

COMPARACIÓN DE LA DINÁMICA DE LA VEGETACIÓN TRAS FUEGO CONTROLADO E INCENDIO FORESTAL EN MATORRALES DEL INTERIOR DE GALICIA

A. Iglesia, A. Cascudo, & E. Díaz Vizcaino

Departamento de Biología Vexetal. Escola Politécnica Superior de Lugo. Universidade de Santiago de Compostela

INTRODUCCIÓN

El fuego es un importante factor ecológico, con efectos a corto y largo plazo en el suelo, agua, atmósfera, flora y fauna. En relación a la vegetación, el fuego ha sido y continúa siendo un factor primordial en el mantenimiento de los ecosistemas de matorral (GILL & GROVES, 1981; CHRISTENSEN, 1985; TRABAUD, 1987 a; NAVEH, 1990), como es el caso de estas comunidades en Galicia, que han sido favorecidas además por otras prácticas como la roza o la siembra de ciertas especies de *Ulex spp.* y *Cytisus spp.* (BOUHIER, 1984)

En Galicia entre los años 1970 y 1995 han ardido 1.284.982 Has, lo que supone un 68,79% de la superficie forestal gallega y un 44,28% de la superficie total de Galicia. El número de incendios anuales varía entre 2.370 y 15.121 y la superficie total afectada también varía entre 7.956 y 1.95.794 Has para el período 1985 – 1995, si bien se aprecia una tendencia a la disminución en la superficie media por incendio con el consiguiente incremento en el índice de eficacia (XUNTA DE GALICIA, 1993, 1997).

El uso del fuego como práctica agrícola y ganadera (quema de rastrojos, de restos de poda y la quema periódica del matorral para favorecer el rebrote de pastos) es la causa

principal de los incendios forestales en Galicia. (VÉLEZ, 1998)

Son numerosos los trabajos en que se pone de manifiesto la pérdida de nutrientes por combustión de la vegetación y de los horizontes orgánicos, y por el deterioro de las propiedades físico-químicas del suelo; así como el incremento de los procesos erosivos, sobre todo por el aumento de la escorrentía superficial (SOTO, 1993; GARCÍA CANO *et al.*, 1998).

La intensidad del fuego es un indicador de la magnitud de esta pérdida de nutrientes (DÍAZ -FIERROS *et al.*, 1990). En este sentido, las quemas prescritas pueden ser efectuadas de modo que las modificaciones de los parámetros edáficos sean escasos (VEGA *et al.*, 1998), facilitando la reducción del combustible y favoreciendo temporalmente a las herbáceas con la consiguiente creación de microhábitats para la vida silvestre y el ganado extensivo (VEGA *et al.*, 1998)

Son muchos los factores que influyen en la recuperación de la vegetación tras incendio: la intensidad del mismo, la periodicidad en las repeticiones, la cantidad y calidad del combustible (GILL, 1981; TRABAUD, 1987 a,b; CLEMENT & TOUFFET, 1990; MORENO & OECHEL, 1991, 1992; REYES & CASAL, 1998).

En el presente trabajo se compara la dinámica de la vegetación tras incendio forestal y tras fuego controlado en matorrales del interior de Galicia, ampliando los conocimientos ya existentes sobre la respuesta al fuego de la vegetación en Galicia, con el objeto de conocer las posibilidades que las quemas prescritas ofrecen en cuanto a facilitar cambios en el uso del suelo y, consiguientemente, en la ordenación del territorio (CASAL *et al.*, 1984; PEREIRAS *et al.*, 1990; PEREIRAS & CASAL, 1994).

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se encuentra en el interior de Galicia en el municipio de Castroverde en su límite con el de Baralla (Fig. 1).

Situada en la región eurosiberiana, sector galaico-portugués, subsector lucense en la zona de tránsito hacia las estribaciones de la Cantábrica (IZCO, 1987) La vegetación potencial es un bosque de roble montano (*Vaccinio myrtilli-Quercetum roboris*), que se presenta en masas abiertas que se aclaran y acaban degradándose, bien a abedulares seriales, bien a matorrales de tipo piornal (*Ulici europaei-Cytisetum striati*) o de tipo brezal-tojal (*Ulici europaei-Ericetum cinereae*, *Halimio alyssoides-Ulicetum gallii*, *Daboecio cantabricae-Ericetum aragonensis*). Una de las localidades estudiadas (Xamboubo) se puede considerar representativa de los brezales-tojales dominados por *Ulex gallii* Planchon (*Halimio alyssoides-Ulicetum gallii*), mientras que la otra (Barrosa) lo es de los matorrales dominados por *Erica australis* L., (*Daboecio cantabricae-Ericetum aragonensis*).

La primera de estas localidades se sitúa en el monte Xamboubo, (43° 58'N y 7° 18'W), a una altitud de 660 m. El sustrato de la zona son cuarcitas pardo-grisáceas en bandas alternando con esquistos. La zona climáticamente se caracteriza por presentar una temperatura media anual de 10.8° C y la precipitación anual de 1457 mm sin que apenas se observe déficit hídrico estival (CARBALLEIRA *et al.*, 1983).

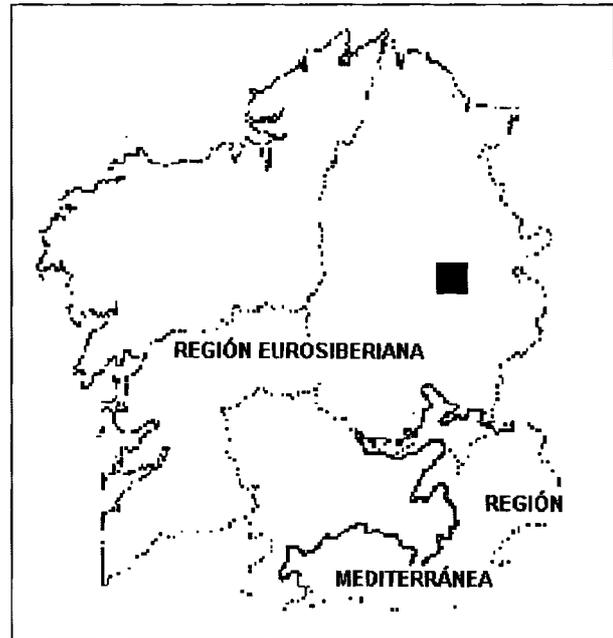


Figura 1.- Localización del área de estudio. (Señalada con un cuadrado negro)

Esta localidad ha sido sometida a una quema controlada realizada por el personal del Centro Forestal de Lourizán, (Pontevedra). Durante la quema se registró la dirección del viento y su intensidad, así como la temperatura alcanzada a distintos niveles, situando termopares a 2 cm bajo el suelo, a nivel de la superficie del suelo, superficie de la hojarasca, y 20 y 60 cm sobre el suelo en la vegetación. Se realizó una quema débil, determinada en base el índice de Byram, tomando como referencia los criterios de SOTO *et al.*, (1993).

La segunda localidad se sitúa en el monte Barrosa, en la sierra de Puñago, (43° 58'N y 7° 15'W), a una altitud de 900 m. El sustrato de la zona son cuarcitas alternando con una pequeña banda de dolomía marmórea. Para la caracterización climática se ha tomado la misma estación de referencia que en Xamboubo, si bien a este área le corresponde un climodiagrama con características montañosas algo más acusadas.

Este monte sufrió un incendio que podemos calificar como intenso dadas las características de los días en los que se produjo el fuego, verano muy soleado, con altas temperaturas y fuerte viento. El incendio se prolongó durante 12 horas y media (según informa-

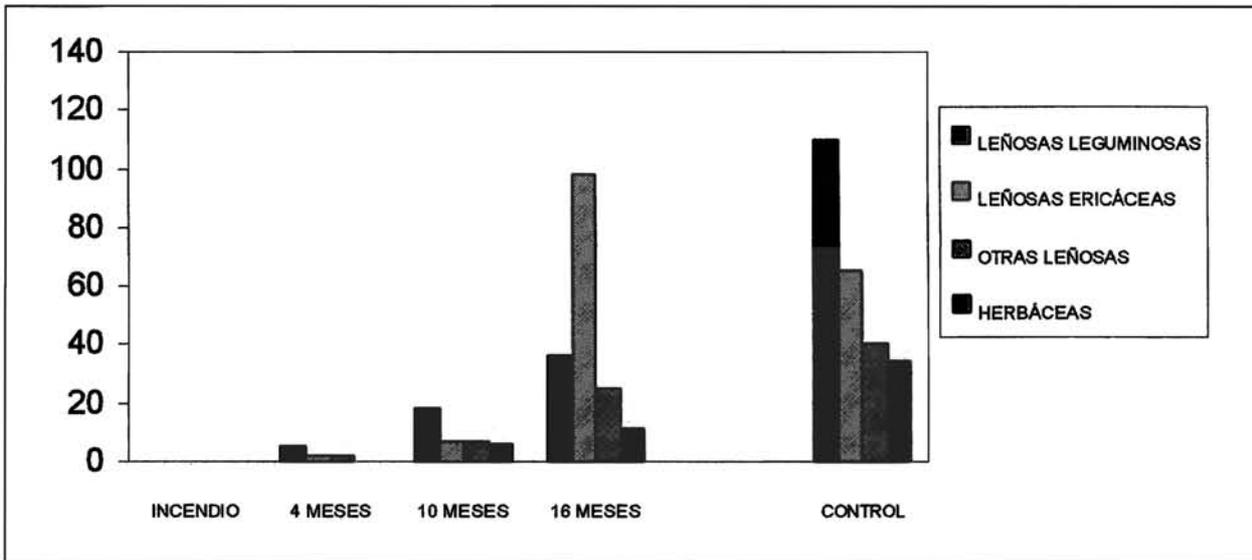


Figura 2.- Evolución de la cobertura por grupos de especies en la comunidad sometida a incendio forestal.

ción aportada por el Servicio de Protección contra Incendios de la Xunta de Galicia) y los medios requeridos para su extinción fueron importantes, tanto a nivel humano como material. La parcela de estudio se sitúa en la zona aparentemente más afectada; 3 meses después del incendio el suelo permanecía totalmente desprotegido, iniciándose apenas el rebrote de *E. australis*.

El estudio de la recuperación de la cubierta vegetal se ha realizado estableciendo 4 parcelas permanentes para la realización de muestreos diacrónicos de la vegetación, en cada una de las que se ha medido la cobertura lineal de las distintas especies leñosas y herbáceas, en 6 rumbos de 100 cm cada uno. Trabajos anteriormente realizados en Galicia en estudios de comunidades arbustivas avalan la eficacia de los métodos de muestreo empleados (CASAL, 1982; BASANTA, 1984; DÍAZ-VIZCAÍNO, 1985). El estudio se prolongó hasta 16 meses después del fuego.

A partir de los datos de cobertura de las distintas especies y del suelo vacío se realizó un estudio de la diversidad y de sus distintos componentes para determinar los cambios en la riqueza y abundancia específica a lo largo del período de estudio, calculando los índices de diversidad de SHANNON & WEAVER (1949), de equitatividad de PIELOU (1966) y de dominancia de SIMPSON (1949), elaborando los

correspondientes gráficos de rango-abundancia.

La estima del banco de plántulas se ha realizado utilizando el método de la emergencia o germinación propuesto entre otros por HARPER (1977); TRABAUD (1987 b) y ZAMMIT & ZEDLER (1988), que consiste en identificar y contar las plántulas a medida que emergen, y que nos ofrece una estima del número de semillas viables o banco de plántulas, que son las que pueden iniciar la regeneración vegetal tras incendio u otra perturbación (DÍAZ-VIZCAÍNO *et al.*, 1997).

RESULTADOS

La recuperación de la cubierta vegetal ha sido rápida en los dos casos estudiados alcanzándose a los 4 meses casi un 10% de cobertura, y a los 10 meses ya se había superado el 40% de cobertura, porcentaje que resulta suficiente para que comience a ser evidente la disminución de la pérdida de suelo por erosión (PINAYA & DÍAZ -FIERROS, 1996)

Analizando esta cobertura por grupos de especies (Figs. 2, 3) se observa que en el caso de la quema controlada el mayor aporte es el de las especies herbáceas destacando *P. longifolium*, que llega a alcanzar un año después de la quema un 91% de cobertura; en cuanto

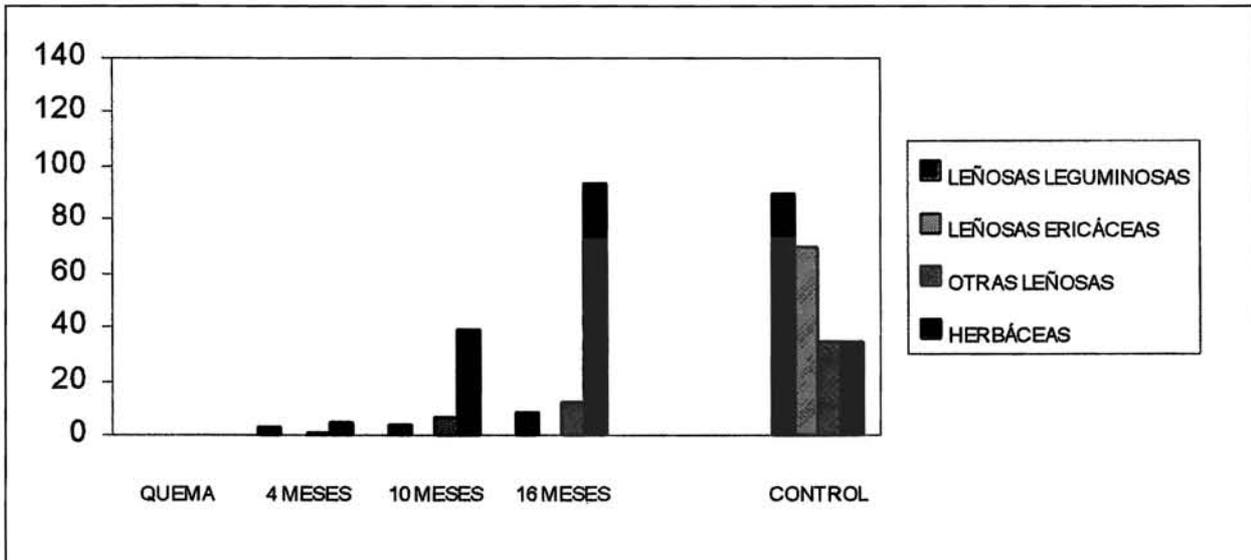


Figura 3.- Evolución de la cobertura por grupos de especies en la comunidad sometida a quema prescrita.

a las especies leñosas, las Leguminosas, representadas por *U. gallii* dos años después de la quema controlada apenas aportan un 10% de cobertura, lo que indica que su recuperación es más lenta, necesitando aportar todavía un 80% para presentar la cobertura de la parcela control. Este retraso es mayor en relación a la cobertura de leñosas Ericáceas.

Tras el incendio forestal intenso el grupo de especies que más ha aportado a la recuperación de la vegetación es el de Leñosas Ericáceas representado principalmente por *E. australis* seguido por el grupo de las Leñosas Leguminosas representado por *U. gallii*.

Los principales cambios en la riqueza y abundancia de especies tras incendio fuerte tienen lugar en el primer año tras la quema, después de los cuales se ha recuperado la comunidad inicial, se estabiliza el índice de

Shannon, y se alcanza un reparto de la cobertura que se mantiene (equitatividad constante), siendo la dominancia, que también se mantiene estable durante este período, baja (Tabla I).

En el caso de la quema controlada se aprecia una mayor variación del índice de diversidad de Shannon acompañada de cambios en la dominancia y la equitatividad; estos índices no se estabilizan hasta los 15 meses tras la quema, después de los cuales la comunidad encontrada difiere de la inicial, destacando la elevada cobertura de las especies herbáceas (Tabla II).

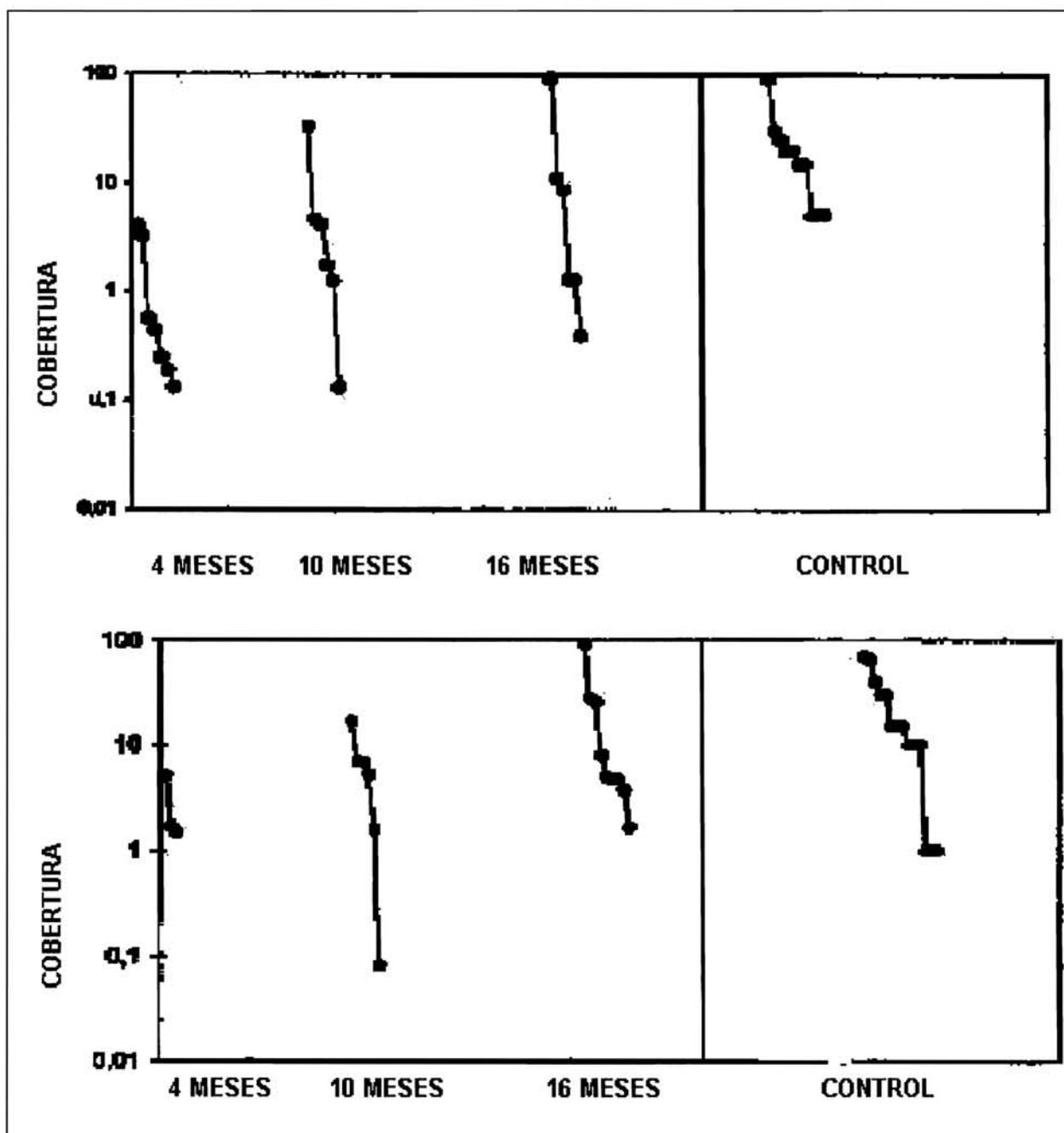
En ambos casos las curvas de rango – abundancia (Figs. 4, 5) a lo largo de las primeras etapas de la sucesión tras fuego adoptan una forma que se corresponde con el modelo en serie geométrica de abundancia de

Tabla I.- Cambios en la diversidad y sus componentes para el conjunto de especies tras incendio forestal.

	4 MESES	10 MESES	16 MESES	CONTROL
Nº ESPECIES	3	6	9	14
DOMINANCIA λ	0.45	0.29	0.41	0.14
DIVERSIDAD H	1.34	2.03	1.95	3.17
EQUITATIVIDAD J	0.85	0.78	0.62	0.83

Tabla II.- Cambios en la diversidad y sus componentes para el conjunto de especies tras la quema prescrita.

	4 MESES	10 MESES	16 MESES	CONTROL
Nº ESPECIES	8	8	6	10
DOMINANCIA λ	0.34	0.46	0.66	0.21
DIVERSIDAD H	1.97	1.72	1.04	2.75
EQUITATIVIDAD J	0.66	0.57	0.40	0.83



Figuras 4 y 5: Diagramas de rango-abundancia para la quema prescrita y el incendio forestal respectivamente.

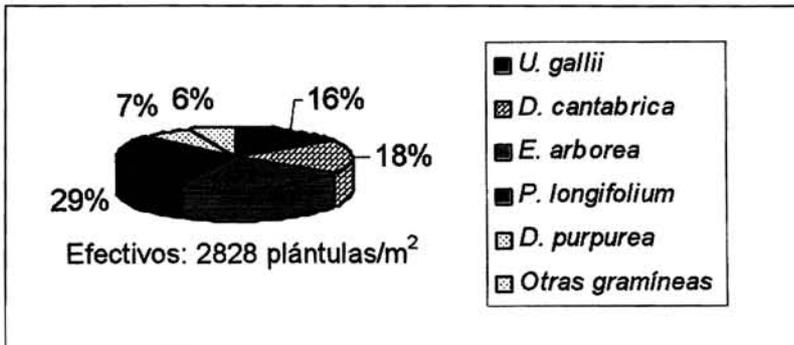


Figura 6: Reparto de las especies en el banco de semillas de la comunidad sometida a quema prescrita.

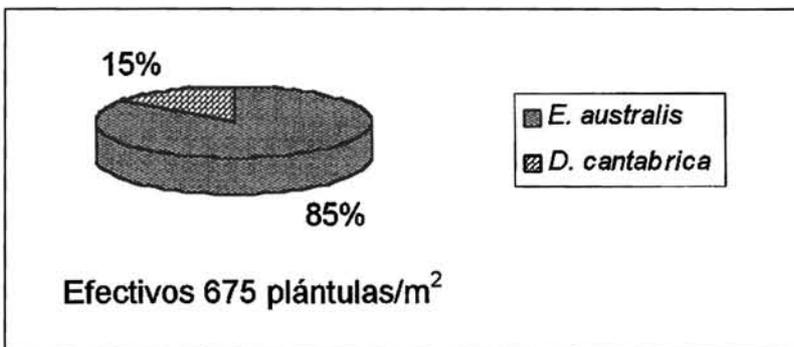


Figura 7: Reparto de las especies en el banco de semillas de la comunidad sometida a incendio forestal.

las especies, característico de las primeras etapas de la sucesión (SMITH, 1990). Esta forma cambia ligeramente en la muestra control aproximándose al modelo de serie logarítmica característico de las etapas intermedias de la sucesión. En la quema controlada el rango es mayor debido a la existencia de una fase discreta de invasión de especies anuales en los primeros meses tras la quema.

El banco de plántulas después del fuego (Figs. 6, 7) es mucho menor tras el incendio forestal que tras el fuego controlado. Destaca entre las leñosas la emergencia de plántulas de *U. gallii* y *D. cantabrica* tras quema controlada, y su ausencia tras incendio fuerte, mientras que los brezos altos (*E. arborea* y *E. australis*) apenas difieren entre sí; con respecto a las herbáceas en general, tras la quema controlada emergen en gran cantidad, y no se detectan tras fuego intenso.

CONCLUSIONES

La comunidad sometida a quema prescrita regenera rápidamente alcanzándose un 40% de cobertura a los 10 meses tras la quema y

un 100% en el primer año, siendo *P. longifolium* la especie que más contribuye a dicha regeneración.

También la comunidad que sufrió incendio regenera rápidamente, alcanzando un 40% a los 10 meses y un 100% a los 16 meses después del incendio, si bien en este caso es *E. australis* la especie que más contribuye a dicha regeneración, acompañada de *U. gallii* y *Ch. tridentatum*.

Los principales cambios en la diversidad se producen los 6 primeros meses en el caso de la quema prescrita y en los 9 primeros meses en el caso del incendio forestal.

En el período de tiempo que abarca el presente estudio los diferentes índices de diversidad se estabilizan antes en la comunidad incendiada, lo que evidencia claramente el proceso de autosucesión.

Los diagramas de rango-abundancia adoptan una forma característica de las primeras etapas de una sucesión y ponen en evidencia la dominancia de una especie (*P. longifolium*) en la comunidad sometida a quema prescrita

y la codominancia de varias especies (*E. australis*, *U. gallii* y *Ch. tridentatum*) en la que sufre el incendio, si bien *E. australis* parece adquirir predominancia al final del estudio.

En cuanto al banco de plántulas, tras incendio severo se detecta un escaso número de efectivos (675 plántulas/m²), mientras que en el caso de la quema prescrita, que ha sido suave, el número de plántulas es considerablemente mayor (2828 plántulas/m²) destacando las semillas de *P. longifolium*, *E. arboorea*, *D. cantabrica* y *U. gallii*.

BIBLIOGRAFÍA

- BASANTA, M. (1984). Estructura de los sistemas de matorral en la cuenca del Tambre (La Coruña). *Tesis doctoral*. Universidad de Santiago de Compostela.
- BOUHIER, A. (1984). Las formas tradicionales de utilización del monte, su evolución reciente, las perspectivas de porvenir. Cuadernos Área de Ciencias Agrarias. 5. Edición de Castro. Sada, La Coruña.
- CARBALLEIRA, A.; DEVESA, C.; RETUERTO, R.; SANTILLAN, E. y UCIEDA, F. (1983). *Climatología de Galicia*. Fundación Barrié de la Maza. A Coruña.
- CASAL, M., BASANTA, M. y GARCÍA-NOVO, F. (1984). La regeneración de los montes incendiados en Galicia. Monografías Universidade de Compostela 99.
- CASAL, M. (1982). Sucesión secundaria en vegetación de matorral en Galicia tras dos tipos de perturbación: incendio y roza. *Tesis doctoral*. Universidad de Sevilla.
- CHRISTENSEN, N.L. (1985). Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. En: S. T. A. Pickett & P.S. White (Eds.). *The Ecology of Natural Disturbance on Patch Dynamics*, pp. 85 – 100. Academic Press Inc. London.
- CLEMENT, B., TOUFFET, J. (1990). Plant strategies and secondary succession on Brittany heathlands after severe fire. *Journal of Vegetation Science* 1: 195 – 202.
- DÍAZ-VIZCAÍNO, E. (1985). Ecología del matorral de la cuenca del Tambre (La Coruña) en relación con factores ambientales. *Tesis doctoral*. Universidad de Santiago de Compostela.
- DÍAZ-VIZCAÍNO, E.; CASCUDO, A. E IGLESIA, A. (1997). Cambios en el banco de semillas viables de una comunidad de matorral de *Ulex gallii* Planchon sometido a una quema controlada. V Jornadas de la Asociación Española de Ecología Terrestre. pp. 175. Córdoba.
- DÍAZ- FIERROS, F., BENITO, E., VEGA, J.A., CASTELAO, A., SOTO, B., PÉREZ, R., TABOADA, T. (1990). Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). *Fire in Ecosystem Dynamics*. 103 – 116.
- GARCÍA-CANO, M.F.; CORTINA, J.; DE LUIS, M.; RAVENTÓS, J.; SÁNCHEZ, J.R.; GÓMEZ-HIDALGO, J.C., (1998). Degradación del suelo asociada a la erosión en un aulagar quemado afectado por lluvia torrencial. Taller de empleo de quemas prescritas para la prevención de incendios forestales. Lourizán.
- GILL, A.M. (1981). Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires. En: Gill, A. M., Groves, R.H., Noble, I. R. (Eds.) *Fire and the Australian biota*. Australian Academy of Science, Canberra, 1981.
- GILL, A.M. & GROVES, R.M. (1981). Fire regimes in heathlands and their plant-ecological effects. En: R.L. Specht (Ed.), *Heathlands and Related Shrublands of the world. Analytical Studies*, pp. 61-84. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam.
- HARPER, J.L. (1977). *Population Biology of plants*. Academic Press, New York.
- IZCO, J. (1987.) Galicia. En: Peinado Lorca, M. y Rivas – Martínez, S. (Eds.). *La vegetación de España*. pp. 385 – 418. Servicio de publicaciones de la Universidad de Alcalá de Henares. Madrid.
- MORENO, J.M. & OECHEL, W.C. (1991). Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in southern California chaparral. *Ecology* 72: 1993 – 2004.
- MORENO, J.M. & OECHEL, W.C. (1992). Factors controlling postfire establishment in

- southern California chaparral. *Oecologia* **90**: 50 – 60.
- NAVEH, Z. (1990). Fire in the Mediterranean. A landscape ecological perspective. En: J.G. Goldammer y M.J.Jenkins (Eds.), *Fire in Ecosystem Dynamics*, pp.1-20. SPB Academic Publishing. The Hague.
- PEREIRAS, J., CASAL, M. (1994). Vegetation cover evolution on experimental plots after controlled burning. Proceedings of the second International Conference on Forest Fire Research. pp: 923 – 935. Coimbra.
- PEREIRAS, J., CASAL, M., MONTERO, R. Y PUENTES, A. (1990). Post – fire secondary succession under different ecological conditions in shrub vegetation of Galicia (NW Spain). Proceedings of International Conference Forest Fire Research. Coimbra.
- PIELOU, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* **13**: 131-144.
- PINAYA, I. Y DÍAZ-FIERROS, F. (1996). Influence of pasture mixtures on the protection of burnt soils from water erosion. First European Conference & Trade Exposition on Erosion Control. Sitges. Barcelona.
- REYES, O., CASAL, M. (1998). Are the dominant species in NW Spain fire – prone?. En: Trabaud, L. (Ed.) *Fire Management and Landscape Ecology*. Fairfield, Washington, pp: 177 – 188.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press. Urbana.
- SIMPSON, E.H. (1949). The measurement of diversity. *Nature*. **163**: 688.
- SMITH, R. L. (1990). Ecology and field biology. Harper Collins Publishers. New York.
- SOTO, B. (1993). Influencia de los incendios forestales en la fertilidad y erosionabilidad de los suelos de Galicia. *Tesis doctoral*. Universidad de Santiago de Compostela.
- TRABAUD, L. (1987) a. Fire and survival traits of plants. En: Trabaud L. (Ed.), *The role of fire in ecological systems*, pp. 65-89. SPB Academic Publishing. The Hague.
- TRABAUD, L. (1987) b. Natural and prescribed fire: survival of plants and equilibrium in mediterranean Ecosystems. En: Tenhunen et al, (Eds.). *Plant Response to Stress*. pp. 607-621. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg.
- VEGA, J.A., CUIÑAS, P., FONTÚRBEL, M. T., FERNÁNDEZ, C., (1998). Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemaduras prescritas. Taller de empleo de quemaduras prescritas para la prevención de incendios forestales. Lourizán.
- VÉLEZ, R., (1998). Las quemaduras incontroladas como causa de los incendios forestales. Taller de empleo de quemaduras prescritas para la prevención de incendios forestales. Lourizán.
- XUNTA DE GALICIA. (1993). Anuario de Estadística Agraria. Ed.: Xunta de Galicia. Consellería de Agricultura, Gandería e Política Agroalimentaria.
- XUNTA DE GALICIA. (1997). Anuario de Estadística Agraria. Ed.: Xunta de Galicia. Consellería de Agricultura, Gandería e Política Agroalimentaria.
- ZAMMIT, C.A. & ZEDLER; P.H. (1988). The influence of dormant shrubs, fire, and time since fire on soil seed banks in mixed chaparral. *Vegetatio*, **75**: 175-187.