

Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres.

R.M. Navarro Cerrillo, M.A. Varo, S. Lanjeri, R. Hernández Clemente

Departamento de Ingeniería Forestal. Universidad de Córdoba. Apartado de correos 3048 (14080). Córdoba, España.

➤ Recibido el 25 de enero de 2007, aceptado el 29 de mayo de 2007.

Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres. El objetivo de este trabajo fue estudiar la aplicación de imágenes del sensor ASTER para la estimación de niveles de defoliación de masas artificiales de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* en la Sierra de los Filabres (Almería). Se trata de una de las zonas que presenta un mayor nivel de daños por decaimiento forestal en Andalucía, pudiéndose observar desde rodales sin daños a zonas donde la masa aparece totalmente muerta. El trabajo de campo se realizó en el verano de 2005, y el grado de defoliación se evaluó visualmente de acuerdo a tres categorías. La clasificación de las imágenes se hizo utilizando los métodos de mínima distancia y de máxima verosimilitud. La fiabilidad de la clasificación (83%, $\kappa=0,76$) permite una adecuada asignación de daños sobre grandes superficies, lo que sugiere que es posible utilizar información procedente de sensores, en este caso procedentes del sensor ASTER, en el estudio de decaimiento a escala local.

Palabras clave: ASTER, distribución de daños, defoliación, *Pinus sylvestris*, *P. nigra*

Using remote-sensing to map defoliation of Scotch pine (*Pinus sylvestris* L.) and Austrian pine (*Pinus nigra* Arnold.) forests in Los Filabres Range. The aim of this project is to investigate the applicability of ASTER data classification to estimate different defoliation degrees of *Pinus sylvestris* and *P. nigra* forests. The study area, Los Filabres Range (Almería SE Spain), is covered with pure pine stands, and it is considered one of the most severely damaged parts of Andalucía. Today these stands show a variety of forest decline intensity, ranging from virtually no damage to severe damage, such as total defoliation. The ground truth data were collected during summer 2005. The degree of defoliation was visually estimated according to 3 categories. Image classification was performed by using the maximum likelihood and minimum distance methods. Accuracy (83%, $\kappa=0.76$) of the pattern-recognition methods suggests that this technique is adequate for detecting defoliated stands. Thus, remote sensing techniques, by using classifications formers of ASTER images, seem to be suitable for mapping forest damages in extensive areas.

Key words: ASTER, pattern recognition, defoliation, *Pinus sylvestris*, *P. nigra*

Introducción

El término decaimiento forestal es ampliamente utilizado para describir el estado de deterioro de los ecosistemas forestales incluyendo cambios metabólicos, problemas de reproducción, prematura senescencia de la hoja, decoloración, disminución y alteraciones del crecimiento, alteraciones de las ramas y de la morfología de la copa, pérdida de follaje, y finalmente la muerte del árbol (Innes, 1993). Los decaimientos forestales observados en las pasadas tres décadas en Europa y Norte América han sido relacionados de forma general con la contaminación, o la presencia de factores bióticos y abióticos asociados a fenómenos de debilitamiento de la vegetación. Los primeros síntomas de estos tipos de daños aparecieron en Alemania al inicio de la década de los 1970, primero en abeto (*Abies alba* Mill.), y rápidamente se generalizaron a picea (*Picea abies* Karst.), pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y finalmente a frondosas. La situación anterior fue explicada por el desfavorable efecto de la contaminación atmosférica en los bosques (Innes, 1993). Por ejemplo, la alta radiación solar, la extendida

emisión de los precursores de los oxidantes fotoquímicos (NO_x , VOC_s , NMHC) y los prolongados periodos de sequía han llevado a pensar que la interacción de contaminantes específicos como el ozono y la sequía pueden convertirse en factores de estrés para las plantas (Sanz Sánchez *et al.*, 2001), convirtiendo de esta manera a los bosques del sur de Europa en potencialmente sensibles a las fluctuaciones climáticas y a los cambios en las condiciones atmosféricas.

Los procesos de decaimiento han sido estudiados con bastante profundidad en los últimos años, proponiéndose numerosas hipótesis para su explicación, malas prácticas selvícolas, toxicidad por aluminio en suelos ácidos, lixiviación de nutrientes minerales por la acción de la lluvia ácida, polución debida a ozono/fotoquímica, contaminación por dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno, cambio climático, y desequilibrios nutricionales como consecuencia de exceso o déficit de nitrógeno en el suelo (Camarero *et al.*, 2004). En los años 90 se generalizó la hipótesis de multi-estrés (Manion, 1991; Innes, 1993), que enfatiza la interacción entre factores abióticos y bióticos (por ejemplo, clima, insectos, hongos) y diferentes formas de estrés antrópico, por ejemplo polución o prácticas selvícolas inadecuadas (Klap *et al.*, 2000). En conjunto, podemos decir que las hipótesis más aceptadas por la comunidad científica han sido las relacionadas con el efecto de los contaminantes atmosféricos en las hojas y el suelo, y el cambio climático. El uso de especies inadecuadas o de procedencia genética diferente de las condiciones de crecimiento presentes, puede suponer un factor que predisponga el futuro de la especie, así como la baja biodiversidad de este tipo de bosques que los hace susceptibles a un amplio rango de estreses. Es difícil determinar la contribución relativa de cada uno de estos factores, ya que suponen interacciones entre la litosfera, la biosfera y la atmósfera de los ecosistemas forestales. Esto es especialmente evidente en masas artificiales, donde la naturaleza del ecosistema y su origen dificultan la definición de causas exclusivas que puedan explicar los procesos de decaimiento.

Durante las últimas décadas del siglo XX, se han descrito varios síndromes de decaimiento en coníferas mediterráneas, donde se han detectado casos de decaimiento asociados a patógenos, al cambio climático o a la interacción entre ambos factores (Busotti y Ferretti, 1998). Algunos ejemplos pueden encontrarse en el deterioro de bosques costeros en diversas regiones mediterráneas (Italia, Francia y España) (Gellini *et al.*, 1987; Astorga *et al.*, 1993), o los daños observados en masas artificiales de pino negral en Francia y que hoy en día afecta a cerca de 10.000 ha de plantaciones asociados a las condiciones edáficas y climáticas de la zona (Guyon, 1991). En España se han registrado casos de decaimiento de pinares de *Pinus halepensis* Mill., que mostraban una atípica sintomatología (clorosis) que se atribuyó a la acción del ozono (Gimeno *et al.*, 1995) y al cambio climático (Cámara *et al.*, 2001; Sabaté *et al.*, 2002). Por otro lado, en los últimos años se han documentado varios casos de mortandad de arbolado, en particular de *Pinus sylvestris* L., en Cataluña (Sabaté *et al.*, 2002; Martínez-Villalta y Piñol, 2002).

Durante el proceso de decaimiento ocurren una serie de transformaciones en la estructura, morfología y fisiología de las cubiertas vegetales, que incluyen alteraciones en los pigmentos que absorben la luz, en la estructura interna de la hoja y en el contenido de humedad a nivel celular, que se reflejan en la respuesta espectral (Chuvieco, 1996). Sobre esta base, se han desarrollado numerosos trabajos en los que la teledetección y, más concretamente las escenas Landsat, se han utilizado para cartografiar zonas afectadas por defoliación (Macomber y Woodcock, 1994; Heikkilä *et al.*, 2002; Serrano *et al.*, 2002; Olthof *et al.*, 2004; Wulder *et al.*, 2006). La variación espectral causada por los fenómenos relacionados con el decaimiento forestal se superponen con las variaciones espectrales causadas por la topografía, la cubierta arbórea, la composición de especies, la edad del rodal y la biomasa, lo que limita las posibilidades de una correcta cartografía de los daños usando datos de satélite. Aún así, la teledetección está considerada como una buena herramienta en la detección y la cuantificación de procesos de defoliación (Ardö, 1998).

Los resultados obtenidos en la discriminación de grados de afectación han sido muy variables dependiendo del número de grados de afectación considerados (Haara y Nevalainen, 2002). Trabajos previos como el de Williams y Nelson (1986), usando datos de Landsat MSS, consiguieron clasificar niveles de defoliación con un 77% de precisión, aunque el solape espectral entre las clases de daños limitó el número de clases detectables a dos. Haara y Nevalainen (2002) propusieron un método de detección automática de coníferas muertas o severamente defoliadas usando tres niveles de daños y la clasificación de imágenes de satélite. En otro trabajo similar, Heikkilä *et al.* (2002) usaron imágenes multitemporales Landsat TM, fotografías aéreas pancromáticas y datos de campo del inventario forestal finlandés obtuvieron una fiabilidad superior al 80%.

El objetivo de este trabajo es estudiar la aplicación de imágenes del sensor ASTER para elaborar una cartografía de daños por defoliación en masas artificiales de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arnold. en la S^a de los Filabres.

Materiales y métodos

Inventario de campo

La zona de estudio corresponde a la superficie de masas artificiales de pinar de pino silvestre y pino salgareño de la S^a de los Filabres (Abellanas *et al.*, 2004). El problema de decaimiento de pinares en la S^a de los Filabres viene siendo observado por los Agentes Forestales desde el año 2002 (**Fig. 1**). Los daños han experimentado un progresivo aumento hasta cubrir una gran superficie de repoblaciones de pino silvestre y pino salgareño. El equipo general de control y evaluación de daños durante ese

periodo ha estado formado por Técnicos de Equilibrios Biológicos de EGMASA. La naturaleza inicial de los daños, y los patrones espaciales de los procesos de decaimiento, hicieron pensar en la posibilidad de daños asociados a agentes bióticos o deposiciones de contaminantes. Sin embargo, ambas hipótesis han sido rechazadas. Los informes realizados por la Unidad de Patología Forestal de la Universidad de Córdoba, así como los informes de EGMASA y el diagnóstico visual realizado por D. Israel Sánchez de la Universidad de Huelva parecen descartar la presencia de agentes bióticos primarios.



Figura 1. Árboles de *Pinus sylvestris* L. con daños intensos, donde la copa aparece totalmente seca, con o sin pérdida de hoja.

El muestreo de campo se diseñó como un inventario estratificado por especie y niveles de defoliación. Se optó por elegir distintas *zonas de entrenamiento* de pequeño tamaño y homogéneas, teniendo en cuenta la variabilidad espacial de cada categoría de defoliación. Se tomaron 48 parcelas homogéneas de 1 ha, lo que corresponde aproximadamente a 6 x 6 píxeles de la imagen, según la metodología propuesta por San Miguel y Biging (1996). Las parcelas estaban alejadas de cualquier área que pueda distorsionar el nivel digital de los píxeles vecinos, como son pistas, o carreteras. Se dejó una distancia superior a 100 metros de cualquier superficie anómala, con el fin de superar el error de ortorrectificación de la imagen y divergencia de localización del centro de la parcela respecto del centro del píxel.

La asignación de daños se realizó simplificando a tres categorías de defoliación de acuerdo a la experiencia de asignación de daños en la Red de Equilibrios Biológicos de Andalucía (Ferretti, 1994; Navarro *et al.*, 2001):

- **Sin afectar:** No se aprecia ningún tipo de daños sobre la vegetación.
- **Moderado:** Arbolado parcialmente afectado, con presencia de acículas verdes, bien por crecimiento estacional o por daños irregulares en la copa.
- **Intenso:** Estrato arbóreo totalmente seco, con o sin pérdida de hojas.

Las parcelas fueron georeferenciadas con un GPS (GPS navegador, Magellan Meridian Color, error medio PDOP: 10 metros) en el centro de la parcela y se identificó un registro abierto con el mismo número identificativo del plano, y la localización fue transferida a formato vectorial. En la parcela se tomaron los siguientes datos:

- En los 24 árboles mas próximos al centro de la parcela se asignó el valor de defoliación, y se midió la altura media, la altura de copa y el diámetro de copa.
- Defoliación estimada para el conjunto de la parcela.

Procesamiento de imágenes ASTER

Las imágenes utilizadas en este estudio corresponden al sensor ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) (**Tabla 1**). Las imágenes fueron suministradas con un nivel de procesamiento 1B, con lo que, a parte de la corrección radiométrica de las distorsiones, presentaban una corrección geométrica de los efectos sistemáticos (efecto panorámico, de curvatura y de rotación de la Tierra). Una vez importadas las imágenes, se emplearon distintos modelos de corrección según las necesidades de transformación de cada imagen. Así, en el proceso de corrección geométrica de las

imágenes ASTER (ASTL1B0407181101130512010590, ASTL1B0506191100430512010592 y ASTL1B0506191100520510290383) se utilizó un modelo polinómico de grado 2 con un total de 21 puntos de control. Todas las coordenadas de referencia provienen de los mapas 1:10.000 de la zona, y se reclasificaron todas las bandas a un tamaño de píxel de 15 m.

Tabla 1. Características de las imágenes ASTER utilizadas.

	ASTL1B040718110113 0512010590	ASTL1B05061911004305 12010592	ASTL1B05061911005205 10290383
Tamaño	62,5 x 62,5 km	62,5 x 62,5 km	62,5 x 62,5 km
Fecha de toma	07/18/2004 11:00	06/19/2005 11:00	06/19/2005 11:00
Ángulo elevación	66,83515°	69,153956°	69,499664°

Una vez realizada la corrección geométrica, se recortó la imagen restringiéndola a la zona de interés con el fin de acelerar los procesos de clasificación y tratamiento. En este trabajo se ajustó la zona de trabajo a la cobertura de pinares de la dos especies objeto de estudio.

Clasificación de la imagen

La clasificación de la imagen se realizó considerando 34 de las 48 parcelas de control. De cada una de las parcelas se extrajo un único valor del ND correspondiente a las bandas correspondientes del sensor y el índice de vegetación normalizado (NDVI). Dadas las características espectrales de las bandas de las imágenes ASTER la fórmula de este índice se expresa como:

$$NDVI_{ASTER} = (Banda\ 3N - Banda\ 2) / (Banda\ 3N + Banda\ 2)$$

En la clasificación, dada las características topográficas de la zona, se incluyó la banda de iluminación obtenida a partir del modelo digital del terreno. El modelo digital del terreno que se utilizó tiene una resolución espacial de 20 metros, por lo que se remuestreó el mismo a una resolución de 15 metros, que es la que presenta la imagen ASTER. Finalmente, las bandas utilizadas en la clasificación fueron 11, que correspondieron a:

- Bandas de la 1 a la 3N y de la 4 a la 9 en las imágenes ASTER.
- Banda con el NDVI.
- Banda de iluminación.

La clasificación supervisada de la imagen se realizó por el método de la máxima verosimilitud y el método de mínima distancia. Estos métodos de clasificación han sido elegidos por su mayor robustez y por ajustarse con más rigor a la disposición original de los datos (Chuvieco, 1996), y están incluidos dentro de los métodos paramétricos, que consideran que los histogramas de cada clase se ajustan a una distribución normal, permitiendo describir cada categoría por una función de probabilidad, a partir de su vector de medias y su matriz de varianzas-covarianzas.

La precisión de la cartografía obtenida se validó mediante una matriz de confusión y el estadístico Kappa (Foody, 2002).

Resultados

El resultado de la clasificación supervisada son dos mapas temáticos donde la zona de estudio se encuentra dividida según especies, pino silvestre (**Fig. 2**) y pino salgareño (**Fig. 3**), y según nivel de defoliación. La regla de decisión paramétrica de la máxima verosimilitud resultó la más acertada, tanto por su alta precisión (83,89%) como por su baja aleatoriedad en la asignación de las clases durante el proceso clasificatorio, con un índice Kappa $\kappa=0,70$ (**Tabla 2**; **Tabla 3**). Valores de κ próximos a 1 indican un acuerdo pleno entre la realidad y la cartografía elaborada, por lo que puede afirmarse que la cartografía generada tiene un alto grado de acuerdo con el terreno. No obstante, los resultados obtenidos corresponden a un número limitado de clases (tres), dada la dificultad de distinguir para un número mayor de niveles de defoliación.

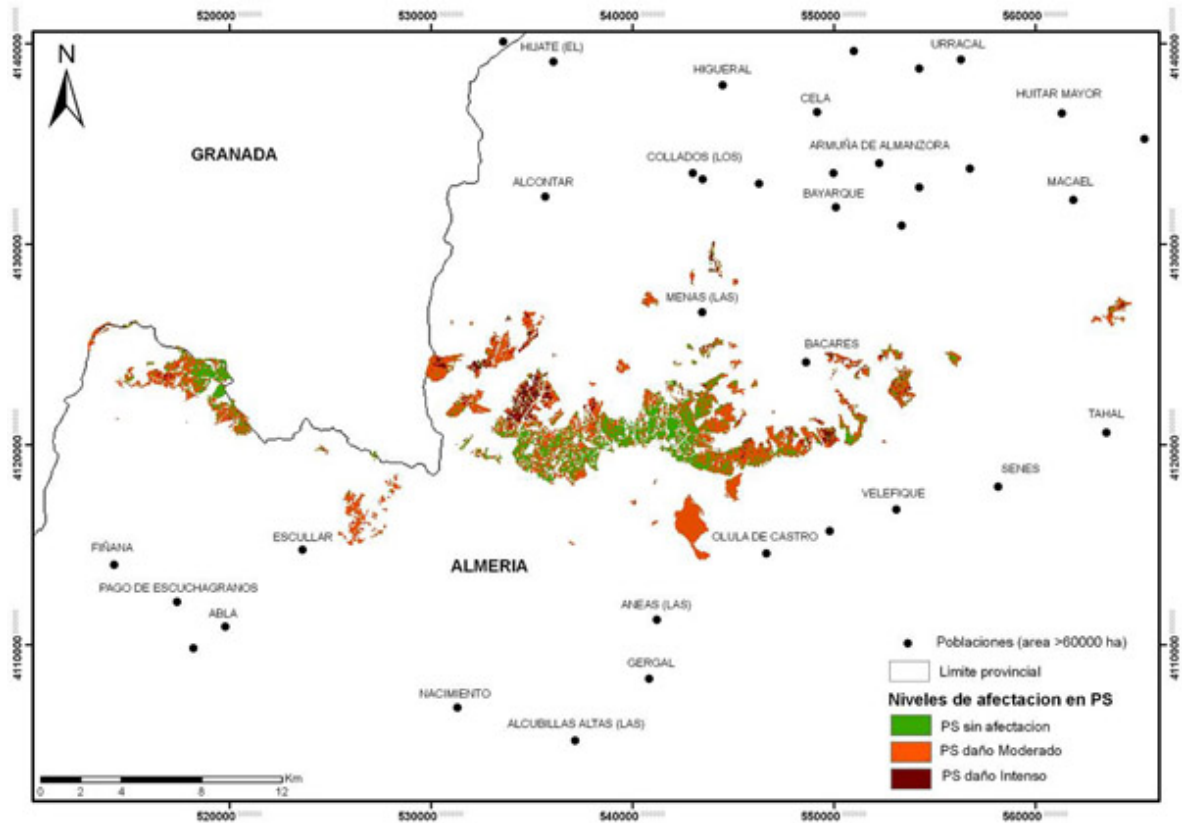


Figura 2. Mapa del nivel de daños de defoliación de las masas de *Pinus sylvestris* en la Sierra de los Filabres (Almería).

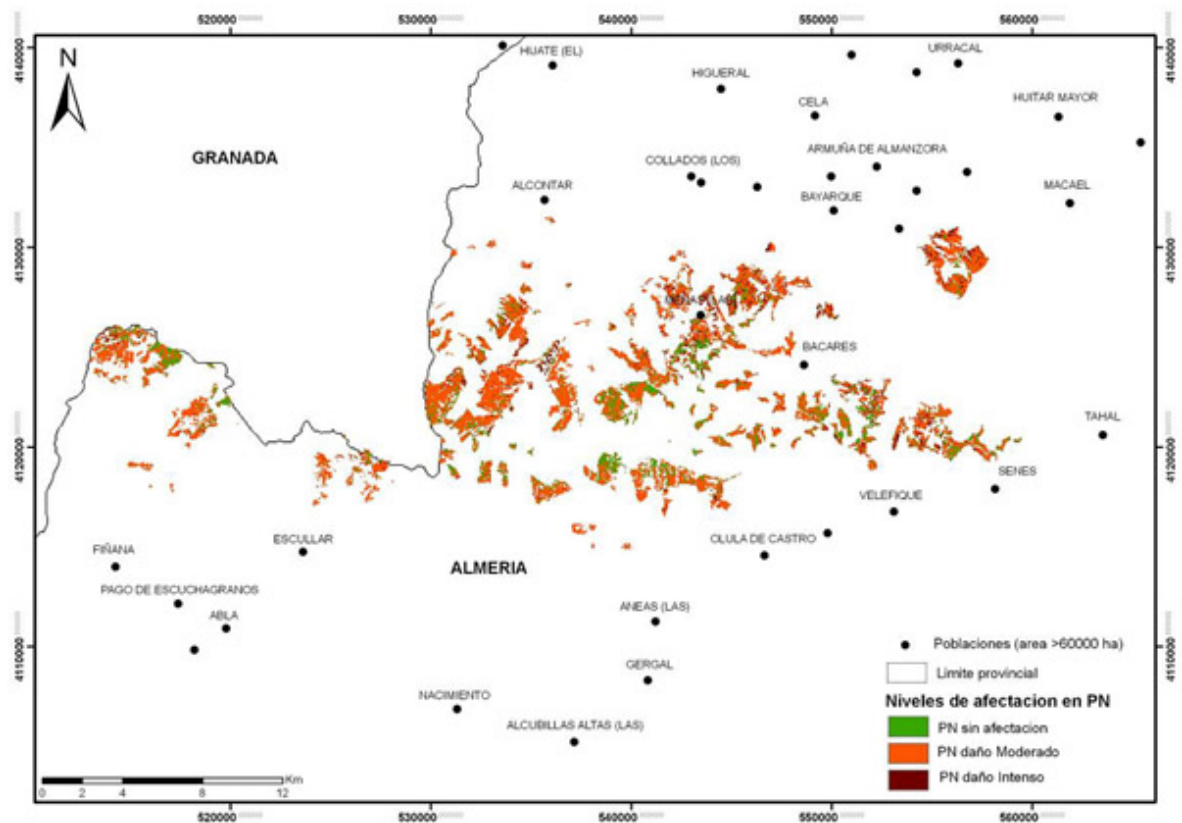


Figura 3. Mapa del nivel de daños de defoliación de las masas de *Pinus nigra* en la Sierra de los Filabres (Almería).

Tabla 4. Cálculo de superficies (ha) según especies y niveles de daños de defoliación en los pinares de la Sierra de los Filabres a partir de la clasificación de imágenes ASTER.

ESPECIE	Sin daños (ha)	Moderados (ha)	Elevados (ha)	Totales (ha)
<i>Pino salgareño</i>	905,8	6272,3	325,7	7503,8
<i>Pino silvestre</i>	1614,4	3961,5	324,0	5899,9
Totales	2520,2	10233,8	649,7	

En la **Tabla 4**, se presentan los resultados de superficie según especie y grado de afectación. Se puede observar que aunque la superficie total afectada por niveles elevados de defoliación es baja para el conjunto de ambas especies (650 ha), las zonas con grados de afectación moderada, que son particularmente sensibles a nuevos periodos de sequía, son muy importantes (10.200 ha), afectando a más del 76% de la superficie estudiada (**Fig. 4**).



Figura 4. Rodal de *Pinus sylvestris* L. con daños intensos en la umbría de Calar Alto, Sierra de los Filabres (Almería).

Discusión

Las repoblaciones de pino silvestre y pino salgareño de la S^a de los Filabres están experimentando un proceso grave y acelerado de decaimiento forestal, que afecta de manera generalizada a toda la masa (Navarro *et al.*, 2006). La importancia de los daños obliga a desarrollar sistemas de evaluación que permitan conocer el estado de la vegetación de manera rápida, económica y periódica con el objetivo de conocer la evolución que estos experimentan, y adecuar las actuaciones selvícolas, tanto en intensidad como en localización.

Las imágenes suministradas por el sensor ASTER han demostrado su utilidad para evaluar la defoliación producida en masas artificiales de pinar asociadas a procesos generalizados de decaimiento. Existen numerosos antecedentes del uso de imágenes Landsat en estudios de afección, en particular de plagas de defoliadores (Heikkilä *et al.*, 2002. Olthof *et al.*, 2004). Sin embargo, la incorporación reciente del sensor ASTER a estudios de cubiertas forestales hace que no existan muchos trabajos que utilicen este tipo de imágenes (Wulder *et al.*, 2006).

La fiabilidad alcanzada en la clasificación cuando se utiliza el algoritmo de máxima verosimilitud (Fiabilidad 83%, $\kappa = 0,70$) es similar a la alcanzada en trabajos previos con sensores de resolución espacial y espectral similar (Hagner y Rigina, 1998; Heikkilä *et al.*, 2002; Foody, 2002), y utilizando el mismo clasificador. Los resultados obtenidos en este trabajo refuerzan el valor del índice NDVI para el seguimiento del estado fitosanitario de masas forestales, en particular si se trabaja con un número limitado de niveles de defoliación, que aunque suponen una simplificación del número de clases utilizado en la asignación del estado sanitario de los bosques (Ferretti, 1994, Spcán, 2002), reflejan de manera más operativa la defoliación de la masa. Las causas que dan lugar a la pérdida de fiabilidad y, por tanto, orientan en las posibles mejoras, pueden agruparse en dos tipos. En primer lugar los errores cometidos en el trabajo de campo, dada la dificultad de identificar con precisión rodales con valor de defoliación totalmente uniformes, al interior de los cuales la distribución de daños tampoco es homogénea, en particular en la categoría de daños moderados. Esta situación da lugar a una gran dispersión de los valores de las bandas obtenidos en las áreas de entrenamiento. En segundo lugar, también influyen los errores cometidos en el análisis de la imagen, bien debido a la normalización de la misma, como a las correcciones necesarias. La transformación de las imágenes a reflectividad (Ekstrand, 1994) posiblemente mejoren la precisión de las categorías, siempre que se mantenga un nivel mínimo de agrupación de las mismas.

No obstante, la evaluación de los daños asociados al proceso de decaimiento en la S^a de los Filabres mediante imágenes del sensor ASTER, ha confirmado la gravedad de dicho proceso, como ya había sido indicado por los técnicos de la Consejería de Medio Ambiente y del equipo de equilibrios biológicos de EGMASA. En la actualidad la superficie afectada con daños moderados es de 3.961 ha para pino silvestre y de 6.272 ha para pino salgareño, siendo éstas las superficies más susceptibles a nuevos procesos de mortalidad en los próximos años, acentuando la gravedad de la situación.

A modo de conclusión, de este trabajo puede derivarse la adecuación de las imágenes ASTER como una fuente de información útil para el seguimiento del estado fitosanitario de los ecosistemas dominados por coníferas en Andalucía, en particular la evaluación de niveles de defoliación asociados a procesos de decaimiento. La simplificación de las categorías de defoliación, así como un mejor trabajo de asignación de las áreas de entrenamiento y la corrección de las imágenes, puede permitir obtener valores de precisión adecuados para la planificación de actuaciones selvícolas y de control fitosanitario necesarios para mejorar el estado forestal de las masas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias al convenio *Evaluación de procesos de decaimiento en masas artificiales de pino silvestre en la S^a de los Filabres. análisis de sus causas y alternativas de control*, entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Servicio de Gestión del Medio Natural) y el Grupo de Investigación de Silvopascicultura (AGR-221) de la Universidad de Córdoba. Queremos dar las gracias al equipo de control y evaluación de daños formado D. Pedro Bachiller, D. José Antonio Bielsa, D. José Ruiz Navarro y D. Miguel Ángel Gómez de Dios, así como distintos técnicos y Agentes de Medio Ambiente en Almería.

Referencias

- Abellanas Oar B., B., Cuadros Tavira, S., Oliet Pala, J. 2004. *Estudio de optimización de las claras y clareos en la Sierra de los Filabres*. Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía. Informe no publicado.
- Ardö, J. 1998. *Remote sensing of forest decline in the Czech Republic*. Lund University Press.
- Astorga, T., Lopez, D., Carazo, N., Save, R. 1993. Efecto del viento marino en la vegetación urbana del nuevo litoral Barcelonés. *Actas II Congreso Ibérico SECH* pp. 539-545.
- Busotti, F., Ferretti, M. 1998. Air pollution, forest condition and forest decline in Southern Europe, an overview. *Environmental Pollution* 101: 49-65.
- Cámara, A., Jordán de Urries, F., Baraza, C. 2001. Determinación de las causas de decaimiento de las masas naturales de pinares de *Pinus halepensis* Mill. en la provincia de Zaragoza. *Actas III Congreso Forestal Nacional, Tomo I. Granada*. 43-48 pp.
- Camarero, J.J., Lloret, F., Corcuera, L., Peñuelas, J., Gil-Pelegrín, E. 2004. Cambio global y decaimiento del bosque. En Valladares, F. (Ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Pp. 397-423. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de Teledetección espacial. Ed. Rialp. Madrid.
- Ekstrand, S. 1994. Assessment of forest damage with Landsat TM: Correction for varying forest stand characteristics. *Remote Sensing of Environment* 47: 291-302.
- Foody, G.M. 2002 Status of land covers classification accuracy assessment. *Remote Sensing of the Environment* 80: 185-201.
- Ferretti M. (Editor), 1994. *Especies forestales mediterráneas. Guía para la evaluación de las copas*. CEE-UN/ECE. Bruselas, Ginebra.
- Gellini, R., Pantani, F., Grossoni, P., Bussotti, F. 1987. L'influence de la pollution marine sur la vegetation côtière italienne. *Bulletin d'Ecologie* 18: 213-219.
- Gimeno, B.S., Peñuelas, J., Porcuna, J.L., Reinert, R.A. 1995. Biomonitoring ozone phytotoxicity in eastern Spain. *Water Air and Soil Pollution* 85: 1521-1526.
- Guyon, J.P., 1991. Dépérissement du pin maritime (Pinus pinaster Ait.) en Vendée. Les causes écologiques. *Annales de Sciences Forestières* 48: 333-346.
- Haara, A. y Nevalainen, S. 2002. Detection of dead or defoliated spruces using digital aerial data. *Forest Ecology and Management* 160: 97-107.
- Hagner, O. y Rigina, O. 1998. Detection of forest decline in Monchegorsk Area. *Remote Sensing Environment* 63: 11-23.
- Heikkilä, J., Nevalainen, S. y Tokola, T. 2002. Estimating defoliation in boreal coniferous forest by combining Landsat TM, aerial photographs and field data. *Forest Ecology and Management* 158: 9-23.
- Innes, J.L., 1993. Forest health. Its assessment and status. CAB Int. Wallingford, UK.
- Klap, J.M., Oude Voshaar, J.H., De Vries, W., ERISMAN, J.W. 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part IV: Statistical analysis of relationships. *Water Air and Soil Pollution* . 119: 387-420.
- Macomber, , Woodcock, C.E. 1994. Mapping and monitoring conifer mortality using remote sensing in the Lake Tahoe Basin. *Remote Sensing of Environment* 50: 255-266.
- Manion, P.D. 1991. *Tree disease concepts*. Prentice Hall. Englewood Cliffs.
- Martínez Villalta, J., Piñol, J., 2002. Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161: 247-256.
- Navarro Cerrillo, R.M., Martín Sánchez, A., Ruiz Navarro, J.M. 2001. *Manual de Campo para el Inventario y Censo de Masas de Quercus Afectadas de Daños de seca*. Servicio de Ordenación de los Recursos Forestales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 26 pp.
- Navarro Cerrillo, R.M., Fernandez, A., Lara, A., Calzado, C. 2006. *Evaluación de procesos de decaimiento en masas artificiales de pino silvestre en la S^a de los Filabres*. Analisis de sus causas y alternativas de control. Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía. Informe no publicado.
- Olthof, I., King, D. J., Lautenschlager, R.A. 2004. Mapping deciduous forest ice storm damage using Landsat and environmental data. *Remote Sensing of Environment* 89, 484-496.
- Sabaté, S., Gracia, C.A., Sánchez, A. 2002. Likely effects of climate change on growth of Quercus ilex, Pinus halepensis, Pinus pinaster, Pinus sylvestris and Fagus sylvatica forest in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management* 162: 23-37.
- Sanz Sánchez, M.J., Sánchez Peña, G., Calatayud Lorente, V., Minaya Gallego, M.T., Cerveró Albert, J. 2001. *La Contaminación Atmosférica en los bosques*. Guía para la identificación de daños visibles causados por Ozono. Dirección

general de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.

San Miguel, J., Bigins, G.S. 1996. An iterative classification approach for mapping natural resources from satellite imagery. *Int. J. Remote Sensing* Vol. 17 (5): 957-981.

Serrano, L., Peñuelas, J., Ustin, S.L. 2002. Remote sensing of nitrogen and lignin in Mediterranean vegetation from AVIRIS data: Decomposing biochemical from structural signals. *Remote Sensing of Environment* 81: 355-364.

Servicio de Protección Contra Agentes Nocivos (Spcan), 2002. Manual Red CE de Nivel I. *Red de Seguimiento de daños en Bosques*. Documento interno, DGCN. Madrid.

Williams, D.L., Nelson, R.F. 1986. Use of remotely sensed data for assessing forest stands conditions in Eastern United states. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 24: 130-138.

Wulder, M.A., Dymond, C.C., White, J.C., Leckie, D.G., Carroll, A.L. 2006. Surveying mountain pine beetle damage of forests: A review of remote sensing opportunities. *Forest Ecology and Management* 221: 27-41.