con baja densidad pero con plántulas de buen porte, capaces de competir con el resto de la vegetación. Por el contrario, en otras zonas, una densidad aceptable no siempre venía acompañada de un buen estado de las plántulas, tal y como indica la baja correlación entre DPP y HPP ($c = 0,03$; $p = 0,8430$).

Como se muestra en la Tabla 5, el modelo general presenta una significación muy alta en todos los casos ($p < 0,001$) y, además, las variables seleccionadas son también altamente significativas ($p < 0,01$).

En el caso de la **densidad inicial** (DPP), se describe el comportamiento del regenerado inicial de *P. pinaster* en este incendio, atendiendo a tres grupos de variables: 1) Variables locales relacionadas con las **características del lecho de germinación**: Porcentaje de hojarasca y mantillo tras el incendio, % LFH, (+); Pedregosidad y afloramientos de elementos gruesos mayores de 5 cm, PEDREG, (-) y Erosión producida tras el incendio, ER = 4, (-); 2) Variable relacionada con la **presencia de especies acompañantes**: Altura ponderada del matorral y herbáceas, HPOND_MAT, (+) y 3) Variable **fisiográfica**: Altitud, Z, (+).

El efecto positivo de la cobertura de hojarasca y mantillo ha sido descrita como un factor de protección a la semilla y a la plántula (Vega y Díaz Fierros, 1987). A la vez, indicaría zonas de baja intensidad del incendio (alta correlación entre sendas variables, $c = -0,65$; $p = 0,0000$) en las cuales se habría producido un daño parcial a las copas y al suelo, con baja toxicidad de cenizas (Ne'eman *et al.*, 1993; Reyes y Casal, 1997), y con mejores condiciones del lecho de germinación, al poseer mayor aporte de materia orgánica y N total (Bará y Vega, 1983). Martínez *et al.* (2002), han constatado la influencia de la intensidad del incendio, estrechamente relacionada con la cantidad de mantillo remanente, en la diseminación y emergencia post-incendio en una masa adulta de *P. pinaster*, lo que coincidiría con los resultados ofrecidos por el modelo. De la misma manera, Castro *et al.* (1990) incluyen esta

Tabla 5. Modelos lineales para la densidad, altura y esbeltez del regenerado post-incendio de *P. pinaster* en la medición inicial (mayo de 2000), 9 meses después del incendio¹

	Coefficiente est	Error estándar	Valor de p		
<i>Variable dependiente: densidad (pies/ha)</i>					
Constante	-48.992,7	12.088,5			
% LFH	311,60	65,45			0,000
%PEDREG	-228,85	66,23			0,001
Z	46,97	10,56			0,000
HPOND_MAT	179,43	65,52			0,009
ER = 4	-2.363,87	564,28			0,000
R ² = 0,73			ANOVA		
R ² (ajustado) = 0,70					
Error estándar de la estimación (S.E.E.) = 3.484,43			S.C.	g.l.	C.M.
Error medio absoluto (M.A.E.) = 2.681,18			F-Ratio	P	
			Modelo	5	0,000
			Error residual	44	
			Total (corr.)	49	
	Coefficiente est	Error estándar	Valor de p		
<i>Variable dependiente: altura (cm)</i>					
Constante	1,291	0,733			
H_L	0,272	0,046			0,000
IG	1,805	0,653			0,008
AB	0,017	0,004			0,000
HPOND_MAT	0,047	0,017			0,008
R ² = 0,66			ANOVA		
R ² (ajustado) = 0,63					
Error estándar de la estimación (S.E.E.) = 0,946			S.C.	g.l.	C.M.
Error medio absoluto (M.A.E.) = 0,712			F-Ratio	P	
			Modelo	4	0,000
			Error residual	45	
			Total (corr.)	49	
	Coefficiente est	Error estándar	Valor de p		
<i>Variable dependiente: esbeltez (cm/cm)</i>					
Constante	-66,52	40,205			
H_L	2,359	0,518			0,000
AB	0,173	0,055			0,003
Z	0,073	0,034			0,040
R ² = 0,45			ANOVA		
R ² (ajustado) = 0,42					
Error estándar de la estimación (S.E.E.) = 11,597			S.C.	g.l.	C.M.
Error medio absoluto (M.A.E.) = 8,599			F-Ratio	P	
			Modelo	3	0,000
			Error residual	46	
			Total (corr.)	49	

¹ Se muestran las variables independientes seleccionadas, el coeficiente estimado, su error estándar y el valor de *p*, y el ajuste con los correspondientes errores y el ANOVA para cada modelo.

variable como la más significativa en modelos obtenidos para masas de *P. pinaster* del Norte de Portugal.

La influencia negativa de la pedregosidad y afloramientos era previsible ya que suponen una disminución de suelo efectivo y suelen ser indicadores de condiciones deficientes del lecho de germinación.

El efecto positivo de la altura ponderada del matorral y herbáceas es un factor que contradice la mayoría de los estudios realizados para otras coníferas, ya que, en principio, suponen un efecto competitivo para el desarrollo de las plántulas (Bell *et al.*, 2000; Cain *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 1993; Ross y Walstad, 1986). Sin embargo, en el modelo conceptual de Goldberg (1990) y Miller y Werner (1987), la interacción entre plantas consta de un *efecto competitivo*, es decir, la influencia de la comunidad de plantas sobre el nivel de los recursos, pero también de una *respuesta competitiva*, entendida como la relación de algunas variables indicadoras del buen estado de la planta con la propia disponibilidad de recursos, determinada a su vez por las características del sitio. En este caso la respuesta positiva del regenerado con la altura ponderada de la vegetación elevada, indicaría que existe más regenerado de pino en las zonas donde el resto de la vegetación también regenera con éxito debido a las mejores condiciones del sitio.

Por último, el comportamiento de la variable Z podría deberse a que gran parte de la masa adulta donde se encontraban los árboles dominantes, con mejor banco aéreo, estaba en situaciones medias y altas de ladera ($c = 0,4288$; $p = 0,0019$).

En lo referente a las **variables de estado del regenerado** (altura y esbeltez), los ajustes han sido algo peores, pero los modelos han resultado muy sencillos y con pocas variables significativas seleccionadas. Se puede comprobar que, si bien intervienen también algunas de las variables que influían en la densidad del regenerado, como la altura de matorral y la altitud, adquieren importancia otras variables como el área basal (AB) de los árboles padres, la insolación (índice de Gandullo, IG) y el espesor de la capa de hojarasca remanente (H_L).

Por tanto, son fundamentalmente cuatro grupos de variables los que afectan al estado de las plántulas: 1) Variables **fisiográficas**: IG (+) y Z (+); 2) Variable relacionada con **el lecho de germinación tras el incendio**, en este caso la importancia del espesor de la capa hojarasca H_L (+) y por tanto su grado de consunción y el aporte de las copas sofamadas; 3) Variable relacionada con las **características de la masa**

adulta, AB (+) y 4) Variable relacionada con las **especies acompañantes**: HPOND_MAT (+).

Los signos de las variables significativas comunes para la densidad y las variables epidométricas (Z, HPOND_MAT) siguen siendo los mismos y destaca la importancia del espesor de la capa L como indicadora de buen estado del regenerado. Por lo tanto, la presencia de mantillo no parece intervenir tanto en la altura como en la emergencia inicial, mientras que el espesor de la capa de hojarasca remanente parece estar relacionado positivamente con el mejor estado de las plántulas, posiblemente al ejercer un efecto «mulching» sobre ellas.

Por otro lado, aparecen dos variables que afectan a la altura y la esbeltez que no eran factores significativos para la densidad, como son la insolación (IG) y el área basal de la masa adulta (AB).

En cuanto al efecto positivo del AB, por un lado, zonas de AB alta, a igualdad de densidad, están relacionadas con buenas calidades del sitio. Con los datos obtenidos en las parcelas exteriores al incendio, se ha constatado que un aumento del AB, a igualdad de densidad, conlleva un incremento del tamaño de la copa y del número de piñas ($c = 0,79$; $p = 0,0000$). Además, en las zonas con alta densidad y escasez de sotobosque, en general, el incendio fue de menor intensidad ($c = -0,27$; $p = 0,0549$), por lo que sólo se produjo sofamado de copa, e incluso sobrevivieron algunos pies adultos. En estos sitios el regenerado inicial presentó mayor altura y esbeltez (tabla 5).

Obtención de modelos logísticos: factores que afectan a la supervivencia del regenerado

Los ajustes obtenidos para los modelos de supervivencia acumulada fueron aproximadamente del 30% para las dos primeras fechas y algo menos (23 al 26%) para las dos siguientes, con una capacidad de predicción de casos acertados correctamente alrededor del 80% de los datos (Tabla 6).

Lo más destacable es que en todas las fechas de medición las variables seleccionadas han sido básicamente las mismas: Ratio de Competencia, Altura ponderada del matorral, Índice de Gandullo, Posición ocupada en la ladera y Área basal de la masa adulta. Estas variables fueron también seleccionadas en los modelos lineales predictores de la densidad y estado del regenerado a los 9 meses del incendio si bien algunas de ellas presentaron signos opuestos. Esto po-

Tabla 6. Modelos para la supervivencia del regenerado de *P. pinaster*¹

Fecha	α	Capacidad de predicción (% correcto)	Cutoff	Ajuste
1 = Nov 2000	$\alpha = 3,74$ -0,11 HPOND_MAT _{mayo2000} ** -0,03 AB** -1,38 POS = baja** -0,24 POS = media** -1,97 PPF = IIb**	78,91	0,50	Pseudo-R ² = 0,30 p = 0,000 n = 479 MSE = 0,02 MAE = 0,34
2 = Feb 2001	$\alpha = 1,56$ -0,09 HPOND_MAT _{mayo2000} ** +3,49 Rcomp _{mayo2000} ** -0,02 AB** +0,17 ER = 0** -10,24 ER = 1** -2,32 ER = 2** -1,73 ER = 3** -1,25 POS = 1** -0,26 POS = 2**	80,44	0,55	Pseudo-R ² = 0,31 p = 0,000 n = 496 MSE = 0,02 MAE = 0,36
3 = Julio 2001	$\alpha = 1,58$ +2,05 Rcomp _{julio2001} ** -0,10 HPOND_MAT _{mayo2000} ** -0,02 AB**	77,29	0,60	Pseudo-R ² = 0,23 p = 0,000 n = 502 MSE = 0,03 MAE = 0,38
4 = Julio 2002	$\alpha = 0,07$ -0,02 AB** +1,49 IG** -0,11 HPOND_MAT _{mayo2000} ** +1,98 Rcomp _{julio2002} ** -2,75 POS = baja** -1,05 POS = media**	78,49	0,45	Pseudo-R ² = 0,26 p = 0,000 n = 502 MSE = 0,03 MAE = 0,37
5 = Julio 2003	$\alpha = -3,08$ +1,73 Rcomp _{julio2003} ** +3,29 IG** -0,14 HPOND_MAT _{mayo2000} ** -0,02 AB**	81,27	0,50	Pseudo-R ² = 0,20 p = 0,000 n = 502 MSE = 0,02 MAE = 0,35

¹ El modelo logístico es del tipo Supervivencia = $1/(1+e^{-\alpha})$ y muestra las variables significativas. Se muestran también el porcentaje máximo de casos clasificados correctamente (% correcto) según la capacidad de predicción del modelo seleccionado, con su correspondiente punto de corte (*cutoff*) y los parámetros de ajuste y errores de cada modelo. Las variables independientes ** presentan una significación del 99%.

dría indicar la existencia de competencia intraespecífica desde los primeros estadios allí donde el regenerado fue muy abundante (Ne'eman, 1997), o la existencia de factores que favorecen la densidad inicial pero no así la supervivencia de las plántulas (Lamont *et al.*, 1993).

En consecuencia, tras el primer verano (fecha 1) y según este modelo, la supervivencia de las plántulas de *P. pinaster* aparecerían influenciadas negativamen-

te por las posiciones bajas y medias de ladera (POS = 1 y 2), la altura ponderada del matorral inicial (HPOND_MAT_{mayo2000}), y el área basal, siendo también menor en las zonas de productividad potencial forestal más alta (PPF = IIb).

Aunque los modelos lineales anteriores predicen más regenerado inicial donde existe también mayor altura ponderada del matorral y herbáceas y mayor área basal, estas variables parecen tener un efecto negati-

vo en relación con la supervivencia tras el verano. Las mejores condiciones del sitio que favorecieron la regeneración de todas las especies presentes, pudo tornarse en un factor que afectó negativamente a la supervivencia de los pies tras el primer verano.

El vigor de las especies arbustivas y herbáceas originó competencia interespecífica, agravada por las condiciones de estrés hídrico estival (De las Heras *et al.*, 2000; Galindo *et al.*, 2000). En las zonas de peor calidad el pino parece competir y vegetar mejor, siendo zonas con alta probabilidad de supervivencia según el modelo. Por otro lado, en zonas con densidad alta pero que, como ya ha sido comentado, no fueron afectadas por fuego de copas, sobreviviendo algunos pies adultos, el regenerado presentó mayores alturas iniciales, pero tras el primer verano la mortalidad fue muy elevada, debido a la insuficiente insolación, consecuencia de la sombra producida por las copas de los árboles supervivientes y posiblemente a la competencia de raíces de los propios pies adultos.

El modelo correspondiente a la fecha 2 (febrero de 2001) muestra una influencia negativa de la vegetación, la erosión y las posiciones de ladera bajas e intermedias que coincide en gran parte con las variables seleccionadas en los modelos de regresión lineal. La influencia negativa de la erosión sobre la regeneración inicial y la mortalidad de las plántulas ha sido descrita como uno de los factores abióticos más importantes que afectan a la regeneración (Cerdá, 1998), debido a la pérdida de materia orgánica, relacionada a su vez con la pérdida de N total y el P y K asimilable (Gillon *et al.*, 1999; Vega, 2001).

En las fechas 3 y 4 (julio de 2001 y julio de 2002) los resultados obtenidos son similares a los modelos anteriores. En cualquier caso destacar la influencia negativa y significativa de la altura ponderada del matorral inicial (mayo 2000), que sigue prediciendo la supervivencia un año después y la importancia del ratio de competencia en la supervivencia de las plántulas de pino, lo que podría indicar que la instalación y el vigor inicial de todas las especies podría ser determinante para la posterior probabilidad de supervivencia y la capacidad de competir de todas ellas en años sucesivos.

En la supervivencia acumulada hasta 2003 (fecha 5) deja de tener significación la altitud y siguen siendo la insolación, el AB y la competencia interespecífica los factores seleccionados. En definitiva, parecen ser estos tres grupos de factores los más determinantes para predecir la probabilidad de supervivencia del regenerado dos y tres años después del incendio. El

signo positivo del IG ofrece información sobre la necesidad de insolación suficiente para la supervivencia del regenerado.

Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran la existencia de un elevado número de factores que influyen en la regeneración inicial y en la supervivencia del regenerado natural de *P. pinaster* tras el incendio que tuvo lugar en el monte Abantos (Sierra de Guadarrama) pero los modelos lineales y logísticos han permitido seleccionar un grupo reducido de variables que afectan significativamente a estos procesos.

Los modelos obtenidos se muestran como una herramienta de aplicación práctica, dada la simplicidad que presentan las ecuaciones y la relativa facilidad en la determinación de las variables contempladas en las mismas. Por otro lado, los ajustes elevados para el modelo de emergencia y moderados para el de supervivencia permite considerarlos como una primera contribución para la gestión de masas de *P. pinaster* afectadas por incendios forestales en la Sierra de Guadarrama, si bien los resultados deben ser validados en estudios posteriores.

Por último, señalar que la Metodología propuesta en este trabajo puede ser un referente para el estudio de la regeneración post-incendio en masas pertenecientes a las distintas regiones de procedencia de *Pinus pinaster*, con el fin de evaluar los factores más influyentes a nivel local y nacional. Así mismo, esta Metodología resultaría válida para el estudio de otras coníferas, siempre y cuando se realicen ciertas modificaciones derivadas de sus estrategias específicas frente al fuego.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado a través del proyecto sectorial I + D nº SC99-0018-C2.2 del Ministerio de Ciencia y Tecnología. Dicho proyecto se ha llevado a cabo coordinadamente con el Departamento de Protección Ambiental del Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán de la Xunta de Galicia, equipo al que expresamos un especial reconocimiento por su constante colaboración.

Agradecemos a los técnicos y agentes forestales de la Dirección General del Medio Natural de la Comu-

nidad de Madrid las facilidades prestadas para la realización del trabajo, así como al Banco de Datos de la Naturaleza de la Dirección General de Biodiversidad por la información suministrada.

Referencias

- ALÍA R., MARTÍN S., DE MIGUEL J., GALERA R., AGÚNDEZ D., GORDO J., SALVADOR L., CATALÁN G., GIL A., 1996. Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Aiton. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, 75 pp.
- ALLUÉ J.L., 1990. Atlas Fitoclimático de España. Taxonomías. INIA. Ministerio de Agricultura. Madrid, 221 pp. + 8 planos.
- BARÁ S., VEGA J.A., 1983. Effects of wildfires on forest soils in the northwest of Spain. DFG Symposium Fenerkologie. Freiburger Waldschutz Abhandlungen. Freiburg Univ. 181-195.
- BELL F.W., TER-MIKAELIAN M.T., WAGNER R.G., 2000. Relative competitiveness of nine early successional boreal forest species associated with planted jack pine and black spruce seedlings. *Can J For Res* 30, 790-800.
- BISQUERRA R., 1989. Introducción conceptual al análisis multivariable. Un enfoque informático con los paquetes SPSS-X, BMDP, LISREL y SPAD. Vol. 1. Promociones y Publicaciones Universitarias (PPU). Colección Letras, Ciencias, Técnica. Barcelona, 397 pp.
- BOYD M., 1987. Natural Regeneration of Loblolly Pine. USDA Forest Service, Southeastern Forest Experimental Station, SE-47, 17 pp.
- BRONCANO M.J., RETANA J., 1997. Importancia de la depredación de semillas en la regeneración post-incendio de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). *Cuad Soc Esp Cien For* 10, 85-89.
- CANFIELD R.H., 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. Southwestern Forest and Range Experiment Station. USDA, pp. 388-394.
- CAIN M.D., THOMPSON D.G., WAGNER R.G., 1999. Woody and herbaceous competition on stand dynamics and growth of 13 year old natural, precommercially thinned loblolly and shortleaf pines. *Can J For Res* 29(7), 947-959.
- CALVO L., LUIS E., TÁRREGA R., 1994. Competencia en especies de matorral después de perturbaciones. *Studia Oecológica* X-XI, pp. 273-281.
- CARBONELL E., DENIS J.B., CALVO R., GONZÁLEZ F., PRUÑONOSA V., 1983. Regresión lineal: un enfoque conceptual y práctico. Monografías INIA 43, 188 pp.
- CASTRO J.F., BENTO J., REGO F., 1990. Regeneration of *Pinus pinaster* forests after wildfire. En: Fire and ecosystem dynamics (Goldammer J.G., Jenkins M.J., eds). SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 71-75.
- CERDÁ A., 1998. Change in overland flow and infiltration after a rangeland fire in a Mediterranean scrubland. *Hydrological processes* 12(7), 1031-1042.
- DASKALAKOU E.N., THANOS C.A., 1996. Aleppo pine (*Pinus halepensis*) postfire regeneration: the role of canopy and soil seed bank. *International Journal of Wildland Fire* 6(2), 59-66.
- DE LAS HERAS J., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J., GONZÁLEZ-OCHOA A.J., FERRANDIS P., HERRANZ J., 2000. Desarrollo y mortalidad de plántulas de *Pinus halepensis* Mill. en competencia con *Cistus monspeliensis* L. durante los cuatro primeros años post-incendio. *Cuad Soc Esp Cien For* 10, 37-42.
- FERNÁNDEZ M., GIL L., PARDOS J.A., 1999. Response of *Pinus pinaster* Ait. Pro-venances at early age to water supply. *Ann For Sci* 56, 179-187.
- FERNÁNDEZ REBOLLO P., NAVARRO CERRILLO R., DEL VALLE MURILLO G., 2001. Estudio de la regeneración post-incendio en masas de *Pinus pinaster* en Andalucía. III Congreso Forestal Español, Granada. Tomo IV, pp. 469-474.
- GALINDO R., LUZÓN F., MARTÍNEZ SÁNCHEZ J.J., FERRANDIS P., HERRANZ J.M., 2000. Estudios de los sistemas radiculares de plántulas de *Pinus halepensis* Mill. y *Cistus monspeliensis* L. viviendo en competencia durante las primeras etapas de colonización post-incendio. *Cuad Soc Esp Cien For* 10, 31-41.
- GANDULLO J.M., 1974. Ensayo de evaluación cuantitativa de la insolación en función de la orientación y de la pendiente del terreno. *An. INIA/Ser Rec Nat* 1, 95-107.
- GIL L., GORDO J., ALÍA R., CATALÁN G., PARDOS J.A., 1990. *Pinus pinaster* Ait. en el paisaje vegetal de la Península Ibérica. *Ecología, Fuera de Serie*, 1, 469-495.
- GOLDBERG D.E., 1990. Components of resource competition in plant communities. En: Perspectives on plant competition (Grace J.B., Tilman D., eds). Academic Press. N.Y., pp. 27-49.
- GREENE D., JOHNSON E.A., 1996. Wind dispersal of seeds from a forest into a clearing. *Ecology* 77 (2), 595-609.
- GILLON D., HOUSSARD C., VALETTE J.C., RIGOLOT E., 1999. Nitrogen and phosphorus cycling following prescribed burning in natural and managed Aleppo pine forest. *Can J For Res* 29, 1237-1247.
- HARVEY E.M., MOHAMMED G.H., NOLAND T.L., 1993. A bibliography on competition tree seedling characteristics and related topics. OMNR Forest Research Report . N° 108. Ontario Ministry of Natural Resources, Sault Ste. Marie, Ontario, 117 pp.
- HENIG-SEVER N., ESHEL A., NE'EMAN G. 2000. Regulation of the germination of Aleppo pine (*Pinus halepensis*) by nitrate, ammonium and gibberellin, and its role in post-fire regeneration. *Physiologia Plantarum* 108, 390-397.
- HERRANZ J.M., MARTÍNEZ SÁNCHEZ J.J., DE LAS HERAS J., FERRANDIS P., 1997. Efecto de la corta y extracción de madera quemada sobre la regeneración natural de *Pinus halepensis* Mill. en el Valle del Río Tus (Yeste, Albacete). II Congreso Forestal Español, Pamplona. Tomo V, pp. 197-202.
- LAMONT B.B., WITKOWSKI E.T.F., ENRIGHT N.J., 1993. Post-fire litter microsites: safe for seeds, unsafe for seedlings. *Ecology* 74, 501-512.

- LUST N., 1988. Analisis of natural regeneration of Scots pine forests in the High Campine after a fire. *Silva Gandavensis* 53, 3-28.
- MARTÍNEZ E., MADRIGAL J., HERNANDO C., GUIJARRO M., VEGA J.A., PÉREZ-GOROSTIAGA P., FONTURBEL M.T., CUIÑAS P., ALONSO M., BELOSO M.C., 2002. Effect of fire intensity on seed dispersal and early regeneration in a *Pinus pinaster* forest. *Forest Fire Research and Wildland Fire Safety*, Luso, Portugal (Viegas D. ed.).
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J., HERRANZ J.M., GUERRA J., TRABAUD L., 1996. Natural recolonization of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Ait. in burnt forest of Sierra de Alcaraz - Segura mountain system (SE Spain). *Ecología mediterránea XXII* (1/2), 17-24.
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J., FERRANDIS P., HERAS J.M. DE LAS, HERRANZ J.M., 1999. Effects of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus Valley (SE Spain). *For Ecol Manage* 123, 1-10.
- MÉTHY M., GILLON D., HOUSSARD C., 1997. Temperature-induced changes of photosystem II activity in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis*. *Can J For Res* 27, 31-38.
- MILLER T.E., WERNER P.A., 1987. Competitive effects and responses between plant species in a first year old field community. *Ecology* 68(5), 1201-1210.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2001. Banco de Datos de la Naturaleza, Actividades y productos. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España, 26 pp.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2002. Los Incendios Forestales en España: Decenio 1991-2000. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, España, 115 pp.
- MOLINA C., TAPIAS R., GIL L., 1997. Influencia de la posición en la copa y del año de maduración en la germinación de las semillas de *Pinus pinaster* Ait. de la Sierra de Teleno (León, Noroeste de España). *Invest Agr: Sist Rec For* 6(1 y 2), 23-65.
- MONTERO G., 1994. Generalities on silviculture of *Pinus sylvestris* L. in Spain. *Invest Agrar: Sist Recur For*. Fuera de serie 3, 251-259.
- MORENO J.M., VALLEJO R., 1999. Fire impacts on the ecosystem and restoration: Summary of the main findings from the delfi-fire database. En: Volume of Proceedings of: Forest Fires: Needs and innovation. International Symposium, Athens. Grecia, pp. 239-261.
- NE'EMAN G., 1997. Regeneration of natural pine forest. Review of work done after the 1989 fire in Mount Carmel, Israel. *International Journal of Wildland Fire* 7(4), 295-306.
- NE'EMAN G., MEIR I., NE'EMAN R., 1993. The effect of ash on the germination and early growth of shoots and roots of *Pinus*, *Cistus* and annuals. *Seed Science and Technology* 21 (2), 339-349.
- OLIVER C.D., LARSON B.C., 1996. *Forest stand dynamics* (John Wiley and sons, Inc., eds). New York, EE UU, 250 pp.
- PRADAS M., IMESON A.C., VAN MULLIGEN E., SALA M., 1992. Características de la escorrentía superficial en suelos quemados. II Reunión nacional de Geomorfología, Sociedad Española de Geomorfología, Murcia. pp. 105-115.
- REYES O., CASAL M., 1997. Efectos de las cenizas sobre el comportamiento germinativo de *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*. II Congreso Forestal Español, Pamplona. Tomo II, pp. 533-538.
- RIVAS MARTÍNEZ S., 1987. Memoria y Mapa de Series de vegetación de España. ICONA. Serie Técnica, 269 pp.
- ROSS D.W., WALSTAD J.D., 1986. Vegetative competition, site preparation, and pine performance: a literature review with reference to South Central Oregon. *For. Res. Lab. Res. Bull.* 58. College of Forestry, Oregon State Univ. Corvallis, OR.
- SÁNCHEZ PALOMARES O., SÁNCHEZ SERRANO F., 2000. Mapa de productividad potencial forestal de España. Cartografía digital. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 317 pp + planos.
- SARACINO A., LEONE V., 1991. Natural regeneration of Aleppo pine (*Pinus halepensis*) stands following fire. I. Seed fall. *Monti-e-Boschi* 42(6), 39-46.
- SARACINO A., PACELLA R., LEONE V., BORGHETTI M., 1997. Seed dispersal and changing seed characteristics in a *Pinus halepensis* Mill. forest after fire. *Plant Ecology* 130(1), 13-19.
- SCHILLER G., COHEN Y., 1998. Water balance of *Pinus halepensis* Mill. Afforestation in an arid region. *Forest ecology and management* 105, 121-128.
- SOKAL R.R., ROHLF F.J., 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Blume, Madrid, España, 832 pp.
- TAPIAS R., BERTOMEU M., GIL L., PARDOS J.A., 1997. El papel evolutivo del fuego como factor de selección natural en masas de pinos mediterráneos. Estudio de los conos seróticos y la floración precoz. II Congreso Forestal Español, Pamplona. Tomo V, pp 455-459.
- TAPIAS R., GIL L., FUENTES-UTRILLA P., PARDOS J.A., 2001. Canopy seed banks in Mediterranean pines of south-eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *Journal of Ecology* 89, 629-638.
- TAPIAS R., CIMENT J., PARDOS J.A., GIL L., 2004. Life histories of mediterranean pines. *Plant Ecology* 171, 53-68.
- THANOS C. A., SKORDILIS A., 1986. The effects of light, temperature and osmotic stress on the germination of *Pinus halepensis* and *Pinus brutia* seeds. *Seed Sci and Technol* 15, 163-174.
- TRABAUD L., 1988. Survie de jeunes plantules de pin d'alep apparues apres incendie. *Studia Æcologica* V, 161-170.
- TRABAUD L., MICHELS C., GROSMAN J., 1985. Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. Forest. Pine reconstructions after wildfire. *Forest Ecology and management* 13, 167-179.
- TRABAUD L., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ J.J., FERRANDIS P., GONZÁLEZ-OCHOA A.I., HERRANZ J.M., 1997. Végétation épigée et banque de semences du sol: leur contribution à la stabilité cyclique des pinédes mixtes de *Pi-*

- nus halepensis* et *Pinus pinaster*. Canadian Journal of Botany 75, 1012-1021.
- TSITSONI T., 1997. Conditions determining natural regeneration after wildfire in the *Pinus halepensis* Mill. Forest of Kassandra Peninsula (North Greece). Forest Ecology and Management 92, 199-208.
- VÁZQUEZ, A., 1996. Régimen de incendios en España peninsular: 1974-1994. Relaciones con la climatología y el paisaje. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- VEGA J.A., 2000. Resistencia vegetativa ante el fuego a través de la historia de los incendios. En: La Defensa contra Incendios Forestales. Fundamentos y Experiencias (Vélez R. eds). Mc Graw Hill, Madrid, pp. 466-485.
- VEGA J.A., 2001. Efectos del fuego prescrito sobre el suelo en pinares de *Pinus pinaster* Ait. de Galicia. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- VEGA J.A., DÍAZ-FIERROS F., 1987. Wildfire effects on soil erosion. Ecología Mediterránea XII 1987 (4), 119-125.