

EVOLUCION DEL VALOR PASTORAL DE LA VEGETACION COLONIZADORA POST-INCENDIO EN PINARES DEL SUROESTE DE LA PROVINCIA DE ALBACETE (ESPAÑA)

J.J. MARTINEZ-SANCHEZ

P. FERRANDIS

J.M^a HERRANZ

Dpto. de Producción Vegetal y Tecnología Agraria

E.T.S. de Ingenieros Agrónomos

Ctra. de las Peñas, Km. 3,2. 02071 Albacete

A. BURGOS

Centro de Investigación Agraria

Ctra. de Aguas Nuevas, Km. 6,7. 02071 Albacete

RESUMEN

El presente trabajo estudia las variaciones del valor pastoral de la vegetación colonizadora de un área quemada en el suroeste de Albacete. El estudio se llevó a cabo mediante un seguimiento diario de la cobertura vegetal durante los cinco primeros años post-incendio.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la importancia de las comunidades primocolonizadoras como recurso aprovechable por el ganado al presentar éstas gran número de especies herbáceas de elevada calidad pascícola. Dicho recurso es de carácter efímero, ya que a partir del tercer año post-incendio descende el valor pastoral de la vegetación a consecuencia de la disminución del número de especies y de la cobertura de las comunidades herbáceas, predominando en el último año de observación especies leñosas de escasa calidad forrajera.

PALABRAS CLAVE: Fuego

Pastoralismo

Sucesión vegetal

Valor pastoral

INTRODUCCION

Debido a las condiciones climáticas reinantes en la Cuenca Mediterránea, con largos períodos de sequía estival, el fuego ha sido para el hombre una eficaz herramienta para aclarar extensas superficies boscosas. De hecho, ya en el Paleolítico lo utilizaba para atraer la caza hacia las zonas quemadas, con abun-

Recibido: 30-5-95

Aceptado para su publicación: 8-3-96

dante comida gracias a la gran proliferación de rebrotes y hierba fresca tras el incendio (Liacos, 1974; Naveh, 1975; Perles, 1977). Más tarde, durante la Neolitización, la acción del fuego va siendo cada vez más marcada al sustituir el sedentarismo a los pastores, agricultores y cazadores itinerantes (Pons, 1990).

Actualmente el hombre sigue quemando extensas superficies en esta Cuenca, si bien por motivos diferentes a los del hombre primitivo que quemaban para cazar, cultivar o pastorear. Prueba de ello en el Sureste Ibérico son las 14.000 ha de monte quemadas en Yeste (Albacete) durante el mes de Agosto de 1994, o las 30.000 ha del incendio de Moratalla (Murcia) durante ese mismo verano (datos del Servicio Provincial de Montes de Albacete).

Estudios previos realizados en el suroeste de Albacete, ponen de manifiesto que la regeneración natural de los pinares de *Pinus halepensis* y *P. pinaster* no siempre está asegurada después del incendio (Herranz *et al.*, 1991, Martínez-Sánchez, 1994), siendo sustituidos por matorrales de degradación. Dichos matorrales, de escasa importancia económica (jarales, malezas) pueden ver aumentado su potencial pascícola después del fuego (Trabaud, 1990). Por tanto, desde el punto de vista del pastoralismo mediterráneo e incluso cinegético, dichas formaciones podrían ser tenidas en cuenta por los gestores encargados del manejo de estas superficies quemadas, siempre compatibilizando el aprovechamiento de estos recursos con el equilibrio de la sucesión natural puesta en marcha tras el fuego.

El presente trabajo pretende dar a conocer el interés pascícola de la vegetación colonizadora de un área incendiada en el suroeste de la provincia de Albacete, así como la dinámica de las especies de mayor calidad pastoral que aparecen en dichas zonas durante el período de estudio.

AREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza al suroeste de la provincia de Albacete, en el término municipal de Yeste (Fig. 1), entre las Sierras de Alcaraz y Segura. En dicha zona tuvo lugar, en Agosto de 1989, un incendio forestal que afectó a 8 ha de pinar de *Pinus halepensis* y *P. pinaster*.

Los suelos mejor representados en la zona afectada por el incendio pertenecen al orden Regosoles, desarrollados sobre areniscas cuarzosas. El pH oscila desde ligeramente ácido a neutro (6, 5-7).

El clima es de tipo Mediterráneo, caracterizado por una precipitación media anual de 550 a 600 mm concentrada en primavera y otoño, y por un largo período seco estival (Junio a Septiembre). La temperatura media anual es de 13°C.

Según la clasificación fitosociológica, la vegetación climácica de la zona de estudio son encinares pertenecientes a la asociación *Pyro bourgaeanae-Querceto rotundifoliae* S. (Herranz *et al.*, 1991).

La acción continuada del hombre durante milenios ha favorecido la expansión de los pinares naturales, que actualmente dominan el paisaje del valle. La



Fig. 1.- Localización del área de estudio en la provincia de Albacete (península Ibérica)
Location of study area in Albacete province (Iberian peninsula)

vegetación quemada correspondía a un pinar natural de *P. halepensis* y *P. pinaster*, que a juzgar por los rebrotes aparecidos tras el fuego y por la vegetación circundante no quemada, presentaba un sotobosque a base de *Quercus rotundifolia*, *Juniperus oxycedrus*, *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea angustifolia*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Rosmarinus officinalis*, *Cistus sp. pl.*

METODOLOGIA

Muestreo de la vegetación

Para llevar a cabo el muestreo de vegetación se ha seguido el método de intercepción lineal propuesto por Canfield (1941) y utilizado posteriormente en estudios de matorral por numerosos autores (González Bernaldez *et al.*, 1975; Casal *et al.*, 1984).

Para ello se instalaron inmediatamente después del paso del fuego y de

forma aleatoria cinco parcelas de 5x10 m (50 m²). En el interior de cada una de ellas se establecieron cinco lineas permanentes de muestreo de 10 m de longitud cada una y separadas entre sí 1 m de distancia (50 m de muestreo por parcela).

En cada inventario de vegetación se ha medido, con la precisión de 1 cm, la longitud de linea de muestreo interceptada por todas y cada una de las plantas (leñosas y herbáceas). De esta manera, el porcentaje de linea ocupada por una especie nos indica la cobertura absoluta de dicha especie, y la suma de las coberturas especificas la cobertura total del conjunto de la vegetación. Los valores de ambos tipos de cobertura (específicas y total) pueden superar el 100 p. 100 si se dan importantes solapamientos de individuos de la misma especie o de especies diferentes.

Los muestreos de vegetación se realizaron a los cuatro meses después del fuego (Diciembre de 1989) y, posteriormente, durante la primavera de los cinco primeros años post-incendio.

Cálculo del valor pastoral

El cálculo del valor pastoral se ha estimado a través de ligeras modificaciones sobre la siguiente fórmula propuesta por Daget, Poissonet (1971):

$$VP(\%) = 0,2 \times \sum CSi \times ISI$$

donde 0,2 es un factor de corrección para expresar los valores en tanto por cien; CSi es la contribución específica de la especie i, e ISI es el índice de calidad para la especie i.

En este estudio se ha optado por sustituir en la formula anterior la contribución específica (CSi) por la cobertura absoluta (CAi), al ser esta última la medida que mejor expresa la importancia real de una especie en formaciones vegetales que no siempre alcanzan un 100 p. 100 de cobertura.

Índice de calidad específico

Aunque el índice de calidad específico es una estimación subjetiva, debido a la gran cantidad de factores que determinan su cálculo (fenología, época de aprovechamiento, especie animal y calidad nutritiva, fundamentalmente), es de gran utilidad al permitir comparar la calidad de pastos de regiones que presentan unas condiciones climáticas y edafológicas semejantes (Poissonet, Toure, 1986). Por tanto, este índice debemos considerarlo como un valor relativo de la calidad de los pastos, y siempre desde un punto de vista zootécnico (Daget, Poissonet, 1971).

Para la mayoría de las especies, los índices de calidad se han extraído directamente de la bibliografía existente sobre estudios realizados en zonas de ámbito

mediterráneo, (Segura, 1969; Le Houerou, Ionesco, 1973; Hubert, 1978; Poissonet *et al.*, 1981; Aidoud, Dedjaoui, 1982; Passera *et al.*, 1983; Vacher, 1984; Joffre, 1987; Robles, 1990; Passera, 1993).

Para las especies cuyos índices no aparecen en la citada bibliografía, éstos se han calculado a partir de los análisis bromatológicos y de apetecibilidad realizados por Robles (1990).

Para el tratamiento de los datos, las especies se han agrupado en función de su mayor o menor calidad en tres clases. De esta forma, las que presentan índices de calidad igual a 0 son las especies rechazadas por el ganado y, por tanto, de nula calidad; las comprendidas entre 1 y 2 son consideradas de calidad media y las que presentan valores superiores, de 3 a 5, se consideran de alta calidad.

RESULTADOS

La relación de especies aparecidas durante el período de estudio en el total de parcelas figura en el Anexo 1.

El máximo valor pastoral de la vegetación se obtienen entre el primer y tercer año post-incendio, dependiendo de la composición florística de las parcelas. A partir de esos años se da un descenso generalizado del valor pastoral de la vegetación recolonizadora (Fig. 2).

El brusco descenso del valor pastoral de la parcela A en el segundo año (Fig. 2) se debe a la drástica disminución de cobertura de algunas especies de alta calidad (fundamentalmente *Psoralea bituminosa*, *Scorpiurus muricatus* e *Hippocrepis ciliata*) (Tabla 1).

El bajo valor pastoral de la parcela C se debe a la escasa cobertura de esta parcela (Tabla 1c) y al predominio en todo momento de las especies de nula y mediana calidad frente a las de mayor valor forrajero (Fig. 2).

El valor pastoral medio del conjunto de las parcelas muestra un progresivo incremento hasta el tercer año, dándose a partir de esa fecha un descenso de éste hasta el quinto año post-incendio. A partir del tercer año la cobertura de las especies de media y alta calidad disminuye progresivamente, mientras que las de nula calidad estabilizan su cobertura (Fig. 3).

En el Anexo I observamos la elevada presencia en el área de estudio de un gran número de especies, en su mayoría leguminosas anuales. Estas especies presentan sus máximos valores de cobertura uno o dos años después del fuego para a continuación disminuir progresivamente hasta el quinto año, llegando algunas de ellas a desaparecer por completo. Entre dichas especies se encuentran *Torilis arvensis*, *Trifolium glomeratum*, *T. arvense*, *T. campestre*, *Vicia sativa*, *Ornithopus compressus*, *Medicago minima*, *Scorpiurus muricatus*, *Psoralea bituminosa*, *Hippocrepis ciliata*.

Tres o cuatro años después del fuego, entre las especies de mayor cobertura destacan *Dactylis glomerata* y *Dorycnium pentaphyllum*, y de forma más puntual *Ulex parviflorus*. Estas, junto con otras especies leñosas (*Rosmarinus offici-*

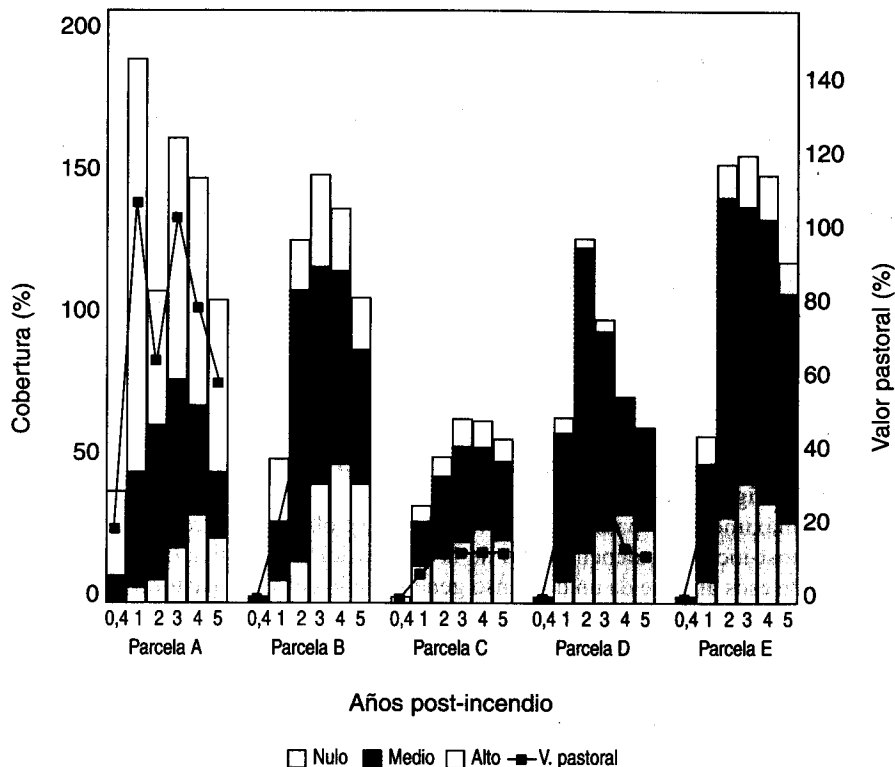


Fig. 2.— Evolución de la cobertura de los distintos grupos de especies (nula, media y alta calidad) y del valor pastoral de la vegetación durante los cinco primeros años post-incendio en las parcelas de estudio

Cover evolution of different species groups (nule, medium and high quality) and grazing value changes during the five first post-fire years in the plots

nalis, *Cistus ladanifer*, *Juniperus oxicedrus*, *Quercus rotundifolia*) acaban desplazando al grupo de herbáceas mencionado anteriormente. Pero a partir del cuarto y quinto año post-incendio también se observa una disminución generalizado de su cobertura. Entre las especies predominantes cinco años después del fuego destacan *Cistus ladanifer* y/o *Cistus monspeliensis*, especies de nula calidad forrajera (Tabla 1).

TABLA 1

VARIACIONES DE LA COBERTURA (%) DE LAS PRINCIPALES ESPECIES APARECIDAS EN CADA UNA DE LAS PARCELAS DE ESTUDIO

Changes recorded in the cover (%) of the main species appearing in every plot during the study

ESPECIE	Is	4 meses	1 año	2 años	3 años	4 años	5 años
a. Parcela A							
<i>Dactylis glomerata</i>	5	0,38	11,35	17,33	66,67	48,31	37,71
<i>Piptatherum miliaceum</i>	5	0,00	4,04	6,36	9,76	11,06	11,93
<i>Hippocrepis ciliata</i>	4	0,90	13,91	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Medicago minima</i>	3	0,62	5,91	8,02	1,63	0,00	0,00
<i>Psoralea bituminosa</i>	3	13,98	82,03	23,17	18,58	7,33	0,00
<i>Scorpiurus muricatus</i>	3	7,33	27,88	0,00	1,38	0,00	0,00
<i>Argyrolobium zanonii</i>	2	0,56	3,78	4,66	9,56	7,45	0,82
<i>Lathyrus cicera</i>	2	0,62	6,24	9,02	0,37	0,10	0,00
<i>Quercus rotundifolia</i>	2	1,74	3,19	4,10	6,57	3,86	3,58
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	1,42	4,98	7,62	16,28	11,34	5,83
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0,08	1,40	1,36	14,01	23,75	20,53
b. Parcela B							
<i>Dactylis glomerata</i>	5	0,00	2,38	5,03	17,50	17,38	12,29
<i>Medicago minima</i>	3	0,00	0,00	8,74	2,69	1,24	0,64
<i>Psoralea bituminosa</i>	3	0,00	1,30	0,31	8,29	2,33	0,40
<i>Scorpiurus muricatus</i>	3	0,75	13,84	1,10	4,12	0,26	0,26
<i>Convolvulus althaeoides</i>	2	0,17	1,92	8,16	5,48	0,54	0,10
<i>Rosmarinus officinalis</i>	2	0,00	0,56	3,20	9,25	11,89	13,92
<i>Trifolium campestre</i>	2	0,00	1,88	16,15	3,72	0,44	0,34
<i>Trifolium scabrum</i>	2	0,00	0,00	9,46	3,81	1,94	0,82
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	0,06	5,77	28,72	38,20	44,35	27,95
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0,02	1,98	9,04	29,72	34,00	32,25
c. Parcela C							
<i>Phillyrea angustifolia</i>	3	1,32	2,79	5,69	7,17	7,11	6,42
<i>Rosmarinus officinalis</i>	2	0,00	1,38	6,27	10,96	12,65	12,96
<i>Trifolium arvense</i>	2	0,00	5,28	8,65	0,96	0,00	0,00
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	0,00	2,11	5,49	13,88	11,55	10,86
<i>Cistus ladanifer</i>	0	0,02	2,81	10,51	20,60	22,88	21,38
d. Parcela D							
<i>Ornithopus compressus</i>	2	0,79	29,40	25,62	19,88	0,48	0,02
<i>Quercus rotundifolia</i>	2	0,21	2,86	4,60	6,43	8,32	6,72
<i>Rosmarinus officinalis</i>	2	0,00	1,00	2,64	9,01	10,49	9,98
<i>Trifolium arvense</i>	2	0,00	8,15	42,04	7,85	0,16	0,00
<i>Cistus ladanifer</i>	0	0,02	0,58	7,05	15,60	22,19	20,20
e. Parcela E							
<i>Dactylis glomerata</i>	5	0,00	0,96	1,80	3,63	5,14	4,92
<i>Agrostis stolonifera</i>	3	0,06	4,10	4,32	11,44	9,48	3,00
<i>Quercus rotundifolia</i>	2	0,79	6,217	7,68	12,34	13,03	12,11
<i>Rosmarinus officinalis</i>	2	0,00	0,50	2,54	6,20	8,97	5,99
<i>Trifolium arvense</i>	2	0,00	2,87	16,86	2,11	0,20	0,09
<i>Trifolium campestre</i>	2	0,00	14,97	30,48	1,77	0,23	0,02
<i>Ulex parviflorus</i>	2	0,10	1,27	7,30	40,00	44,67	37,71
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	0,50	5,49	10,16	18,26	19,71	13,68
<i>Cistus ladanifer</i>	0	0,16	3,42	16,71	31,56	33,49	27,41

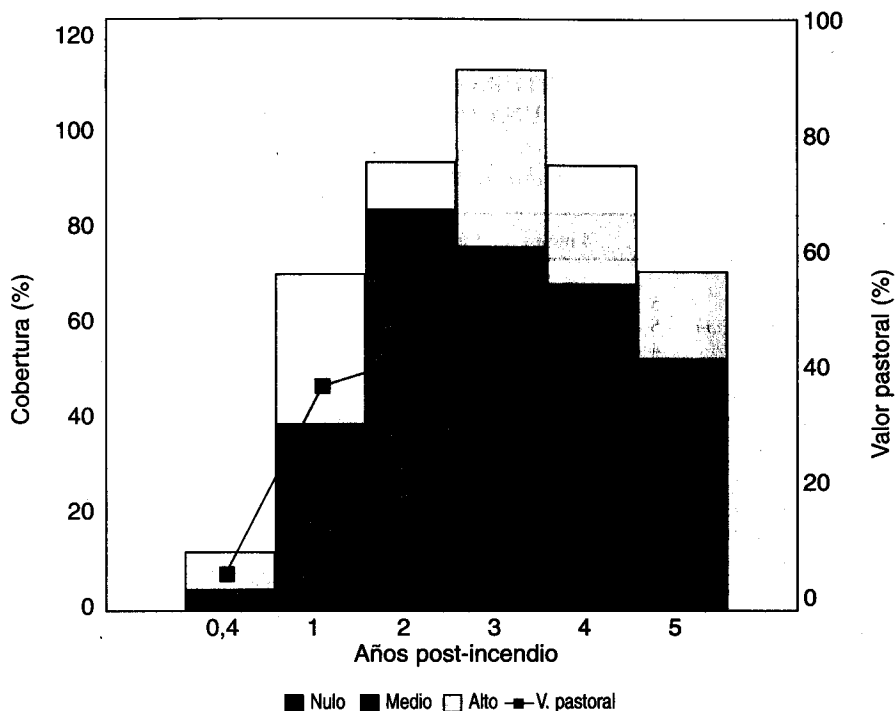


Fig. 3.- Evolución de la cobertura media de los distintos grupos de especies (nula, media y alta calidad) y del valor pastoral medio durante los cinco primeros años post-incendio en el área de estudio

Average cover evolution of different species groups (nule, medium and high quality) and grazing value changes during the five post-fire years in the plots

DISCUSION

La gran invasión de especies efímeras que caracterizan las primeras etapas de sucesión vegetal post-incendio en el suroeste de la provincia de Albacete (Martínez-Sánchez, 1994), a veces con gran presencia de leguminosas herbáceas, hace aumentar el valor pascícola de las formaciones vegetales colonizadoras de áreas quemadas. Similares observaciones fueron hechas anteriormente por Trabaud (1990) en las garrigas de *Quercus coccifera* del sureste de Francia.

Esta mayor oferta forrajera tras el incendio es debida a la aparición de especies con alto índice de calidad (*Scorpiurus muricatus*, *Hippocrepis ciliata*, *Psoralea bituminosa*, *Dactylis glomerata*), entre las que pueden aparecer otras de menor calidad pero de elevada cobertura puntual (*Ornithopus compressus*, *Trifolium arvense*, *T. glomeratum* y *T. campestre*). Hay que tener en cuenta ade-

más el gran aumento de apetecibilidad de los rebrotes de las plantas quemadas durante el primer año post-incendio (Lay, 1956, 1967; Lewis *et al.*, 1964; Dills, 1970) o más o menos de forma permanente (Zamora, 1989). Por otra parte, dichos rebrotes suelen ser más ricos en elementos minerales, en contenidos proteicos y aumenta su digestibilidad (Hilmon, Lewis, 1962; McGinty *et al.*, 1983; Rego *et al.*, 1988) al menos entre los tres y seis primeros años post-incendio (Trabaud, 1990).

Es durante este primer período cuando el crecimiento de la vegetación se ve más favorecido al aumentar los niveles de compuestos nitrogenados en el suelo procedentes de la combustión de la materia orgánica acumulada en el suelo (Christensen, Muller, 1975). Este rápido crecimiento de la vegetación lleva a algunas especies herbáceas a alcanzar elevados valores de recubrimiento del suelo, por lo que, independientemente de su mayor o menor calidad pascícola, la oferta forrajera aumenta.

Durante la sucesión vegetal puesta en marcha tras el incendio la desaparición de las comunidades herbáceas pioneras, bien representadas únicamente durante los dos o tres primeros años, deja paso a la instalación definitiva de distintos tipos de matorral. Estos forman mosaicos, a base de jaras (*Cistus ladanifer* y *Cistus mospeliensis*) y de otras especies de mayor interés forrajero (*Dorycnium pentaphyllum*, *Rosmarinus officinalis*, *Quercus rotundifolia*, *Juniperus oxycedrus*, *Ulex parviflorus*). Estas comunidades leñosas también van perdiendo biomasa a medida que envejecen. Como consecuencia, el valor pastoral de la vegetación recolonizadora comienza a disminuir a partir del tercer o cuarto año post-incendio. Todo ello sin tener en cuenta que, aunque se consideren constantes los valores del índice de calidad específico, la apetecibilidad del matorral puede disminuir al aumentar el grado de lignificación con la edad de éste.

En el caso de fuegos repetitivos, estas formaciones de matorral poco productivas constituyen comunidades permanentes (jarales) que no conducen a la formación del bosque climácico. Cabe plantearse, pues, ante esta paulatina pérdida de valor pastoral, la posibilidad de aprovechar este recurso forrajero efímero en el momento en que empiecen a dominar las especies arbustivas y siempre desde una perspectiva compatible con la protección del suelo frente a procesos erosivos. En este sentido, serían interesantes los estudios encaminados a conocer la respuesta de la vegetación ante un aprovechamiento sostenido por ganado ovino, caprino e incluso cinegético en la zona de estudio, teniendo en cuenta tanto la frecuencia, como la intensidad y época de aprovechamiento en función de las condiciones edafoclimáticas concurrentes.

Por otro lado, la elevada tasa de germinación de gran número de leguminosas inducida por el fuego le hace ser un grupo de especies de interés a la hora de reforestar artificialmente amplias zonas mediante métodos de siembra con especies herbáceas.

CONCLUSIONES

El fuego favorece la aparición de gran cantidad de especies herbáceas entre la flora colonizadora que, debido a la gran cobertura que presentan y a la elevada calidad forrajera de alguna de ellas, confieren a la vegetación un elevado valor pastoral. Muchas de estas especies son de carácter efímero y van desapareciendo de forma natural en el transcurso de la sucesión. Con el paso del tiempo las especies leñosas desplazan a las comunidades herbáceas y el valor pastoral cinco años después del fuego ya es muy inferior al de los primeros años.

Psoralea bituminosa, *Scorpiurus muricatus*, *Hippocrepis ciliata*, *Ornithopus compressus*, *Dactylis glomerata* y *Piptaterum miliaceum* destacan entre las especies colonizadoras de mayor interés pascícola.

Cinco años después del fuego predominan especies leñosas entre las que destacan algunas de nulo valor forrajero (*Cistus ladanifer* y *C. monspeliensis*).

SUMMARY

Grazing value evolution of the post-fire colonizing vegetation in pine forests of southwestern Albacete province (Spain)

In the present paper, changes in grazing value of colonizing vegetation in a burnt area in the southwestern Albacete were studied. A diachronic study was employed in order to measure the cover of colonizing vegetation during the first five years after fire.

The results pointed out the importance of colonizing plant communities as pasture, due to the presence of many herbaceous species having a high grazing value. The reduction of herbaceous species number and their cover from the third post-fire year, gave an ephemeral nature to this grazing resource. In the last of study, woody species with a low grazing value were the predominant species.

KEY WORDS: Fire

Extensive livestock

Plant succession

Grazing value

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- AIDOU D., DEDJAOU D., 1982. Evaluation des ressources pastorales dans les Hautes Plaines steppiques du Sud Oranais: Productivité et valeur pastorale des parcours. *Biocenoses* 1, (2):43-61.
- CANFIELD R.H., 1941. Application of the line intercept method in sampling range vegetation. *Journ. Forestry*, 39: 388-394.
- CASAL M., BASANTA M., GARCIA NOVO F., 1984. La regeneración de los montes incendiados en Galicia. Ed. Universidad de Santiago de Compostela. 113 pp.
- CHRISTENSEN M.L., MULLER C.H., 1975. Effects of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma chaparral*. *Ecol. Monogr.* 45:29-55.
- DAGET Ph., POISSONET J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. *Ann. agron.*, 22(1):5-41.
- DAGET Ph., POISSONET J., 1972. Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages*, 49:31-39.
- DILLS G.G., 1970. Effects of prescribed burning on deer browse. *J. Wildl. Manage.* 34:540-545.
- GONZALEZ BERNALDEZ F., GARCIA NOVO F., RAMIREZ DIAZ L., 1975. Analyse factorielle

- de la végétation des dunes de la Reserve Biologique de Doñana (Espagne). I. Analyse numérique des données floristiques. *Isr. J. Bot.*, 24:106–117.
- HERRANZ J.M., DE LAS HERAS J., MARTINEZ-SANCHEZ J.J., 1991. Efecto de la orientación sobre la recuperación de la vegetación natural tras el fuego en el valle del Río Tús (Yeste, Albacete). *Ecología*, 5:111–123.
- HILMON J.B., LEWIS C.E., 1962. Effect of burning on south Florida range. USDA Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station Paper, 146, 12 p.
- HUBERT D., 1978. Evaluation du rôle de la végétation des parcours dans le bilan écologique et agro-économique des Causses. Thèse USTL Montpellier, CEPE/CNRS, 247p.
- JOFFRE R., 1987. Contraintes du milieu et réponses de la végétation herbacée dans les dehesas de la Sierra Norte (Andalousie, Espagne). Ed. L'Ecothèque méditerranéenne du C.N.R.S./C.E.P.E. L.Emberger. Montpellier.
- LAY D.W. 1956. Effects of prescribed burning of forage mast production in southern pine forest. *Jour Frestry*. 54:582–585.
- LAY D.W. 1967. Browse palatability and the effects of prescribed burning in southern pine Forest. *Jour frestry*. 65:826–828.
- LE HOUEROU H.N., IONESCO T., 1973. Appétabilité des espèces végétales de la Tunisie steppique. *Projet FAO/TUN-71/525*, 68 P.
- LEWIS J.B., MURPHY D.A., EHRENREICH J.H., 1964. Effects of burning on vegetative production on Ozark forest. *Proc. Southneasthern Assoc. Fish and Game Comm. Conf.* 18: 63–72.
- MARTINEZ-SANCHEZ J.J., 1994. Dinámica de la vegetación post-incendio en la provincia de Albacete y zonas limítrofes de la provincia de Murcia (Sureste de España). Tesis doctoral. Universidad de Murcia. 523 pp.
- McGINTY A., SMENINS F.E., MERRILL L.B., 1983. Influence of spring burning on cattle diets and performance on the Edwards Plateau. *J. Range Management*, 36:175–178.
- PASSERA C.B., DALMASO A.D., BORSETTO O., 1983. Método de "Point Quadrat Modificado". Taller de arbustos forrajeros para zonas áridas y semiáridas. *FAO/IADIZA*. Mendoza, 71-79. Argentina.
- PASSERA C.B., BORSETTO O., 1983. Determinación del "índice de Calidad Específico". Taller de arbustos forrajeros para zonas áridas y semiáridas. *FAO/IADIZA*. Mendoza, 80-89. Argentina.
- PASSERA C.B., 1993. Estudio del uso ganadero actual y de la capacidad de carga ganadera del Parque Natural de la Sierra de Castril (Granada). Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- POISSONET J., POISSONET P., THIAULT, M., 1981. Development of flora, vegetation and grazing value in experimental plots of a *Quercus coccifera* garrigue. *Vegetatio*, 46 :93– 104.
- POISSONET J., TOURE I.A. 1986. Problématique pastorale du Ferlo Sénégalais et éléments pour une stratégie d'aménagement et de gestion. *FAPIS*, Dakar 27 pp.
- REGO F.C., BUNTING S.C., BARREIRA M.G., 1988. Effects of prescribed fire on *Chamaespartium tridentatum* (L.)P. Gibbs in *Pinus pinaster* Aiton forest. *J. Range Management*, 41:410–412.
- ROBLES A.B., 1990. Evaluación de la oferta forrajera y capacidad sustentadora de un agrosistema semiárido del Sureste Ibérico. Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- SEGURA, A., 1969. Gramíneas y leguminosas de la flora soriana y su valor pascícola. *Celtiberia*, 37:75–106.
- TRABAUD L., 1990. Feu et potentialités pastorales en garrigue de Chêne Kermès. *Fourrages*, 122:175–185.
- VACHER J., 1984. Analyse phyto et agro-écologique des dehesas pastorales de la Sierra Norte (Andalousie occidentale, Espagne). Ed. L'Ecothèque méditerranéenne du C.E.P.E./C.N.R.S., Montpellier.
- ZAMORA M., 1989. Crecimiento de *Phillyrea angustifolia* L. y su consumo por ciervos, tras incendio forestal. *Pastos* 18–19 (1–2):87–94.

ANEXO I

GRAMINEAS

<i>Agrostis stolonifera</i>	3	<i>Dactylis glomerata</i>	5
<i>Agrostis tenerrima</i>	1	<i>Desmazeria rigida</i>	2
<i>Aira caryophyllea</i>	0	<i>Gastridium ventricosum</i>	3
<i>Aira cupaniana</i>	1	<i>Narduroides salzmännii</i>	1
<i>Brachypodium distachyon</i>	1	<i>Piptatherum miliaceum</i>	5
<i>Brachypodium retusum</i>	1	<i>Briza minor</i>	2
<i>Stipa offnerii</i>	0	<i>Corynephorus fasciculatus</i>	3
<i>Vulpia myuros</i>	1	<i>Cynosurus echinatus</i>	2

LEGUMINOSAS

<i>Anthyllis cytisoides</i>	2	<i>Trifolium angustifolium</i>	2
<i>Astragalus sesameus</i>	4	<i>Trifolium arvense</i>	2
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	<i>Trifolium campestre</i>	2
<i>Hippocrepis ciliata</i>	4	<i>Trifolium glomeratum</i>	2
<i>Lathyrus cicera</i>	2	<i>Trifolium lapaceum</i>	2
<i>Medicago minima</i>	3	<i>Trifolium scabrum</i>	2
<i>Medicago rigidula</i>	3	<i>Trigonella monspeliaca</i>	3
<i>Melilotus indica</i>	2	<i>Ulex parviflorus</i>	2
<i>Ornithopus compressus</i>	2	<i>Vicia sativa</i>	2
<i>Psoralea bituminosa</i>	3	<i>Vicia tenuissima</i>	3
<i>Scorpiurus muricatus</i>	3		

OTRAS ESPECIES

<i>Anagallis arvensis</i>	1	<i>Leuzea conifera</i>	0
<i>Andryala integrifolia</i>	0	<i>Linum suffruticosum</i>	2
<i>Artemisia campestris</i>	1	<i>Logfia gallica</i>	0
<i>Carex halleriana</i>	2	<i>Muscari comosum</i>	0
<i>Carlina corymbosa</i>	1	<i>Pallenis spinosa</i>	1
<i>Chenopodium murale</i>	0	<i>Papaver dubium</i>	0
<i>Cistus albidus</i>	1	<i>Phillyrea angustifolia</i>	3
<i>Cistus ladanifer</i>	0	<i>Picris comosa</i>	2
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	<i>Pinus halepensis</i>	1
<i>Convolvulus althaeoides</i>	2	<i>Pinus pinaster</i>	1
<i>Conyza canadensis</i>	2	<i>Pistacea lentiscus</i>	2
<i>Crepis vesicaria</i>	2	<i>Quercus coccifera</i>	2
<i>Dipcadi serotinum</i>	1	<i>Quercus rotundifolia</i>	2
<i>Ditrichia viscosa</i>	0	<i>Rosa micrantha</i>	2
<i>Eryngium campestre</i>	0	<i>Rosmarinus officinalis</i>	2

<i>Filago pyramidata</i>	1	<i>Rubia peregrina</i>	0
<i>Galium parisiense</i>	1	<i>Sanguisorba minor</i>	2
<i>Helichrysum stoechas</i>	0	<i>Sedum sediforme</i>	0
<i>Hieracium pilosella</i>	1	<i>Solanum nigrum</i>	0
<i>Hypochoeris glabra</i>	1	<i>Sonchus asper</i>	1
<i>Hypochoeris radicata</i>	2	<i>Sonchus oleraceus</i>	1
<i>Juniperus oxicedrus</i>	1	<i>Taraxacum officinale</i>	2
<i>Lactuca serriola</i>	2	<i>Thymus vulgaris</i>	1
<i>Lactuca viminea</i>	2	<i>Tolpis umbellata</i>	0
<i>Torilis arvensis</i>	2	<i>Lavandula stoechas</i>	1
<i>Tuberaria guttata</i>	0	<i>Leontodon taraxacoides</i>	2