

Investigación

Díaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas* 2003/3 (URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/033/investigacion2.htm>)

Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite

Ricardo Díaz-Delgado, Estación Biológica de Doñana, CSIC. Avda. Maria Luisa s/n. 41013 Sevilla, España.

La recuperación post-incendio de la vegetación ha sido estudiada sobre todo a nivel de parcela. A escala regional diferentes factores pueden determinar la variabilidad en la capacidad de regeneración vegetal. El empleo de la teledetección permite efectuar un seguimiento de la regeneración a gran escala. En este trabajo se muestra como la recurrencia de incendios a lo largo del periodo de estudio (1975-1998) provocó una disminución significativa de la resiliencia de los bosques y matorrales mediterráneos de Cataluña. En las zonas quemadas una vez se encontró mayor resiliencia en las formaciones dominadas por especies rebrotadoras.

Introducción

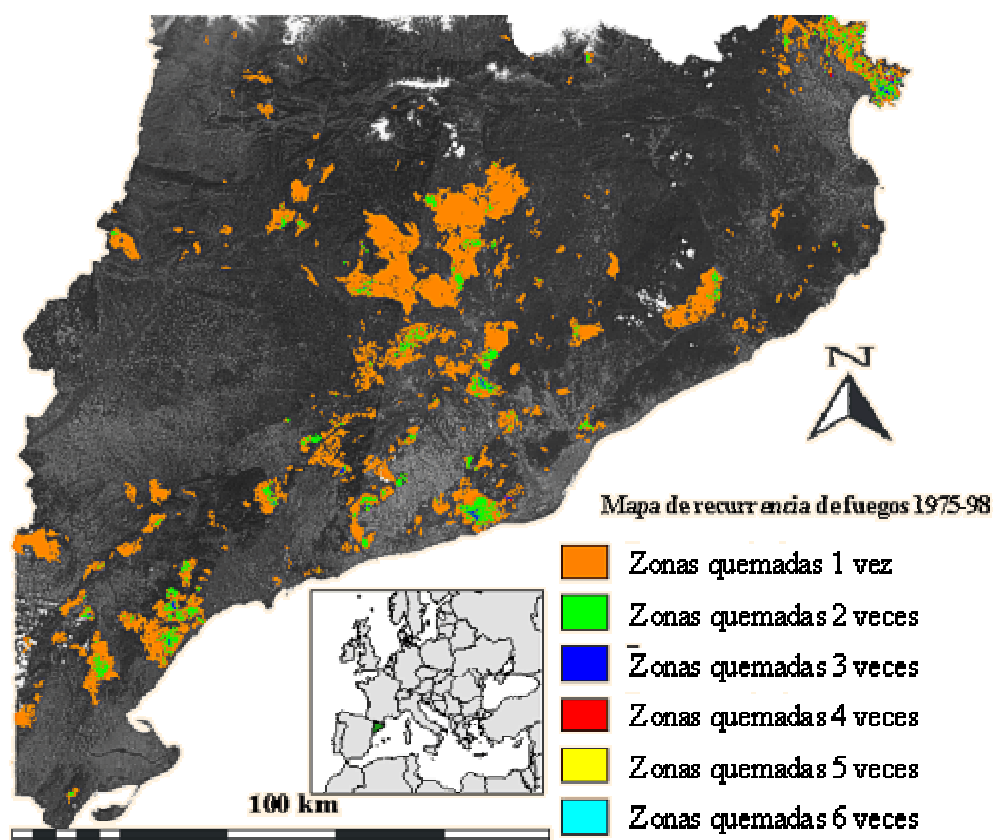
Se estima que, en los diferentes biomas, la superficie anual afectada por los incendios es de aproximadamente 8.2×10^6 km², lo que implica un consumo de alrededor de 6.3 petagramos de biomasa por estos fuegos. En los ecosistemas mediterráneos la superficie anual quemada se estima entorno a los 6000 km² (Vélez, 1999). El fuego induce determinados cambios sobre el funcionamiento de los ecosistemas y en la composición florística y faunística provocando pérdidas de biomasa y de la calidad de los suelos, además de modificar el balance hídrico. El régimen de incendios (frecuencia, intervalo, extensión, estacionalidad e intensidad; Gill, 1975) de una región condiciona en gran medida la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas afectados (Kozłowski y Ahlgren, 1974; Attiwill, 1994). Así, una elevada recurrencia de incendios puede alterar la dinámica espacial y temporal de procesos clave en los ecosistemas como puede ser la pérdida de biodiversidad (Menges y Hawkes, 1998) o de resiliencia (Díaz-Delgado *et al.*, 2002). La capacidad de regeneración después de una perturbación determina en gran medida la variabilidad espacial y temporal de los paisajes mediterráneos que podemos observar hoy en día, si bien los patrones y procesos ecológicos que la conforman son habitualmente estudiados a escala local en zonas quemadas concretas.

Para poder generalizar sobre los factores más relevantes que determinan la resiliencia de las comunidades vegetales después del fuego se requiere la comparación de un amplio número de zonas quemadas. Resulta inviable la realización de muestreos extensivos que incluyan grandes áreas quemadas para relacionar la recurrencia de fuegos y la regeneración vegetal post-incendio. Sin embargo, la teledetección permite el seguimiento de la recuperación de la vegetación después del fuego y la detección de superficies quemadas de forma bastante fiable (Minnich, 1983; Malingreau *et al.*, 1985; Viedma *et al.*, 1997).

La resiliencia puede definirse como la capacidad de un sistema para retornar a las condiciones previas a la perturbación (Fox y Fox, 1986; Pimm, 1984; Keeley, 1986). Puede estimarse, en un intervalo determinado de tiempo, como el cociente entre las medidas post-perturbación y pre-perturbación de cualquier variable descriptora del ecosistema (Tilman y Downing, 1994). Aunque la capacidad de germinación y de rebrote de la mayoría de las especies permite predecir la recuperación de la vegetación después de un incendio, queda por demostrar a escala regional los factores que condicionan esta regeneración y, en particular, el efecto de las diferentes recurrencias de incendios e intervalos entre fuegos.

Área de estudio

Cataluña posee una extensión de 32100 km² (**Mapa 1**). Aproximadamente un 60% de ella está cubierta por vegetación (mayoritariamente bosques y matorral). Sin embargo, este paisaje se encuentra muy fragmentado en manchas de cubiertas vegetales y usos del suelo debido principalmente a la alta densidad humana que soporta. Aunque existen algunas áreas muy montañosas (Pirineos, 1500-3000 m) con un clima invernal frío, la mayoría del área de estudio posee un clima mediterráneo característico, de inviernos suaves y una sequía estival prolongada que genera frecuentemente incendios forestales (Terradas y Piñol, 1996). Por lo tanto, esta región es representativa de los ecosistemas sujetos a fuegos continuos en los que abundan las especies con una reconocida capacidad de regeneración después del fuego (Trabaud, 1987; Moreno y Oechel, 1995). Además, en las últimas décadas el número de incendios ha aumentado en Cataluña (Piñol *et al.*, 1998, Díaz-Delgado y Pons, 2001).



Mapa 1. Localización del área de estudio y mapa de recurrencia de incendios (1975-1998). La zona más recurrente, el Cabo de Creus, ardió 6 veces en 24 años.

Detección de zonas quemadas

La detección de zonas quemadas a lo largo del periodo de estudio (1975-1998) se efectuó utilizando más de 100 imágenes procedentes de los sensores *Multi-Spectral Scanner* (MSS) y *Thematic Mapper* (TM) embarcados en la serie de satélites Landsat 1 al 5 (resolución espacial 79 x 59 m y 30 x 30 m, respectivamente). Una vez corregidas geométrica y radiométricamente (Palà y Pons, 1995; Pons y Solé-Sugrañes, 1994) se calcularon las imágenes de índice de vegetación (NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*, Mather, 1999) a partir de las bandas del infrarrojo cercano y del rojo. La sustracción de las imágenes consecutivas de NDVI proporcionó finalmente las áreas quemadas mayores de 0.3 km² (Salvador *et al.*, 2000) (**Mapa 1**). El NDVI responde de forma general a la cantidad de biomasa verde, independientemente de las especies que formen la comunidad (Blackburn y Milton, 1995; Gamon *et al.*, 1995), y constituye una buena herramienta para cuantificar globalmente el recubrimiento vegetal (Anderson *et al.*, 1993; Duncan *et al.*, 1993).

Seguimiento de la regeneración

Se denominó Q_{NDVI} al cociente entre el promedio de valores de NDVI procedente de las zonas quemadas y el promedio de valores de NDVI procedente de las zonas no quemadas control, establecidas en la inmediata vecindad de las zonas quemadas de la forma:

$$Q_{NDVI} = \frac{\text{Promedio NDVI}_{\text{FUEGO}}}{\text{Promedio NDVI}_{\text{CONTROL}}}$$

Las áreas control se extrajeron del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos a escala 1:50000 realizado a finales de los 70 (MAPA, 1980). Tanto las zonas quemadas como las testigos compartían las especies dominantes existentes previas al fuego y poseían similar tamaño. Este procedimiento pretende minimizar los efectos de las variaciones fenológicas intra e interanuales. La resiliencia se calculó como la proporción de los valores pre-incendio de Q_{NDVI} alcanzados por los valores post-incendio de Q_{NDVI} a un determinado intervalo de tiempo.

Los valores de Q_{NDVI} previos al fuego se obtuvieron a partir del promedio de las 3 medidas consecutivas anteriores al incendio. Los valores de Q_{NDVI} posteriores al incendio se promediaron a partir de las 3 medidas consecutivas después del intervalo considerado. Así, en este trabajo la resiliencia se estimó como la proporción de los valores de Q_{NDVI} previos al incendio (promedio de las medidas de NDVI de las zonas quemadas escaladas con el promedio de las medidas de NDVI de las zonas no quemadas adyacentes) alcanzada por los valores de Q_{NDVI} post-incendio a varios intervalos de tiempo. El efecto de la recurrencia fue evaluado mediante la comparación de tales proporciones pertenecientes a los valores de Q_{NDVI} después del primer y segundo incendio con respecto a los valores de Q_{NDVI} previos al primer fuego (**Figura 1**).

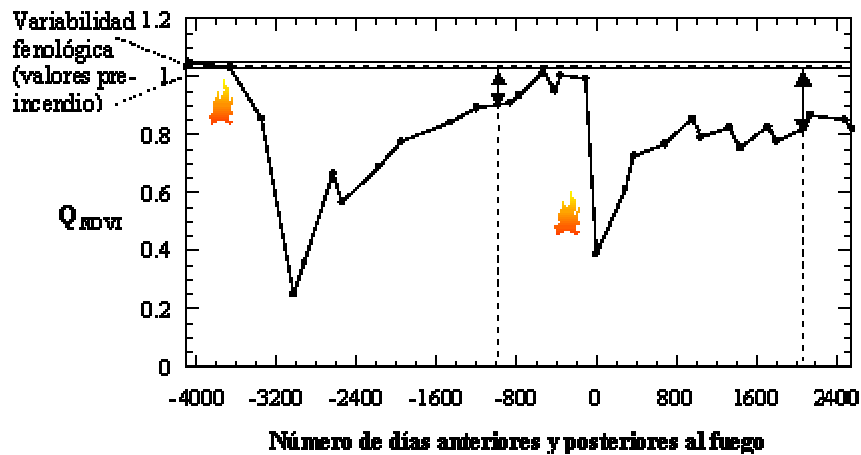


Figura 1. Resiliencia del recubrimiento vegetal después de 2 incendios consecutivos. La figura muestra las variaciones de Q_{NDVI} después de 2 fuegos ocurridos en 1976 y 1985 en un alcornocal (dominancia del rebrotador *Quercus suber*, capaz de rebrotar a partir de los tejidos epicórmicos, así como de cepa). Las flechas indican los valores de Q_{NDVI} a tiempo=2096 días (70 meses) después de cada fuego.

Un total de 8 tipos de vegetación fueron considerados en el análisis previa reclasificación a partir de las 68 categorías procedentes del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de 1978 (MAPA, 1980) a escala 1:50000.

Para cada superficie quemada se calculó el tiempo transcurrido desde el último fuego en las zonas quemadas una sola vez (de 6 a 16 años) y el intervalo de tiempo entre los dos fuegos (de 4 a 11 años), de forma que pudiera verificarse la influencia de estos parámetros del régimen de fuegos sobre la resiliencia.

Un total de 240 zonas detectadas como quemadas se seleccionaron para el estudio (139 quemadas una vez y 25 dos veces). Tales áreas se distribuyen a lo largo de toda el área de estudio recogiendo lugares que sólo ardieron una o dos veces (recordemos que el valor máximo de recurrencia de incendios en Cataluña en los 24 años de estudio es de 6 veces).

Recurrencia de incendios *versus* resiliencia

Los resultados muestran que los valores de resiliencia después del segundo fuego son significativamente menores que los obtenidos después del primero, para un intervalo de tiempo de 70 meses (en torno a los seis años) (test de t pareado de 2 colas, $t = 2.79$, $p = 0.01$, $n = 11$ fuegos). Estas diferencias no son significativas en intervalos más cortos (38 meses, $t = 1.47$, $p = 0.15$, $n = 25$ fuegos; 44 meses, $t = 0.64$, $p = 0.52$, $n = 23$ fuegos; 57 meses, $t = 0.46$, $p = 0.64$, $n = 16$ fuegos). Este seguimiento indica que la respuesta inmediata no es significativamente diferente después del primer y del segundo fuego, pero cuando se consideran intervalos más largos de observaciones, la capacidad para recuperarse disminuye después de un segundo incendio. Este tipo de respuesta se ajusta a un modelo logarítmico (Díaz-Delgado *et al.*, 1998) en el que el valor de la asíntota es menor después del segundo incendio que después del primero (**Figura 1**).

Por otro lado, también existe una correlación positiva significativa entre la resiliencia después del primer fuego y la resiliencia después del segundo, considerando un intervalo de 38 meses después de

ambos incendios, que es el periodo de tiempo mínimo disponible para todas las superficies analizadas ($r = 0.40$, $p = 0.04$, $n = 25$).

Intervalo entre fuegos *versus* resiliencia

La resiliencia así calculada también está positivamente correlacionada con el intervalo de tiempo entre fuegos consecutivos (**Figura 2**), que varía entre 1552 y 4099 días (aproximadamente 4 a 11 años) ($r = 0.44$, $p = 0.02$, $n = 25$, medidas a 38 meses después del segundo fuego).

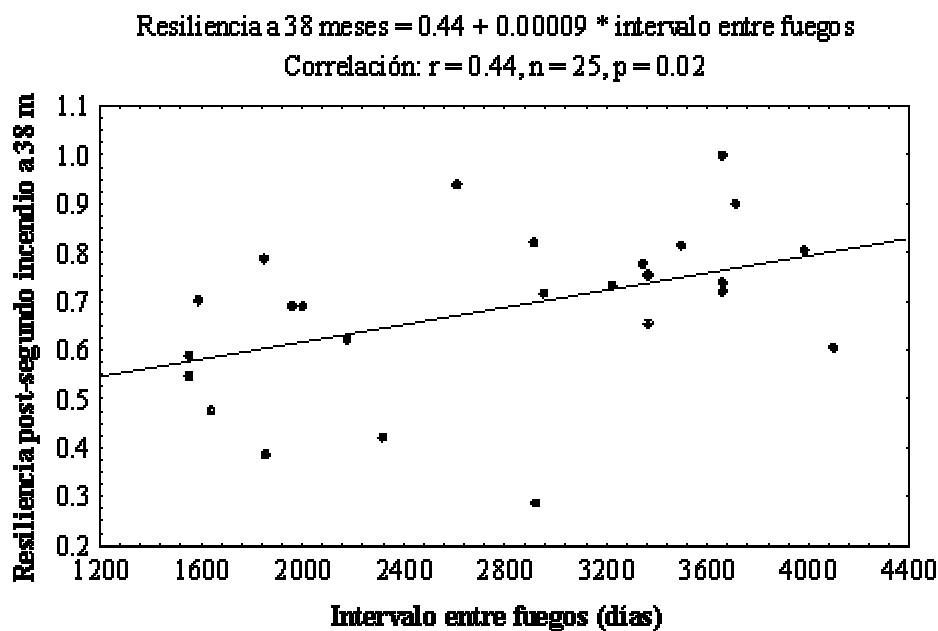


Figura 2. Relación entre la resiliencia y el intervalo entre fuegos.

Estrategia de regeneración

Se encontraron también diferencias en el recubrimiento después del segundo incendio entre los dos tipos de bosque mayoritarios: los dominados por las quercíneas rebrotadoras (*Quercus ilex* y *Q. suber*), y los dominados por los pinos incapaces de rebrotar (*Pinus halepensis*, *P. sylvestris* y *P. nigra*). Tales diferencias en las respuestas determinan cambios en el tipo de vegetación que se desarrolla después del segundo fuego. Incluso después de 2 incendios sucesivos, es de esperar que las comunidades dominadas por las quercíneas se desarrolle una cubierta arbustiva en la que aún sean dominantes. Después de 2 incendios, los pinares pueden convertirse en un matorral bajo o incluso un herbazal, ya que intervalos cortos de tiempo entre fuegos impiden a los pinos alcanzar el estado reproductivo. Así, las comunidades dominadas por quercíneas muestran valores más altos de resiliencia que los pinares pre-incendio después del segundo fuego (ANOVA de un factor, $F_{1,23} = 8.8$, $p = 0.006$, $n = 25$, medidas a 38 meses después del segundo fuego). Sin embargo, la disminución de la capacidad de regeneración después del segundo fuego es mayor para las quercíneas que para los pinares (quercíneas: test de t pareado de 2 colas, $t = 2.65$, $p = 0.037$, $n = 7$ fuegos; pinar: test de t apareado de 2 colas $t = 1.05$, $p = 0.36$, $n = 4$ fuegos; **Figura 3**). Estos tests no se realizaron a los 70 meses por el pequeño número de incendios recurrentes con este intervalo entre fuegos.

Por otro lado, en las áreas quemadas una sola vez, la resiliencia estimada a 70 meses después del incendio se ve significativamente afectada por el tipo de vegetación (ANOVA de un factor, $F_{7,137} = 2.3$, $p = 0.0285$; **Figura 4**).

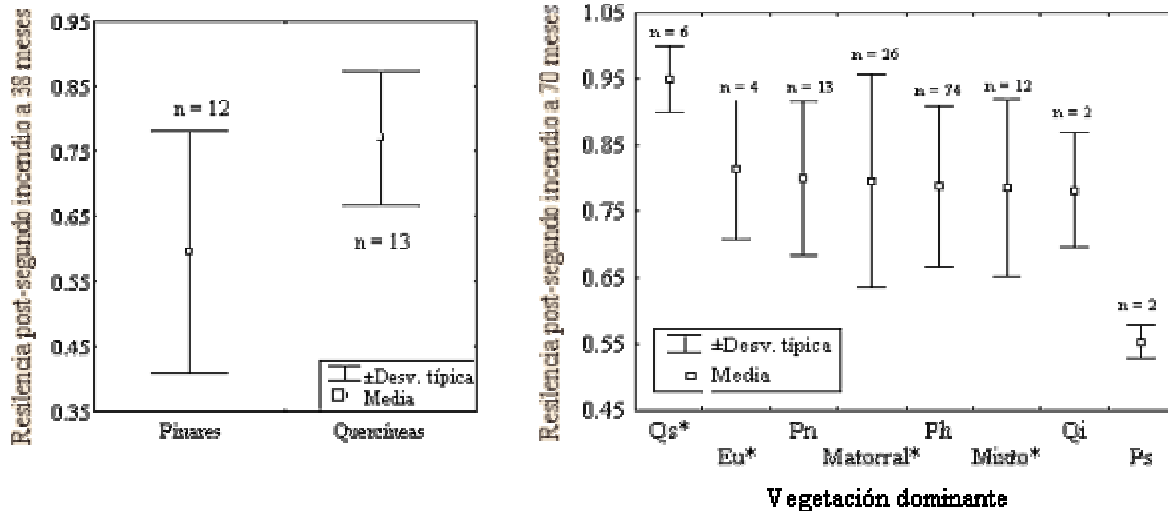


Figura 3 y 4. Resiliencia de los pinares y de las quercineas con respecto a la doble recurrencia de incendios. Qs: *Quercus suber*, Qi: *Q. ilex*, Ph: *Pinus halepensis*, Ps: *P. sylvestris*, Pn: *P. nigra*, Eu: *Eucaliptus sp.* Matorral: Bosque Mixto). Los asteriscos indican estrategia rebrotadora.

Compromiso con la recurrencia

La temprana recuperación de la vegetación por parte de las especies rebrotadoras o las especies pioneras ocurre igualmente después del primero como del segundo fuego. Sin embargo, el recubrimiento tardío se debe fundamentalmente a las especies arbóreas y arbustivas dominantes, con una debilitada capacidad para crecer después de incendios consecutivos (Zedler *et al.*, 1983; Trabaud, 1991). La relación encontrada entre los valores de resiliencia del primer y del segundo fuego, aparte de representar la respuesta de las comunidades al fuego, también sugiere que los mismos factores que determinan la recuperación post-incendio (la productividad y el potencial biológico para la regeneración, es decir, las características de la historia de vida) operan en ambos momentos (Christensen, 1993). Este resultado indica que una buena regeneración después del primer fuego no implica necesariamente una peor recuperación después de un segundo.

Por otro lado, el intervalo entre fuegos juega un papel importante en el proceso de regeneración post-incendio. Intervalos de tiempo entre incendios más cortos implican una disminución en la resiliencia del ecosistema debido a que las poblaciones vegetales no han alcanzado aún el estado reproductivo completo, o bien, para los rebrotadores perennes, no ha habido suficiente tiempo para restaurar los recursos usados en el crecimiento post-incendio (Canadell y López-Soria, 1998). El recubrimiento vegetal disminuye significativamente cuando las perturbaciones tienen lugar en intervalos cortos de tiempo (menores de 11 años), incluso en los ecosistemas mediterráneos, con un reconocido potencial de recuperación después de incendio (Trabaud, 1987; Hanes, 1971; Moreno y Oechel, 1995). La composición florística, que determina los mecanismos de regeneración y el uso de los recursos en la comunidad, juega un papel importante en esta respuesta. En algunos casos, con dominancia de especies rebrotadoras, una alta frecuencia de incendios puede reducir drásticamente el banco de yemas de los rebrotadores, o, con dominancia de germinadoras, causar la muerte de las plantas antes de que alcancen el estado reproductivo. Cuando las especies dominantes son sensibles a los fuegos recurrentes, otras

especies de crecimiento más rápido o de mayor capacidad en el establecimiento, se convierten en esenciales en el proceso de la recuperación del recubrimiento vegetal. Las especies de corta vida pueden incrementar la germinación de semillas por estimulación del calor, y también aumentar sus efectivos merced a la liberación de recursos producida por el fuego (Gill, 1981). Por lo tanto, los estudios sobre la resiliencia del ecosistema deben considerar la relación entre las características de la historia de vida y la función en el ecosistema. Este trabajo revela que tales relaciones, que operan al nivel de comunidad, son importantes para entender los patrones observados de resiliencia a escalas regionales amplias.

Las diferencias observadas en los valores de resiliencia entre tipos de bosques (**Figura 4**) se deben en mayor medida al hecho de que los pinares poco densos (bajo recubrimiento arbóreo) existentes en la región suelen poseer un sotobosque más abundante, de recubrimiento más alto que los bosques perennifolios de quercíneas. Así al menos lo demuestran los datos procedentes del Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN, 1997). El valor promedio del recubrimiento del sotobosque es del 62% para los pinares (n=1945 puntos de muestreo) y del 40% para los bosques de quercíneas (n=1518 puntos de muestreo). De esta forma, este sotobosque puede asegurar el recubrimiento vegetal después de las quemaduras recurrentes.

Con respecto a las áreas quemadas una sola vez, las diferencias encontradas entre los tipos de vegetación se deben en su mayor parte a las diferencias en su resiliencia, que resulta mayor para las comunidades dominadas por las especies rebrotadoras (*Quercus suber*, *Q. ilex*, *Eucalyptus sp.*) que para las comunidades dominadas por los pinos no rebrotadores (*Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. halepensis*). En las comunidades dominadas por los pinos antes del fuego, el recubrimiento vegetal después de arder estaría mayormente determinado por el reclutamiento de plántulas, o bien por el crecimiento de los rebrotadores existentes en el sotobosque.

A una escala regional, la productividad y la composición florística determinan la recuperación de la vegetación después del fuego. Los factores abióticos tienen un importante efecto en dicha recuperación. En Díaz-Delgado *et al.* (2002) se muestra el efecto de la precipitación, la altitud y otras variables topoclimáticas sobre la resiliencia, en la cual también incide la severidad de quema (Díaz-Delgado *et al.*, 2003).

Conclusiones

Algunos trabajos anteriores ya han puesto de manifiesto la relevancia de la recurrencia de los incendios en la respuesta de los ecosistemas al fuego a nivel de parcela. Las medidas de NDVI obtenidas a partir de las imágenes de satélite son adecuadas para trabajos a gran escala que requieren el seguimiento a lo largo de extensos periodos de tiempo de variables relevantes relacionadas con el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. Es interesante resaltar la importancia de considerar la variación fenológica pre-incendio de la zona de estudio en el seguimiento de la regeneración post-incendio. El rango de variación puede ser usado como referencia para determinar el nivel máximo esperado de recuperación de la vegetación que se alcanzará en el proceso de regeneración (Malingreau *et al.*, 1985). Este aspecto puede resultar de utilidad en estudios basados en cronosecuencias después del fuego (Gracia y Sabaté, 1996).

Las medidas de NDVI proporcionan una buena base para el seguimiento del recubrimiento vegetal, parámetro asociado a otras importantes propiedades de los ecosistemas terrestres. Aproximaciones de este tipo con una cobertura espacial y temporal larga pueden ser incorporadas a los programas de desarrollo de modelos de dinámica de cubiertas a escala regional y global, y determinar el papel desempeñado por la resiliencia en los procesos ecológicos.

Dado que la respuesta al incendio de las comunidades vegetales afectadas puede ser analizada, las variaciones del NDVI pueden predecirse con objeto de determinar las diferentes tasas de recuperación para las diferentes características ambientales de cada área afectada.

Referencias

- Anderson, G.L., Hanson, J.D. y Haas, R.H. 1993. Evaluating Landsat Thematic Mapper derived vegetation indices for estimating above-ground biomass on semiarid rangelands. *Remote Sensing of Environment* 45: 165-175.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Blackburn, G.A. y Milton, E.J. 1995. Seasonal variations in the spectral reflectance of deciduous tree canopies. *International Journal of Remote Sensing* 16: 709-720.
- Canadell, J. y López-Soria, L. 1998. Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology* 12: 31-38.
- Christensen, N.L. 1993. Fire regimes and ecosystem dynamics. En *Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires* (eds. Crutzen, P.J. y Goldammer, J.G.), pp. 233-244. John Wiley & Sons Ltd., Berlin, Germany.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F. y Pons, X. 2003. Influence of fire severity on plant regeneration through remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing* 24(8): 1751-1763.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X. y Terradas, J. 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* 83(8): 2293-2303.
- Díaz-Delgado, R. y Pons, X. 2001. Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE España) along the period 1975-1995. Analysis of vegetation recovery after fire. *Forest Ecology and Management* 147: 67-74.
- Díaz-Delgado, R., Salvador, R. y Pons, X. 1998. En *Fire Management and Landscape Ecology* (ed. Trabaud, L.), pp. 315-326. International Association of Wildland Fire, Fairfield, USA.
- Duncan, J., Stow, D., Fanklin, J. y Hope, J. 1993. Assessing the relationship between spectral vegetation indices and shrub cover in the Jornada Basin, New Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 14: 3395-3416.

Fox B.J. y Fox, M.D. 1986. Resilience of animal and plant communities to human disturbance. En *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems* (eds. Dell, B., Hopkins, A.J.M. y Lamont, B.B.), pp. 39-64. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.

Gamon, J.A., Field, C.B., Goulden, M.L., Griffin, K.L., Hartley A.E., Joel G., Peñuelas, J. y Valentini, R. 1995. Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological Applications* 5: 28-41.

Gill, A.M. 1975. Fire and the Australian flora: a review. *Australian Forestry* 38: 4-25.

Gill, A.M. 1981. Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires. En *Fire and the Australian Biota* (eds. Gill, A.M., Groves, R.H. y Noble, I. R.), pp. 243-272. Australian Academy of Science, Canberra, Australia.

Gracia C. y Sabaté, S. 1996. Canvis en l'estructura de la vegetació. En *Ecologia del foc* (ed. Terradas, J.), pp. 162-172. Proa, Barcelona, España.

Hanes, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-52.

IFN. 1997. *Segundo Inventario Forestal Nacional*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.

Keeley, J.E. 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. En *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems* (eds. Dell, B., Hopkins, A.J.M. y Lamont, B.B.), pp. 95-112. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.

Kozlowski, T.T. y Ahlgren, C.E. 1974. *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, USA.

Malingreau, J.P., Stephens, G. y Fellows, L., 1985. Remote sensing of forest fires: Kalimantan and North Borneo in 1982-83. *Ambio* 14: 314-321.

MAPA. 1980. *Mapa de Cultivos y Aprovechamientos 1:50000*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.

Mather, P.M. 1999. *Computer processing of remotely sensed images*. John Wiley & Sons, New York, USA.

Menges, E.S. y Hawkes, C.V. 1998. Interactive effects of fire and microhabitat on plants of Florida scrub. *Ecological Applications* 8: 935-946.

Minnich, R.A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science* 219: 1287-1294.

- Moreno, J.M. y Oechel, W.C. 1995. *The role of fire in Mediterranean-type Ecosystems*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Palà, V. y Pons, X. 1995. Incorporation of relief into a geometric correction based on polynomials. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61(7): 935-944.
- Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.
- Piñol, J., Terradas, J. y Lloret, F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38: 345-357.
- Pons, X. y Solé-Sugrañes, L. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment* 48: 191-204.
- Salvador, R., Valeriano, J., Pons, X. y Díaz-Delgado, R. 2000. A semiautomatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing* 21: 655-673.
- Terradas, J. y Piñol, J. 1996. Els grans incendis: condicions meteorològiques i de vegetació per al seu desenvolupament. En *Ecologia del foc* (ed. Terradas, J.), pp. 63-75. Proa, Barcelona, España.
- Tilman, D. y Downing, J.A. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-365.
- Trabaud, L. 1987. Fire and the survival traits of plants. En *The Role of Fire in Ecological Systems* (ed. Trabaud, L.), pp. 65-89. SPB Academic Publishing, The Hague, Netherlands.
- Trabaud, L. 1991. Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal of Vegetation Science* 2: 307-314.
- Vélez, R. 1999. Perspectiva global de los incendios forestales en el mundo al final del siglo XX. En *Incendios históricos. Una aproximación multidisciplinar* (ed. Araque, E.), pp. 411-422. Universidad Internacional de Andalucía, Baeza, España.
- Viedma, O., Meliá, J., Segarra, D. y García-Haro, J. 1997. Modeling rates of ecosystem recovery after fires by using Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 61: 383-398.
- Zedler, P.H., Gautier, C.R. y McMaster, G.S. 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64: 809-818.