

REGENERACIÓN NATURAL DE LA VEGETACIÓN DEL VALLE DEL RÍO TUS (S.O. ALBACETE) CINCO AÑOS DESPUÉS DEL FUEGO. EFECTO DE LA DISIMETRÍA SOLANA UMBRÍA

A.I. González-Ochoa; E. Simarro Osorio; J. de las Heras Ibáñez; A. Sánchez Olea; E. Casas González y M. Rubio Marín

Depto. de Producción Vegetal y Tecnología Agraria. E.T.S- de Ingenieros Agrónomos. Campus Universitario s/n. 02071-ALBACETE (España). Correo electrónico: anaisabel.gonzalez@uclm.es

Resumen

Se estudia la regeneración natural de un monte originariamente ocupado por *Pinus halepensis* afectado por incendios forestales en 1985 y 1994. Se hace un análisis de la composición florística y estado actual de la vegetación, comparando las orientaciones de umbría y de solana. La exposición tiene influencia sobre la riqueza florística, la diversidad y la cobertura de estratos. No afecta, sin embargo, a las especies principales ni a la altura media de éstas. Las especies que aparecen son las que había antes del incendio de 1994, coincidentes a su vez con las anteriores al incendio de 1985 es decir, se da un fenómeno de autosucesión. Esto es así para todas las especies excepto para *P. halepensis*, que tras el fuego de 1994 presenta una regeneración prácticamente nula. Así, parece que la recurrencia del fuego ha originado la desaparición de esta especie.

Palabras clave: *Regeneración natural, Matorral mediterráneo, Pinus halepensis, SE de España, Fuego, Sucesión*

INTRODUCCIÓN

El fuego es un factor ecológico que juega un papel fundamental en la dinámica y estructura de los ecosistemas mediterráneos. Estos ecosistemas tienen una gran capacidad de regeneración tras el fuego, lo que hace posible que el restablecimiento de la comunidad original se complete en pocos años (TRABAUD, 1993). Sin embargo, la rapidez de la recuperación va a depender de diversos factores relacionados a su vez con la intensidad y recurrencia del fuego. Algunos de ellos son el grado de deterioro sufrido por el suelo, la capacidad de rebrote de las especies afectadas, el aporte de semillas de zonas no quemadas, la existencia

previa de un banco de semillas en el suelo y finalmente, las condiciones climatológicas en años posteriores.

En las dos últimas décadas, sólo en la provincia de Albacete, más de 70.000 ha han sido consumidas por el fuego. Ello representa casi una tercera parte de la superficie forestal total. En esta provincia son numerosos los estudios que se han desarrollado sobre regeneración natural después del fuego (HERRANZ *et al.*, 1991; DE LAS HERAS, 1992; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, 1994; DE LAS HERAS *et al.*, 1995; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ *et al.*, 1996) y de ellos se concluye que, en el suroeste de la provincia, la colonización post-incendio suele ser rápida y a los 2 ó 3 años del incendio la cobertura del suelo por la vegetación

puede llegar a oscilar entre el 70 y 90% (MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, 1994).

El medio mediterráneo se caracteriza por recibir una fuerte insolación, por lo que el efecto de la orientación de las laderas tiene una importancia notable compartimentando el espacio en mesoclimas diferenciados en "solanas" y "umbrías" (MESÓN Y MONTOYA, 1993). En este trabajo se caracterizará el efecto que tiene esta disimetría solana umbría en la regeneración natural de un monte de *Pinus halepensis* como especie principal, y cuya historia de fuegos en los últimos 15 años es la que aparece en la figura 1. Para ello, se considerarán distintos parámetros ecológicos tales como riqueza florística o número de especies, cobertura, altura y por último, la fisionomía que presenta la vegetación en las dos orientaciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

El monte Ardal está situado en el valle del río Tus (Albacete) y pertenece a la Sierra de Segura. Tiene una extensión de 492 ha y es una zona que, como el resto del valle, ha estado sometida a frecuentes incendios forestales a lo largo de la historia. Este valle se vio afectado por el gran incendio ocurrido en 1994 (en total ardieron 14.000 ha). El último incendio anterior a éste en el monte Ardal se había producido en 1985. Entonces aparecían extensas masas de *Pinus halepensis*, y *Pinus pinaster* en menor medida, que fueron arrasadas por el fuego. La altitud media es de 900 m y la precipitación y temperatura media anual es de 513.6 mm y de 13.1 °C

respectivamente. Los suelos más abundantes son del tipo kastanozens cálcicos, y la pendiente oscila entre 7 y 15°. La vegetación potencial de la zona pertenece a la serie *Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae Sigmetum* (RIVAS MARTÍNEZ, 1987).

Para realizar el muestreo de la vegetación se empleó el método de intercepción lineal de CANFIELD (1941). Se establecieron 400 líneas de 1 m de longitud, distribuidas aleatoriamente entre las dos orientaciones. En solana la superficie muestreada fue de 71 ha mientras que en umbría fue de 305 ha. En el inventario se medía, con la precisión de 1 cm la longitud de línea de todas y cada una de las plantas interceptadas por la proyección de la cuerda. Además se medía la altura de cada una de ellas. Los muestreos de vegetación se realizaron en la primavera de 1999. Los parámetros calculados fueron los siguientes:

- cobertura específica: porcentaje medio de cuerda interceptada por una especie determinada (tanto por ciento). Los valores de cobertura pueden superar el 100%, lo que indicaría una superposición de la vegetación.
- número de individuos por especie: media del número de individuos de una especie dada (tanto por uno).
- altura media: media de las alturas de todos los individuos de una misma especie (cm).

Los valores que arrojaron los parámetros de cobertura específica y altura se sometieron a análisis estadísticos para confirmar las diferencias entre ambas orientaciones. Los datos no se ajustaban al modelo normal, por lo que se analizaron con el test no paramétrico de Kruskal Wallis.

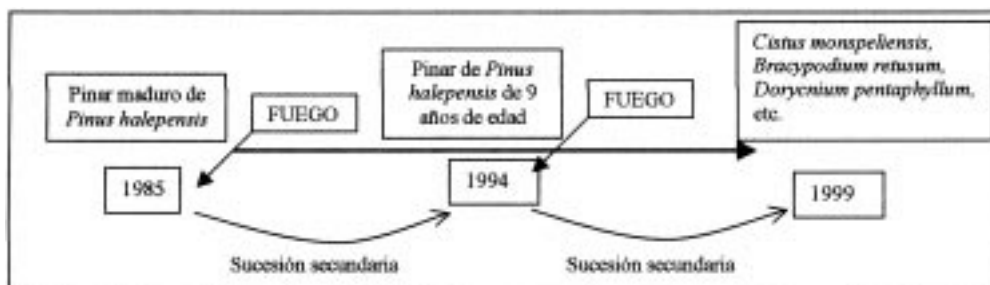


Figura 1. Historia del fuego durante los últimos 15 años en el monte Ardal (SO Albacete).

Para estudiar la fisionomía de la vegetación se han clasificado las especies por estratos en función de la altura y del tipo de vegetación (García-Rollán, 1985):

- arbóreo: plantas leñosas que al menos alcanzan 5 m de altura.
- arbustivo: plantas leñosas con altura entre 1.5 y 5 m.
- subarbustivo: plantas leñosas menores de 1.5 m.
- herbáceo: plantas cuyos tejidos permanecen siempre verdes y no adquieren una estructura leñosa.

Además, en cada una de las orientaciones se calculó el índice de diversidad de Shannon-Webber.

RESULTADOS

El suelo desnudo en exposición sur es de alrededor de un 35% siendo en la norte de un 17%. Sin embargo, la cobertura total de la vegetación supera los valores del 65% y 83% respectivamente, debido a que se produce una superposición de la misma, siendo la cobertura total de la vegetación en exposición sur de un 86%, mientras que en la norte alcanza el 141%.

El proceso de sucesión secundaria post-incendio en el monte Ardal se inicia con la instalación de briófitos durante los 2 ó 3 primeros años después del fuego y, además, este proceso es más rápido en orientación norte que en sur (DE LAS HERAS *et al.*, 1995). Esto significa que

el suelo permanece más tiempo desnudo y por lo tanto, durante los meses siguientes al fuego, se podría favorecer su pérdida debido a las lluvias que se registran en otoño en el sureste de España.

En la tabla 1 se observa que en las dos orientaciones la cobertura de la vegetación presenta una estructura similar (especies en negrita): hay un grupo de especies que tienen una presencia con mayor cobertura que el resto, otro segundo grupo con coberturas específicas mucho menores y, por último, un numeroso grupo con una representación testimonial. Además, tampoco aparecen diferencias estadísticamente significativas en los valores de cobertura específica en ambas orientaciones ($p > 0.05$).

La altura que de las especies principales no presentan diferencias significativas ($p > 0.05$) en las dos orientaciones. Así, los individuos de *Cistus monspeliensis* presentan unas alturas de 57 y 61 cm en solana y umbría respectivamente, los de *Dorycnium pentaphyllum* alcanzan 62 y 50 cm en solana y umbría respectivamente, y los de *Brachypodium retusum* alturas de 23 y 27 cm respectivamente. Incluso algunas especies como *Pinus halepensis* y *Pistacia lentiscus* alcanzan alturas algo superiores en solana que en umbría (155 frente a 142 y 109 frente a 93 respectivamente). Esto indica que el factor orientación no tiene una influencia importante en la altura que alcanzan las especies más abundantes 5 años después del fuego.

En la figura 2 aparece la riqueza florística en las dos orientaciones. En solana se registran un

UMBRIA	cobertura (%)	SOLANA	cobertura (%)
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	25,36	<i>Cistus monspeliensis</i>	26,09
<i>Cistus monspeliensis</i>	19,23	<i>Brachypodium retusum</i>	15,89
<i>Brachypodium retusum</i>	21,66	<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	14,98
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	15,37	<i>Rosmarinus officinalis</i>	9,49
<i>Quercus ilex</i>	5,06	<i>Pistacia lentiscus</i>	3,70
<i>Rosmarinus officinalis</i>	3,31	<i>Juniperus oxycedrus</i>	3,11
<i>Juniperus oxycedrus</i>	3,49	<i>Pinus halepensis</i>	3,04
<i>Thymus vulgaris</i>	2,58	<i>Paronychia argentea</i>	3,02
<i>Pinus halepensis</i>	2,50	<i>Quercus coccifera</i>	1,62
<i>Pinus pinaster</i>	1,58	<i>Quercus ilex</i>	1,06
38 especies restantes	≤ 1,00	55 especies restantes	≤ 1,00

Tabla 1. Especies de mayor cobertura (%) de cada orientación.

total de 42 especies, 28 de las cuales también se encuentran en umbría, siendo las 14 restantes exclusivas de la orientación de solana.

En umbría aparecen 66 especies de las que, exceptuando las 28 que aparecían también en solana, 38 aparecen únicamente en esta exposición.

Así, de un total de 80 especies, 14 son exclusivas de la orientación sur, 38 lo son de la orientación norte y sólo 28 son comunes a las dos orientaciones.

En otra zona del valle de Tus, el número de especies que aparecían en umbría 10 años después del paso del fuego, era mayor que el que se registraba en solana (HERRANZ *et al.*, 1991), por lo que parece que el factor orientación tiene un efecto claro en cuanto a la riqueza florística que aparece en una y otra exposición.

El índice de diversidad de Shannon-Webber arroja valores de 3.16 en solana y 4.00 en umbría. La diversidad es mayor en umbría y es aquí donde el índice se acerca más al valor máximo de 5.00, que se alcanza cuando hay muchas especies y todas presentan el mismo número de individuos. La diversidad decrece si hay pocas especies y hay dominancia de algunas de ellas. Es esto último lo que ocurre en las dos orientaciones estudiadas pero su efecto se refleja más en el valor del índice calculado para la exposición sur porque el número total de especies es menor. La distribución de los estratos de vegetación en solana y umbría es la que aparece en la figura 3.

Los estratos arbóreo, arbustivo y subarbustivo presentan una cobertura similar tanto en orientación de solana como de umbría. Sin embargo, el estrato herbáceo presenta en umbría

una cobertura (48%) que casi triplica a la cobertura de este estrato en solana (17%). Así parece que las condiciones microclimáticas que se registran en umbría crean un ambiente más favorable para el desarrollo de estas especies. Señalar que hay 22 especies del estrato herbáceo exclusivas de umbría y, entre ellas, *Brachypodium phoenicoides* que representa un 16% de la cobertura total de la vegetación en esta exposición. Se ha comprobado que en el Valle de Tus esta especie aparece de manera exclusiva en exposición norte (MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, 1994).

La dinámica de la vegetación mediterránea post-incendio supone la aparición de un gran número de especies durante los 2 ó 3 primeros años tras el fuego. Más tarde, a los 3 ó 4 años, estas especies desaparecen y la flora empieza a estabilizarse en cuanto a riqueza florística a partir del 5º año (TRABAUD & LEPART, 1980). Este proceso se ha comprobado en distintas zonas cercanas al monte Ardal durante los 5 primeros años post-incendio (MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, 1994), lo que hace pensar que, en este momento, las especies que aparecen en la zona de estudio son las que corresponderían a esta etapa definitiva de estabilización de la vegetación.

Cistus monspeliensis, *Brachypodium retusum* y *Dorycnium pentaphyllum* son las especies de mayor cobertura tanto en solana como en umbría. Estas especies aparecían acompañando al pino carrasco antes del incendio de 1994 y, la sucesión secundaria iniciada tras el fuego, ha supuesto la reinstalación de la comunidad vegetal que existía antes del mismo. Durante el intervalo entre los dos últimos fuegos de sólo 9 años, los individuos de esta especie no habían alcan-

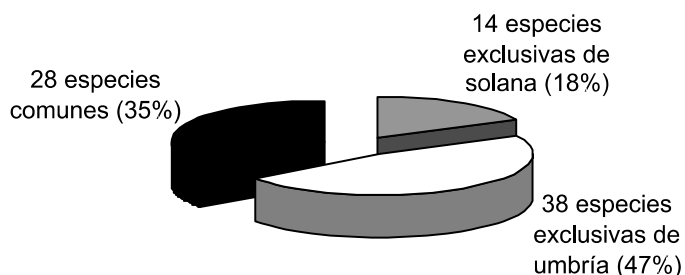


Figura 2. Riqueza florística en el monte Ardal 5 años después del fuego.

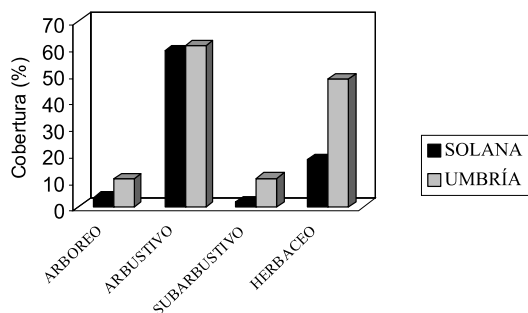


Figura 3. Cobertura (%) de los distintos estratos de vegetación en las orientaciones de umbría y solana en el monte Ardal (Albacete) 5 años después del fuego.

zado la madurez y por lo tanto, tras el incendio de 1994 no había semilla viable que posibilitara la regeneración de esta especie.

La vegetación climácica del monte corresponde a especies de la clase *Quercetea ilicis* como *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Q. coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Viburnum tinus*, *Phyllirea angustifolia*, *P. latifolia*, *Arbutus unedo*, *Juniperus oxycedrus*, *Lonicera implexa*, *Daphne gnidium*, *Rubia peregrina*, *Clematis vitalba*, etc. (DE LAS HERAS, 1992). La regresión de las masas mixtas compuestas por especies de esta clase y pinos, desemboca en una dominancia de otras especies como *Cistus monspeliensis*, *Brachypodium retusum* y *Rosmarinus officinalis*, especies que, precisamente, son las que dominan la vegetación actual del monte, indicando por lo tanto una regresión en la vegetación como consecuencia de los fuegos repetidos en el monte Ardal. Así, parece necesario recurrir a la regeneración artificial para recuperar la masa forestal que había en el monte antes del fuego. En este caso se podría calificar al fuego o a la recurrencia del mismo como el elemento perturbador responsable de la desaparición o modificación de ecosistemas mediterráneos.

CONCLUSIONES

El factor orientación no determina variabilidad en cuanto a coberturas específicas ni en cuanto a la altura media que alcanzan las especies principales presentes en el proceso de regeneración natural, cinco años después del fuego.

El proceso de autosucesión que se inicia en el medio mediterráneo después del fuego no se ha podido completar para todas las especies que había en el monte antes del incendio debido a la recurrencia del fuego. Así, ante la ausencia de regeneración natural del pino carrasco, parece conveniente favorecer la reinstalación de la masa mediante regeneración artificial.

BIBLIOGRAFÍA

- CANFIELD, R.H.; 1941. Application of the line intercept method in sampling range vegetation. *J. Forestry* 39: 388-394.
- DE LAS HERAS J.; 1992. *Estudio sobre la sucesión briofítica y evolución edáfica post-incendio en bosques mediterráneos (Albacete, SE España)*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- DE LAS HERAS, J.; GUERRA J. Y HERRANZ J.M.; 1995. Bryophyte succession after fire in Mediterranean ecosystems. Differences between N and S exposures, 3-5 years after fire (SE Spain). *Acta Oecologica* 16(2): 159-169.
- GARCÍA ROLLAN, M.; 1985. *Clave de la flora de España (Península y Baleares)*. Ed.Mundi-Prensa. Madrid.
- HERRANZ, J.M., DE LAS HERAS, J. Y MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J.; 1991. Efecto de la orientación sobre la recuperación de la vegetación natural tras el fuego en el valle del río Tus (Yeste, Albacete). *Ecología* 5: 111-123.

- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J.; 1994. *Dinámica de la vegetación post-incendio en la provincia de Albacete y zonas limítrofes de la provincia de Murcia (SE España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J., FERRANDIS, P., HERRANZ, J.M. Y BURGOS, A.; 1996. Evolución del valor pastoral de la vegetación colonizadora post-incendio en pinares del suroeste de la provincia de Albacete (España). *Inv. Agr.-Sist. Rec. For.* 5(1): 5-17.
- MESÓN, M. Y MONTOYA, M.; 1993. *Selvicultura mediterránea*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S.; 1990. *Mapa de series de vegetación de España*. Ed. ICONA. Madrid.
- SHANNON, C. E. & WEABER, W.; 1963. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press. Urbana.
- TRABAUD, L. & LEPART, J.; 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.
- TRABAUD, L.; 1993. From the cell to the atmosphere: an introduction to interactions between fire and vegetation *In*: L. Trabaud & R. Prodon (eds.), *Fire in mediterranean Ecosystems*: 13-12. CEC-DG XII/D-1. Brussels.