

Caracterización de la situación posincendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales

Characteristics of areas affected by fire in 2005 at Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) as assessed from multispectral images

RAFAEL M^a NAVARRO CERRILLO^{1*}, ANTONIO HAYAS¹, ALFONSO GARCÍA-FERRER²,
ROCÍO HERNÁNDEZ CLEMENTE¹, PAMELA DUHALDE³ & LUIS GONZÁLEZ⁴

¹ Departamento de Ingeniería Forestal, ETSI Agrónomos y de Montes, Universidad de Córdoba, Córdoba, España

² Departamento de Ingeniería Cartográfica ETSI Agrónomos y de Montes, Universidad de Córdoba, Córdoba, España

³ Corporación Nacional Forestal (CONAF), XII Región, Chile

⁴ Departamento de Manejo de Recursos Forestales, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile;

*e-mail para correspondencia: irlnacer@uco.es

RESUMEN

El uso de sensores remotos para la evaluación de la severidad es una de los aspectos más importantes en el estudio de grandes incendios, así como la aplicación de los resultados para el proceso de restauración. En este trabajo se ha estudiado la aplicación de imágenes de los sensores Landsat ETM+ y ASTER para evaluar la vegetación previa, la superficie recorrida por el fuego y los daños producidos por el incendio ocurrido en el año 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile). Los resultados obtenidos indican que el índice delta NBR es bastante versátil para evaluar la superficie afectada, estimada en este caso en 17.138 ha, así como la severidad de los daños (Fiabilidad = 81,5 %; $\kappa = 0,73$). Por otro lado, se ha confirmado la adecuación del uso de imágenes Landsat ETM+ para mejorar la calidad de los mapas de vegetación previa a la ocurrencia del fuego (Fiabilidad = 79,5 %; $\kappa = 0,75$). La combinación de esta información se ha podido aplicar para apoyar la restauración del área afectada por el incendio. Sin embargo, los resultados también han mostrado algunas limitaciones de los sensores, en particular en la definición de ecosistemas con representaciones superficiales pequeñas y/o fragmentadas, lo cual sugiere que el uso de sensores de mayor resolución espacial puede mejorar los productos cartográficos finales y, por tanto, la calidad de los trabajos de restauración.

Palabras clave: incendios forestales, vegetación patagónica, severidad, Normalized Burn Ratio.

ABSTRACT

The use of remote sensors is one of the most important aspects in the study of large fires for an assessment of their severity, as well as the application of the results to the restoration process. This work has studied the application of images from the Landsat ETM + ASTER sensors in order to evaluate the prior vegetation, the surface burned and the damage caused by a fire occurring in 2005 in the National Park of Torres del Paine (Chile). The results obtained indicate that the delta NBR index is reasonably versatile for evaluating the affected surface, in this case estimated at 17.138 ha, as well as the damage severity (Reliability = 81.5 %; $\kappa = 0.73$). In addition, the suitability of using Landsat ETM+ images to improve the quality of maps of vegetation prior to the fire (Reliability = 79.5 %; $\kappa = 0.75$.) has been confirmed. It has been possible to apply a combination of this information to assist in the restoration of the fire-affected area. However, the results have also shown some limitations in the sensors, particularly in the definition of ecosystems with small and/or fragmented surface representations, which suggests that the use of sensors with a greater spatial resolution could improve the final cartographic products, and, therefore, the quality of the restoration works.

Key words: forest fires, Patagonian vegetation, severity, Normalized Burn Ratio.

INTRODUCCIÓN

En Chile se declaran un promedio de 5.471 incendios que afectan a una superficie media anual de 52.254 ha, y producen daños fundamentalmente a formaciones de matorral (30 %), bosques nativos (26 %) y pastizales (26 %). Unos 40 incendios anuales exceden de 200 ha y pueden alcanzar superficies superiores a las 10.000 ha, siendo los que causan los mayores daños y, en conjunto, queman el 67 % de la superficie afectada en el país (Hattenhoff 1998).

El fuego es un elemento, que bien de una manera natural o utilizado por el hombre, ha modelado la mayoría de los ecosistemas forestales. Como elemento natural, ha contribuido a la selección de especies, a la composición de las formaciones vegetales y a su estabilidad o alternancia (Agee 1993). Sus efectos, destructores o renovadores, dependen de factores intrínsecos que definen el régimen del incendio (frecuencia, intensidad, tamaño y forma del incendio, y época) y de otros propios de las condiciones físicas y de la vegetación afectada (clima, geomorfología, topografía, suelos, composición florística y fenología). A ellos hay que añadir la competencia entre las especies, regulada por los propios incendios, que pueden facilitar la instalación de las más resistentes o mejor dotadas para regenerarse rápidamente eliminando las más sensibles al fuego (Agee 1993). En los bosques andino-patagónicos se han propuesto modelos dinámicos de respuesta de la vegetación al fuego en bosques de *Nothofagus* sp. (Roig et al. 1983, Faggi & Cagnoni 1996, Veblen et al. 1996, Raffaele & Veblen 2001), y tundra magallánica (Roig et al. 1983).

La teledetección permite una observación sistemática de toda la superficie terrestre, en bandas del espectro sensibles a la discriminación de la señal quemada (Chuvienco 2002). En este sentido, las imágenes de satélite son una alternativa muy adecuada para estudiar el impacto del fuego en la vegetación, lo cual es muy importante para conocer la severidad del incendio y la dinámica posincendio de los ecosistemas. Estas propiedades explican el uso de esta técnica en el ámbito de los incendios forestales en los últimos años, tanto a escala regional (Justice & Giglio 2002) como local (García-Haro et al. 2001, Miller & Yool 2002, van Wagtenonk et al. 2004). En el primer caso

los trabajos se han basado principalmente en imágenes del sensor NOAA-AVHRR (Martín & Chuvienco 1995), aunque también se comienza a utilizar otros sensores como el SPOT-Vegetation (Stroppiana et al. 2002) o el Terra-Modis (Roy et al. 2006). Por su parte, a escalas locales, los sensores Landsat-TM y ETM+ han sido sin duda los más utilizados (van Wagtenonk et al. 2004).

La aplicación de los sensores remotos para la cartografía de daños derivados del fuego es más reciente. Tradicionalmente, los métodos de análisis de severidad se han centrado en la evaluación de la regeneración postincendio mediante el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), utilizando imágenes de los sensores MSS (Multispectral Scanner), TM (Thematic Mapper) y ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) (White et al. 1996, Díaz-Delgado et al. 2003). Más recientemente se ha utilizado el cociente normalizado del área quemada: NBR (Normalized Burnt Ratio) (Key & Benson 1999, 2005, Miller & Yool 2002). La diferencia multitemporal de los valores del NBR obtenidos antes y después del fuego se conoce comúnmente como el delta NBR (dNBR). Esta diferencia, pretende potenciar la discriminación de las áreas quemadas de las que no lo están, y proporcionar un índice escalado del grado de cambio causado por el fuego y, por tanto, de la severidad de los daños (Key & Benson 2005).

En los últimos años, y debido a los problemas del sensor Landsat ETM+, se ha empezado a utilizar el sensor ASTER en los estudios de incendios (Csiszar et al. 2004). Por ejemplo, para la discriminación de daños Hudak et al. (2004), aplicando el índice dNBR con imágenes del sensor ASTER, mejoraron la discriminación de daños obtenidas respecto a otros sensores de similares características. En este contexto, el Burn Severity Mapping Project (USA) (Key & Benson 2002) recomienda su utilización como sustituto de Landsat, puesto que las resoluciones espacio-temporales y radiométricas son muy similares.

Los objetivos de este trabajo son (1) cartografiar la vegetación previa en el área afectada por el incendio del 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine a partir de imágenes del sensor Landsat ETM+, (2) determinar el perímetro del incendio y evaluar los daños producidos por el fuego a partir de imágenes del sensor ASTER.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque Nacional Torres del Paine se encuentra localizado en la provincia de Última Esperanza, Región de Magallanes y Antártica Chilena (Fig. 1), y tiene una superficie actual de 242.242 ha (Peralta 1980). La precipitación media anual es de 707,3 mm, y la temperatura media anual es de 7,2 °C, siendo la media de enero 10,8 °C y la de julio 2 °C. La altitud está comprendida entre los 70 y los 3.050 m de altitud, con una pendiente media del 20 %. Presenta una litología originada por depósitos de origen volcánico, que generan andisoles con diferentes grados de desarrollo y espesor.

El incendio del Parque Nacional Torres del Paine se inició el día 17 de febrero de 2005, en el sector del desagüe de la Laguna Azul (coordenadas UTM X: 653.700-Y: 4.358.450, Huso 18), y se extinguió 18 días después. La superficie total del área afectada dentro de los límites administrativos del PNTP se estimó en 11.700 ha, y 3.800 ha en terrenos particulares, lo que totaliza 15.500 ha.

Las comunidades vegetales dominantes en el Parque Nacional Torres del Paine son la estepa patagónica, el matorral preandino y el bosque magallánico decido (Gajardo 1995, Garay & Guineo 2003). La estepa patagónica (cotas < 300 m de altitud) corresponde a comunidades de gramíneas perennes, de altura baja a media, donde la especie dominante es la

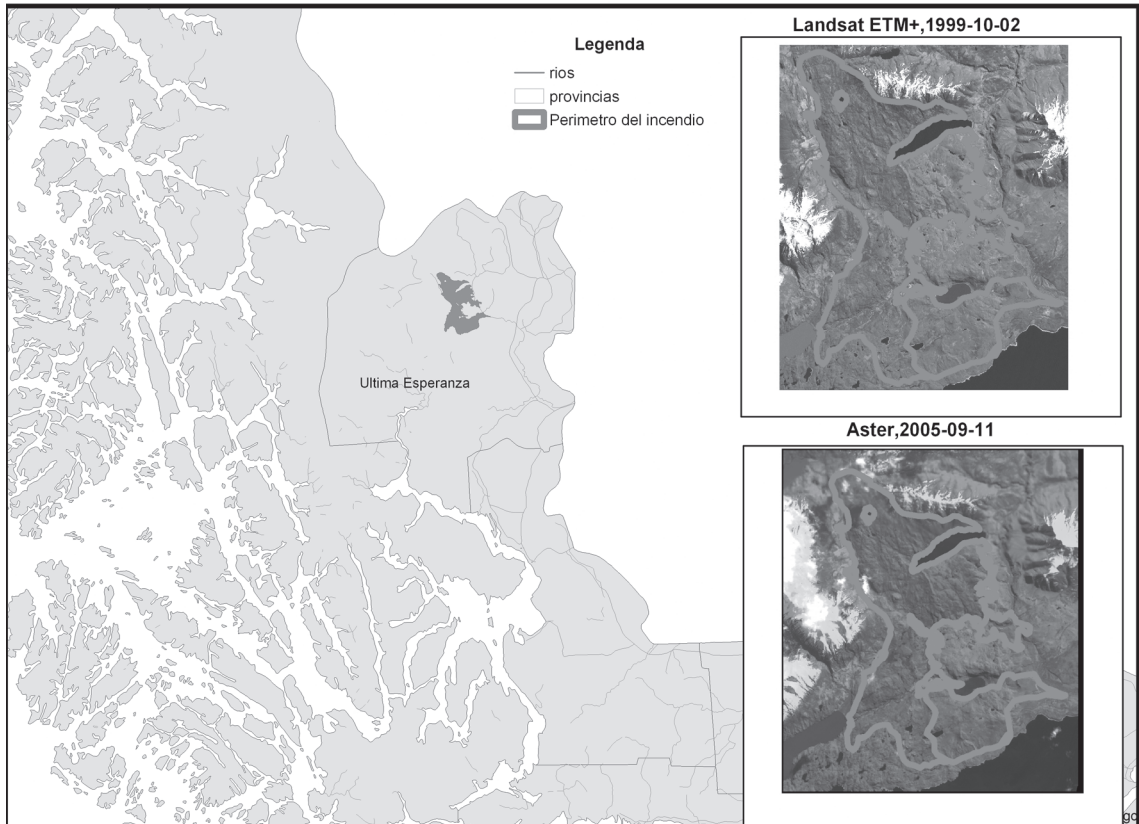


Fig. 1: Mapa de localización del Parque Nacional Torres del Paine, Chile y del área afectada por el incendio acaecido en febrero del 2005. a partir del perímetro digitalizado sobre la imagen clasificada con el índice delta NBR realzado con un filtro de color. Los tonos malvas reflejan el área del incendio. Las nubes pueden distinguirse en diferentes tonos de verde.

Map for locating the National Park of Torres del Paine, Chile, and the area affected by the fire occurring there in February, 2005, taking the perimeter digitized on the image classified with the delta NBR index made with a color filter. The shades of mauve reflect the area of the fire. The clouds can be distinguished in different shades of green.

Festuca gracillima Hooker f. Puede o no presentarse un estrato arbustivo, con valores bajos de cobertura (*Adesmia boronioides* Hooker f., *Berberis buxifolia* Lam., *B. empetrifolia* Lam., y *Juniella tridens* (Lag.) Mold.). El matorral preandino se ubica en mesetas y llanuras altas y onduladas entre los 100 y los 300 msnm, sobre terrenos áridos rocosos, expuestos y en pendiente. Domina el matorral xerófito con presencia de *Mulinum spinosum* (Cav.) Pers., y arbustos dispersos de *Nothofagus antarctica* (Foster f.) Oersted, *Berberis buxifolia*, *Anathrophyllum desideratum* (DC) Bentham, *Discaria chacaye* (G. Don), y *Baccharis magellanica* (Lam.) Pers. Por último, el bosque magallánico deciduo se distribuye en áreas de elevada precipitación (sobre los 400 mm anuales y cotas entre los 300 y los 1.000 m de altitud), y en donde ha sido posible el desarrollo de suelos forestales. En la zona domina la asociación de *Nothofagus pumilio* (Poeppig y Ende) Krasser, la única especie arbórea, con un estrato arbustivo pobre en sus bordes y claros, donde se asocian con algunas especies de matorral como *Berberis ilicifolia* L.f., *Maytenus magellanica* (Lam.) Hooker f., *Berberis buxifolia*. Ocasionalmente encontramos rodales de bosque magallánico mixto, que se desarrolla sobre los 400 msnm con una precipitación superior a 800 mm anuales donde la lenga se asocia al *Nothofagus betuloides* (Mirbel) Oersted.

Bases cartográficas

La base cartográfica se obtuvo del catastro forestal de la XII Región (CONAF-CONAMA 1997) y de los mapas de vegetación elaborados por la Universidad Austral de Chile para la zona de estudio. La cartográfica utilizada fue la siguiente: (a) mapa topográfico de la Región de Magallanes y Antártica Chilena en formato digital, escala 1:250.000 (Sistema Nacional de Información Ambiental de Chile), (b) mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Magallanes y Antártica Chilena en formato digital, escala 1:50.000 (Corporación Nacional Forestal de Chile), (c) mapa de usos y coberturas vegetales del suelo del entorno Parque Nacional Torres del Paine en formato digital, escala 1:50.000 (Universidad Austral de Chile), (d) modelo digital de elevaciones de resolución

espacial 90 x 90 m (Shuttle Radar Topography Mission; <http://glcg.umiacs.umd.edu/index.shatml>), (e) modelo digital de elevaciones de resolución 30 x 30 metros, generado a partir de las escenas Aster en los sectores Lago Sarmiento y Laguna Amarga, (f) mapa de senderos del Parque Nacional Torres del Paine en formato digital, escala 1:50.000 (Sistema Nacional de Información Ambiental de Chile), (g) mapa de cuerpos de agua y ríos del Parque Nacional Torres del Paine en formato digital, escala 1:50.000 (Corporación Nacional Forestal de Chile), y (h) mapa del área estimada del incendio en formato digital (Corporación Nacional Forestal de Chile).

Diseño del inventario forestal

Se diseñó un inventario estratificado por tipos de vegetación previa al fuego, levantando las parcelas y los puntos de control al azar por los distintos estratos, incluyendo todas las formaciones presentes y los niveles de daño que podían presentar. Se optó por realizar este tipo de muestreo debido a que la distribución de las formaciones vegetales y de los daños era muy discontinua y fragmentada. El muestreo de campo se realizó entre los días 22 y 29 de noviembre de 2005 por personal de la CONAF. En este trabajo se levantaron dos tipos de parcelas: parcelas de entrenamiento destinadas a la clasificación de la cartografía de vegetación y de evaluación de daños (n = 80) y un conjunto de puntos de control (n = 132) para la validación de las cartografías obtenidas. Las parcelas se correspondían con una superficie mínima cuadrada de 1 hectárea, homogénea en cuanto a composición y estructura vegetal, nivel de daños y topografía. Las variables medidas en cada parcela fueron las siguientes: (a) localización: las parcelas se georreferenciaron por medio de GPS (Garmin 76) en coordenadas UTM para el Huso 18 Sur; (b) tipo de cobertura afectada: se asignó el tipo de vegetación según la composición y la estructura de las comunidades presentes en la parcela, indicando en cada caso su composición específica. En el caso de daños extremos se hizo observando los restos de vegetación y por similitud con zonas próximas de menor afección; (c) nivel de daño mediante estimación visual siguiendo el criterio propuesto por Navarro et al. (2004): “sin afectar” (no se aprecia ningún tipo de daños sobre la

vegetación), “moderado” (incendio de superficie, con el arbolado y el sotobosque afectados, pero sin llegar a destruir la totalidad de la vegetación –fracciones de copas sin afectar–, quedando suficiente material vegetativo aéreo como para esperar una recuperación aceptable de la vegetación); y “extremo” (el fuego ha destruido el estrato arbóreo, arbustivo y matorral. Se conservan restos de follaje seco en las copas o estas aparecen totalmente carbonizadas.

Se realizaron fotografías panorámicas con una cámara digital, en las direcciones de los cuatro puntos cardinales en cada parcela. Además, se realizaron observaciones del lugar basadas principalmente en la observación del regenerado y en la descripción de los daños y las comunidades afectadas, así como de la topografía del terreno.

Imágenes de satélites

Se dispuso de un total de tres escenas, una previa al incendio procedente del sensor Landsat 7 ETM+ (Enhance Thematic Mapper Plus), y dos escenas Aster (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) consecutivas posteriores al fuego (Fig. 1, Tabla 1). La imagen Landsat se obtuvo del Global Land Cover Facility (<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>), y las escenas ASTER fueron suministradas por la empresa AURENSIS, S.L. El preprocesado que presentaba la imagen Landsat descargada era del tipo L1G (ortorrectificada y geoméricamente corregida). Las imágenes ASTER, sin embargo, fueron suministradas con un nivel de preprocesamiento L1A, que no incluía las correcciones geométricas.

Las escasas distorsiones observadas fueron corregidas mediante el método de puntos de control propuesto por Meliá et al. (1996), a

partir de 30 puntos identificados en la imagen Landsat (imagen de referencia). El error medio cuadrático (RMS) para el cálculo de las funciones de transformación fue de 0,47 píxeles. Por último, se realizó la transferencia de los ND originales a la nueva posición, utilizando el método del vecino más próximo (Chuvieco 2002).

La transformación de los ND a valores de radiancia se hizo a partir de los ficheros de cabecera de la imagen (calibrado de radiancias, ángulos de iluminación y adquisición), utilizando la ecuación propuesta por Chuvieco (2002) para Landsat y la ecuación descrita por Abrams et al. (1999) para ASTER. A continuación se transformaron los valores de radiancia a valores de reflectividad en el techo de la atmósfera usando la fórmula de Markham & Barker (1986) y los datos publicados por Thome et al. (2001). Las correcciones atmosféricas se realizaron con el método del objeto oscuro (Chávez 1996) en cada una de las bandas mediante la corrección de los histogramas por sus valores mínimos desplazándolos hacia el cero.

Con el objetivo de aprovechar las posibilidades de las escenas ASTER en la zona espectral del infrarrojo para el cálculo del NBR (Normalized Burnt Ratio) (Miller & Yool 2002) de forma compatible con la información derivada de las escenas Landsat, se utilizó un muestreo espectral (Spectral Resampling). El muestreo espectral consiste en utilizar el centro de la longitud de onda y el ancho correspondiente a cada una de las bandas de la imagen multiespectral de entrada (Aster), para su transformación en un rango espectral homogéneo al de las bandas de la imagen Landsat ETM+. Por último, para facilitar la clasificación de las imágenes, las bandas del visible y del infrarrojo próximo se remuestrearon a un tamaño de 30 x 30 m por el

TABLA 1

Relación de imágenes utilizadas en el estudio posincendio del PN Torres del Paine

List of images used in the post-fire study of the Torres del Paine National Park

Fase	Sensor	Escena	Ángulo de elevación	Distancia sol-tierra	Azimuth
Anterior al incendio	Landsat ETM+	1999-10-02	33,0688123	0,9912	45,1532660
Posterior al incendio	Aster	2005-09-11T11:20	26,812909	1,0079	36,110695
Posterior al incendio	Aster	2005-09-11T14:42	26,812909	1,0079	36,110695

método del vecino más próximo (Chuvieco 2002). El resultado fue una imagen compuesta de seis bandas del mismo rango espectral que las que integran una escena Landsat ETM+.

Determinación de la vegetación previa al incendio

La cartografía de la vegetación preexistente en el área de estudio se realizó mediante una clasificación supervisada de la imagen Landsat utilizando la leyenda de la cartografía de usos del suelo elaborada por la CONAF-CONAMA (1997). En dicha cartografía, se recogen ocho categorías distintas para las especies forestales del área de estudio, en función del grado de cobertura, de la edad de la masa y del porte de las especies dominantes. La leyenda seleccionada incluyó tres categorías para usos no forestales (ríos, suelo desnudo y nieve) y cuatro categorías forestales determinadas por el subtipo forestal dominante, estepa patagónica, matorral preandino, formaciones de lenga y formaciones de ñirre, lo que supone un total de siete categorías diferentes.

La clasificación supervisada se generó a partir de la firma espectral característica de cada categoría, determinada en las áreas de entrenamiento. En este estudio se tomaron entre 11 y 12 puntos por cada categoría ($n = 80$ total), intentando, abarcar las variaciones espaciales que presentaba cada categoría (orientación, pendiente y densidad). A partir de las áreas de entrenamiento se seleccionaron parcelas de 3×3 píxeles para cada uno de ellos, de modo que las firmas espectrales calculadas para cada categoría estuvieran compuestas por un total de 99-108 píxeles cada una. Posteriormente las firmas espectrales de cada categoría se utilizaron para normalizar el resto de la escena.

Cartografía del perímetro del incendio

El perímetro se determinó mediante el cálculo del NBR (Normalized Burnt Ratio Miller & Yool 2002) definido como:

$$\text{NBR} = (\rho_{\text{IRC}} - \rho_{\text{SWIR}}) / (\rho_{\text{IRC}} + \rho_{\text{SWIR}}),$$

donde ρ_{IRC} y ρ_{SWIR} son las reflectancias registradas en el infrarrojo cercano y el infrarrojo medio respectivamente.

Se calculó el NBR de ambas escenas, la previa (Landsat ETM+) y la posterior al incendio (ASTER), cuyo resultado fue una imagen cuyo rango de valores oscila entre -1 y 1. De la diferencia entre el NBR anterior y posterior al incendio se obtuvo una imagen donde se destaca el área recorrida por el fuego respecto a la zona no afectada, que se digitalizó directamente sobre la imagen del índice delta NBR (Cocke et al. 2005), mediante un realce de color. Los valores obtenidos en esta imagen se consideraron como la medida de perímetro más fiable de acuerdo a los resultados de Key & Benson (2001, 2005).

Generación de la cartografía de daños

La generación de la cartografía de daños se realizó mediante una clasificación supervisada de la imagen satélite, estableciendo una relación entre los valores digitales de la imagen y los valores determinados en campo. La función de asignación se determinó mediante un análisis discriminante utilizando el método de máxima verosimilitud (Maximun Likelihood) (Chuvieco 2002).

Las firmas espectrales se procesaron para las tres categorías de daño descritas en los muestreos. La signatura de cada clase de daño se obtuvo a partir de los puntos de entrenamiento delimitando parcelas de 3×3 píxeles. Se seleccionaron 30 puntos de control que figuraban con daño extremo y otros 30 con daño moderado, y 20 para la clase que no presentaba daño. La firma espectral estuvo determinada por una composición de la escena ASTER más el dNBR obtenido a partir de esta. Además se incorporó una banda de iluminación obtenida del modelo digital de elevaciones y las condiciones de iluminación de la imagen, determinadas por el ángulo de elevación solar y el azimut en el momento de toma de la escena.

Validación de los resultados obtenidos de las clasificaciones supervisadas

Los resultados obtenidos en las clasificaciones supervisadas de la vegetación preexistente y la cartografía de daños se validaron mediante matrices de confusión (Foody 2002). Las matrices de confusión se realizaron utilizando 132 puntos de control suministrados por el

personal de la CONAF para la cartografía de vegetación distribuidos en las categorías de estepa, matorral, ñirre y lenga, debido a que no existían datos para el resto de las clases (suelo desnudo, nieve, ríos y lagos), y 71 puntos de control para la cartografía de daños.

El procesamiento digital de las imágenes se hizo con los programas informáticos ERDAS 8.7, ArcMap 8.2, ENVI 4.0 y MultiSpecW32. El tratamiento estadístico de los datos se llevó a cabo mediante los programas Microsoft Excel y SPSS versión 13.0.

RESULTADOS

Cartografía de la vegetación previa al incendio

En la clasificación supervisada de la escena anterior al incendio (Landsat ETM+, 02-10-1999) se identificaron tipos de vegetación distintos, correspondientes a estepa patagónica (6.939 ha, 39,6 %), matorral preandino (5.744 ha, 32,8 %), ñirre (1.276 ha, 7,3 %), lenga (2.536 ha, 14,5 %), suelos desnudos (740 ha, 4,2 %), agua (252 ha, 1,4 %) y nieve (34,9 ha, 0,2 %). El mapa resultante de dicha clasificación se muestra en la figura 2.

Las firmas espectrales determinadas para las categorías de vegetación y uso del suelo (datos no incluidos) para las bandas 1-5 y 7 de Landsat ETM+ indican una mayor separabilidad entre categorías con y sin vegetación, especialmente entre la categoría correspondiente a nieve y el resto, donde los valores de separabilidad fueron muy elevados. Dentro de la vegetación, las categorías con mayor proximidad espectral y, por tanto, con mayor riesgo de confusión en la clasificación corresponden a las categorías de estepa, matorral y ñirre. No obstante, la diferencia espectral es lo suficientemente significativa como para obtener una cartografía acertada atendiendo a la dominancia en coberturas de dichas especies. Entre las clases de vegetación las masas de lenga mostraron los valores más altos de separabilidad. Las superficies ocupadas por cada categoría dentro del perímetro del incendio se muestran en la Tabla 1.

La matriz de confusión realizada para el cálculo de la fiabilidad de la cartografía de vegetación previa al incendio se muestra en la

Tabla 2. La fiabilidad global obtenida en la clasificación para los tipos de vegetación estepa, matorral, lenga y ñirre fue de un 79,5 % con un coeficiente Kappa de 0,75, siendo la fiabilidad total del productor del 78,75 % y la del usuario de un 80,25.

TABLA 2

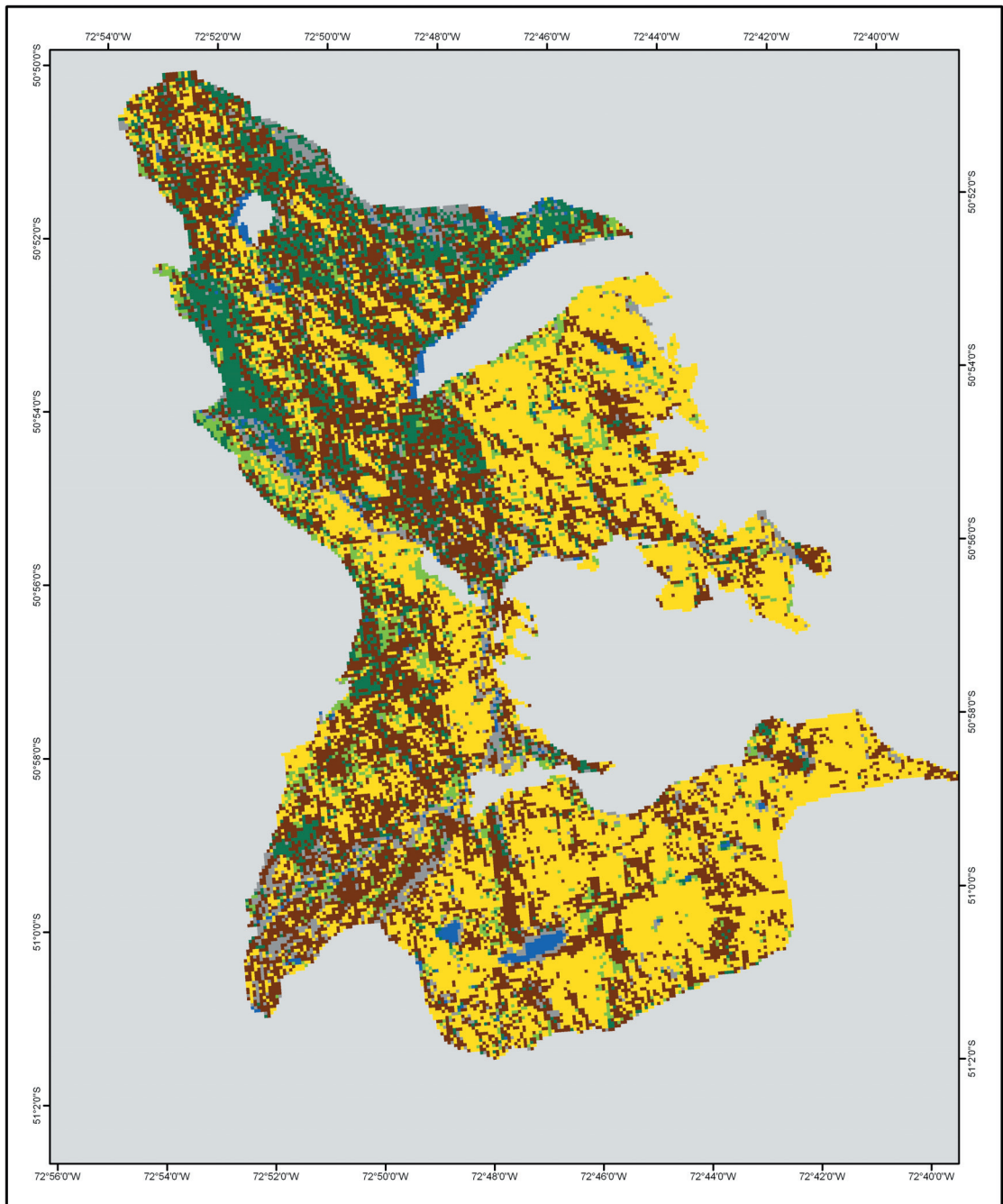
Superficies y perímetros determinados mediante GPS, ortofoto y digitalización de la imagen del índice delta NBR

Surfaces and perimeters determined by GPS, orthophoto and digitization of the delta NBR index image

	Superficie afectada (ha)	Perímetro (km)
Delta NBR	17.138	158,45
GPS (CONAF)	15.471	152,30
Ortofoto (Univ. De Valdivia)	14.860	103,90
Diferencia entre dNBR y GPS	1.667	6,15
Diferencia entre dNBR y Ortofoto	2.278	54,55

Determinación del perímetro del incendio

La superficie afectada y el perímetro obtenidos mediante la diferencia entre el NBR anterior y posterior al incendio se comparó con los valores determinados mediante GPS por la CONAF y los obtenidos por el personal de la Universidad de Valdivia mediante digitalización de fotografías aéreas (Fig. 3, Tabla 3). En la Fig. 3A pueden apreciarse muchas coincidencias en el trazo del perímetro delimitado por la CONAF y el obtenido sobre la imagen del índice delta NBR. Por el contrario, en la Fig. 3B, donde se compara el perímetro delimitado por la Universidad Austral a partir de ortofotos y el obtenido aplicando la metodología propuesta en este trabajo, las variaciones en la forma son más evidentes. Las diferencias entre la superficie medida con GPS y la obtenida en la imagen fue de 1.667 ha (Tabla 3), y de 2278 ha para el valor obtenido mediante ortofoto, lo que supone en ambos casos una subestimación de la superficie frente al dato derivado de la imagen. Igualmente, el perímetro medido a partir de la imagen es mayor que el registrado a partir de ortofotos (-54,55 km) y GPS (-6,15 km).



MAPA DE VEGETACIÓN PREVIA AL INCENDIO

FUENTE: Clasificación supervisada de la escena Landsat ETM+ 1999-10-02

ESCALA 1:75.000



Leyenda








Ocupación del suelo	
	matorral preandino
	masas de firre
	estepa patagónica
	nieve
	ríos y lagos
	masas de lenga
	suelo desnudo

Fig. 2: Clasificación supervisada de la vegetación previa al incendio de 2005 en el P.N. Torres del Paine.

A supervised classification of the vegetation prior to the 2005 fire in the National Park Torres del Paine.

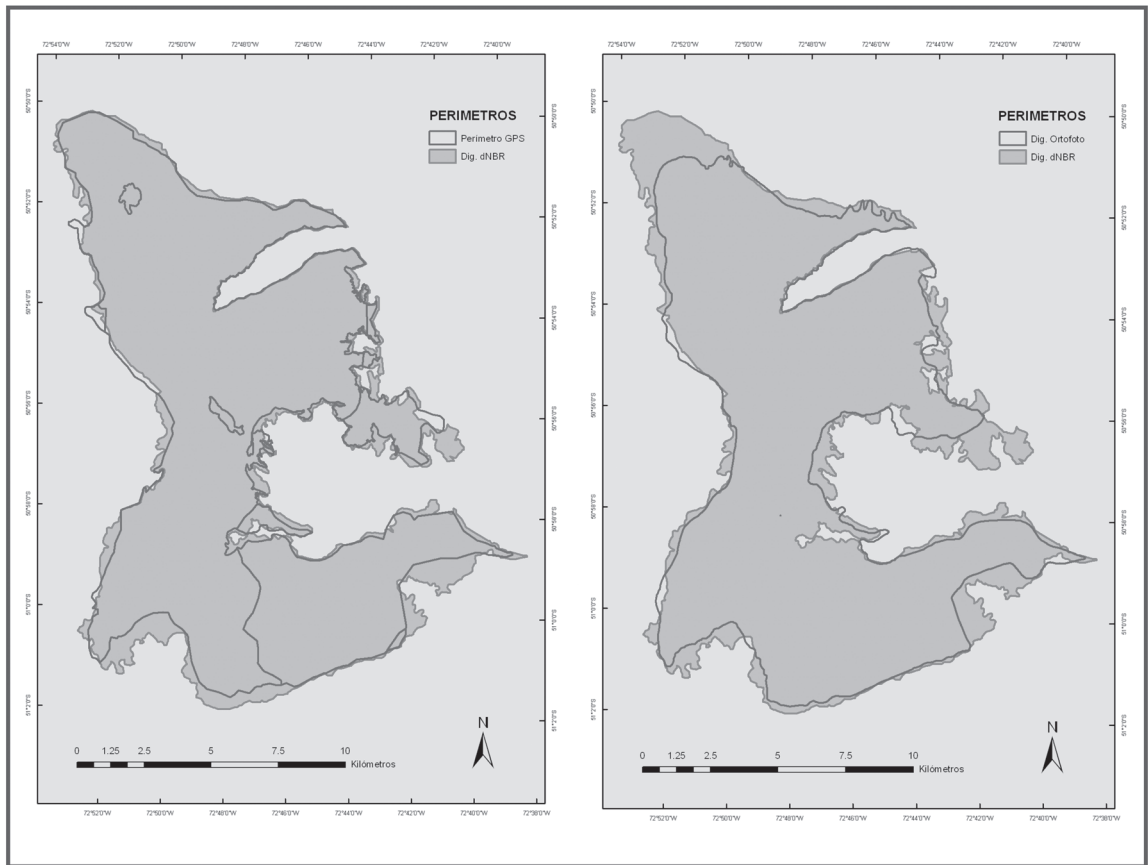


Fig. 3: Comparación del perímetro resultante mediante digitalización sobre la imagen clasificada con el índice delta NBR con los proporcionados por la CONAF (a) y la Universidad de Valdivia (b).

Comparison of the resulting perimeter by digitization on the image classified with the delta NBR index to those supplied by the CONAF (a) and the University of Valdivia (b).

TABLA 3

Matriz de confusión para la verificación de la clasificación supervisada de la vegetación previa al incendio a partir de los puntos de control de campo (n = 132)

Confusion matrix for the verification of the supervised pre-fire vegetation classification using the field control points (n = 132)

	Estepa	Matorral	Lenga	Ñirre	Suma	Error absoluto de omisión	Fiabilidad del productor (%)
Estepa	35	3	2	1	41	6	83
Matorral	3	28	3	1	35	7	74
Lenga	2	3	21	4	30	9	70
Ñirre	0	0	3	23	26	3	88
Suma	40	34	29	29	132		
Error absoluto de comisión	5	6	8	6			
Fiabilidad del usuario (%)	88	82	72	79			

Clasificación de daños producidos por el fuego

La clasificación supervisada de los daños se hizo para las categorías de afección extrema, moderada y nula. La separabilidad entre clases se incrementó añadiendo a la composición de bandas el delta NBR obtenido con anterioridad. La cartografía resultante por este procedimiento se muestra en la Fig. 4. Las firmas espectrales determinadas para las distintas clases de daño (datos no incluidos) mostraron que las clases de daño extremo y moderado presentan reflectividades significativamente mayores que las zonas no dañadas en la banda correspondiente al infrarrojo cercano (banda 4) e inferiores en el infrarrojo medio (banda 7). Los valores obtenidos para el delta NBR son progresivamente menores conforme aumenta el grado de daño. La mayor separabilidad se observó entre la clase extrema y nula, y la más baja entre el daño moderado y el resto. En todo caso los valores obtenidos fueron suficientemente altos para todas las clases para permitir una clasificación fiable. La fiabilidad de la clasificación obtenida se muestra en la matriz de confusión de la Tabla 4 elaborada con los resultados obtenidos. La fiabilidad del productor obtenida con la clasificación supervisada es del 81 % mientras que la del usuario es del 82 %, siendo la fiabilidad global proporcionada del 81,5 %, con un coeficiente Kappa de 0,73, que indica un buen grado de concordancia.

Determinación de las áreas de actuación prioritaria

Las áreas prioritarias de manejo fueron resultado del cruce realizado entre la cartografía obtenida de los tipos de vegetación de vegetación previa al incendio y de la cartografía de daños. Para calcular las áreas de actuación prioritaria se seleccionaron únicamente las clases derivadas del cruce con daños moderados y extremos para las formaciones de lenga y ñirre y para formaciones de matorral con abundante presencia de ñirre y/o lenga. En la Tabla 5 se observa la superficie afectada según las diferentes formaciones presentes en función de los distintos grados de daño sufridos. La formación que sufrió más daños fue la estepa patagónica, seguida de las formaciones de

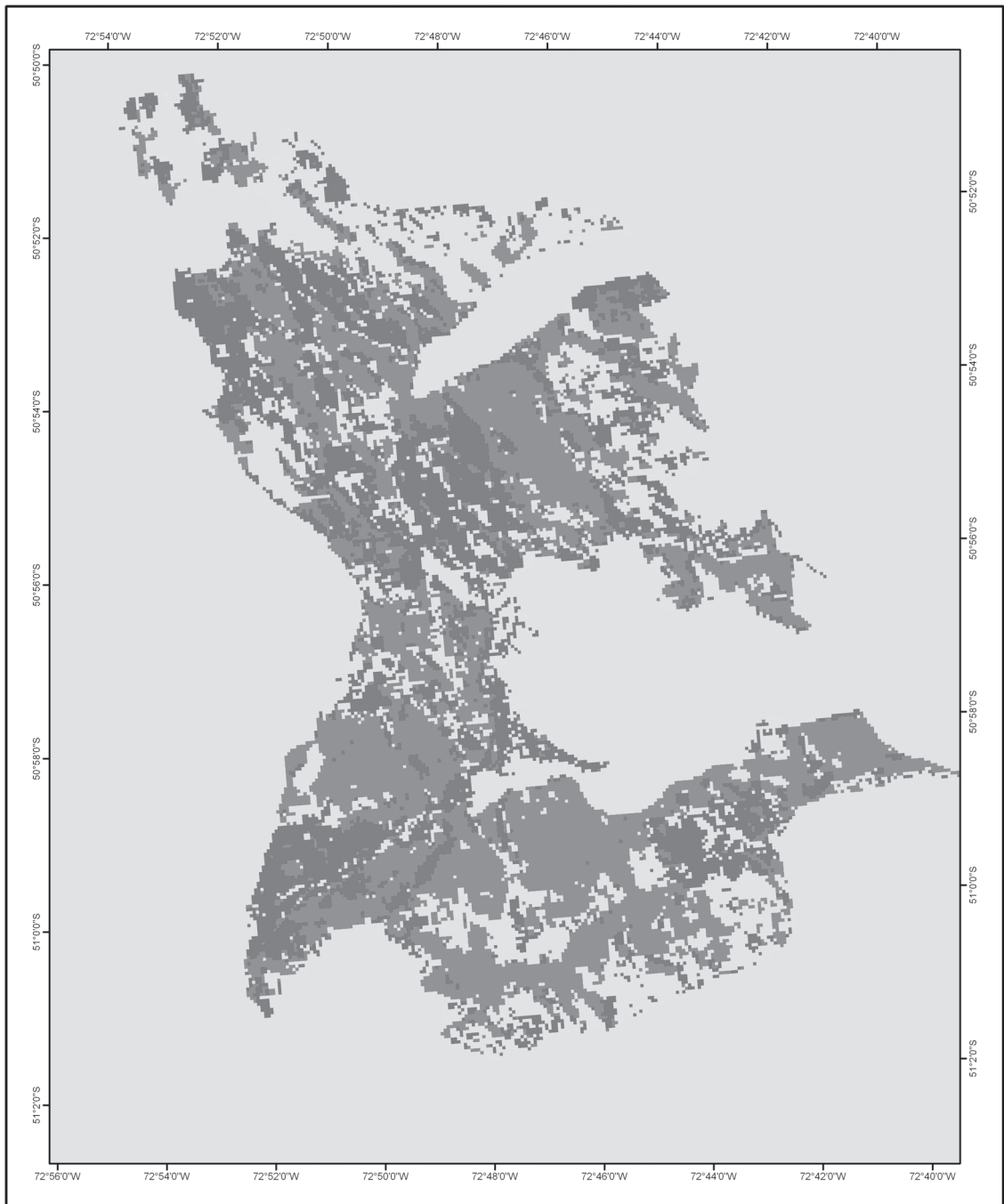
matorral preandino, mientras que los tipos forestales lenga y ñirre fueron afectados en menor superficie (1.558 ha y 989 ha respectivamente).

La estepa patagónica presentó el porcentaje más alto de superficie afectada en grado extremo (56 % respecto al total de superficie de estepa evaluada). El daño moderado, en porcentaje relativo, más alto correspondió a las masas de lenga (50 %), mientras que en las masas de ñirre registraron los porcentajes sin daño más bajos (28 %). En conjunto, la superficie de matorral presentó los daños más importantes, con un 49 % de su superficie afectada en grado extremo y un 36 % en moderado, lo que supone que el 86 % de la superficie ocupada por esta formación presentó daños importantes, aunque con valores muy similares a la estepa. El porcentaje de superficie correspondiente a suelos desnudos, ríos y lagos, junto a la superficie no clasificada por presencia de nubes se recoge en una columna aparte que representa el 19 % del total.

DISCUSIÓN

La aplicación de imágenes de sensores remotos ha permitido evaluar el impacto del incendio de Torres del Paine sobre las comunidades vegetales mediante la realización de una cartografía de vegetación previa al incendio y la evaluación de niveles de daños producidos por el fuego. La capacidad del índice delta NBR, apuntada por diversos autores (Miller & Yool 2002, Key & Benson 2002, 2005) para discriminar superficies afectadas por incendios forestales frente a las que no presentan daños, parece confirmarse en este trabajo.

El mapa de vegetación obtenido de la clasificación supervisada de la imagen Landsat ETM+ resultó de mayor detalle que el mapa de vegetación elaborado por la CONAF a partir de ortofotos. La distribución de las unidades de vegetación aparece más fragmentadas, coincidiendo con las descripciones que hace Garay & Guinea (2003) de la vegetación para esta zona. La proximidad espectral entre las clases de vegetación clasificadas puede deberse al similar comportamiento reflexivo de las categorías de lenga y ñirre, puesto que, no solo se trata de especies muy próximas botánicamente, sino que, además, tienen unas características morfológicas (estructura de



MAPA DE DAÑOS PRODUCIDOS POR EL INCENDIO

FUENTE: Clasificación supervisada de la escena Aster posterior al incendio

ESCALA 1:75.000



Clases de daño

- moderado
- extremo
- nulo o leve

Fig. 4: Mapa de daños obtenido de la clasificación supervisada de la escena Aster posterior al incendio a partir de la composición de bandas del VIRN y el SWIR más el delta NBR.

Map of damage, obtained from the supervised classification of the Aster scene after the fire, starting from the composition of the bands of the VIRN and the SWIR plus the delta NBR.

TABLA 4

Matriz de confusión para la verificación de la clasificación supervisada de daños a partir de los puntos de control de campo (n=71)

Confusion matrix for the verification of the supervised damage classification using the field control points (n=71)

	Nulo	Moderado	Extremo	Suma	Error absoluto de omisión	Fiabilidad del productor (%)
Nulo	15	4	0	19	4	79
Moderado	3	20	3	26	6	77
Extremo	0	3	23	26	3	88
Suma	18	27	26	71		
Error absoluto de comisión	3	7	3			
Fiabilidad del usuario (%)	83	74	88			

TABLA 5

Superficie en hectáreas de las diferentes formaciones según categorías de daños. El campo “Otros” representa los suelos desnudos, ríos y lagos que se encuentran dentro del perímetro. La categoría “sin clasificar” corresponde a áreas con nubes o sombras

Surface in hectares of the different formations, according to damage categories. The item “Others” represents the bare soils, rivers and lakes found inside the perimeter. The category “non classified” corresponds to areas with cloud or shadow

	Estepa	Matorral	Ñirre	Lenga	Otros
Extremo	3.640,10 (56,97 %)	2.051,26 (46,47 %)	467,86 (42,47 %)	504,49 (32,37 %)	–
Moderado	1.552,62 (24,30 %)	1.527,19 (36,83 %)	243,84 (24,63 %)	783,33 (50,27 %)	–
Leve o nulo	1.196,61 (18,73 %)	567,68 (13,69 %)	278,11 (28,10 %)	270,48 (17,36 %)	913,29
Sin clasificar	494,01	1.434,38	257,14	877,31	91,59

hoja) y fisiológicas muy similares. La separabilidad observada entre ambas especies puede estar más relacionada con el morfotipo achaparrado con el que se suele presentar el ñirre en esta zona, a diferencia de la lenga, que se presenta frecuentemente con forma arbolada (Garay & Guinea 2003). No obstante, ambas especies muestran portes achaparrados del tipo krummholz en aquellos lugares donde las condiciones del sitio son más extremas. Dentro del área de estudio, tales circunstancias, pueden darse en las zonas más altas del cerro Masle y en las laderas cercanas a la cordillera del Paine. Por otro lado, el ñirre aparece asociado al matorral o emerge en forma de bosquetes dentro de la estepa patagónica, lo que puede justificar la escasa separabilidad que presenta con estas formaciones.

En la zona de estudio la distribución de las unidades de vegetación se presenta muy fragmentada, teniendo en cuenta que se han determinado a partir de una escena Landsat con

una resolución espacial de 30 x 30 m. Este hecho justifica la escasa separabilidad entre clases de vegetación. Sin embargo, para la escala de trabajo de este proyecto puede admitirse que la resolución del sensor utilizado (30x30 m) es adecuada. En la validación realizada, la fiabilidad global fue del 79,5 % y el valor del índice Kappa de 0,75, lo cual indica un buen grado de concordancia (Foody 2002). Los valores obtenidos son análogos o mejoran los obtenidos en otros trabajos de clasificación de vegetación patagónica (Collado 2001, Segura & Tincado 2003). Conviene señalar que para una correcta interpretación del mapa de vegetación previa al incendio, debe tenerse en cuenta la presencia de intrusiones de ñirre y lenga dentro de las formaciones de matorral, de manera puntual o formando pequeños bosquetes de escasa entidad. En el caso de la lenga, este tipo de intrusiones se encuentran localizadas principalmente en el límite de la vegetación de la sierra Masle y la cordillera del Paine, y para el

ñirre, en las laderas próximas a los márgenes de los ríos y donde las manchas de matorral representan un área de transición entre masas de ñirre y la estepa patagónica.

El perímetro del incendio y la evaluación de daños se hicieron a partir de una imagen ASTER. El perímetro del incendio se calculó mediante el índice delta NBR, que permitió el análisis visual de la imagen aplicando un realce de color, y la digitalización del perímetro con un buen nivel de detalle. Analizando las diferencias entre el valor obtenido para el perímetro en este trabajo y cálculos previos, pudo observarse una subestimación en el caso de los valores suministrados por la CONAF y la Universidad Austral cuando se considera como más fiables los resultados de la imagen (Key & Benson 2002, 2005). En el caso del perímetro determinado con GPS por la CONAF, las diferencias fueron de un 3,8 %, siendo muy similar la forma externa del área quemada. Sin embargo, las diferencias registradas con respecto al perímetro procedente de ortofoto fueron superiores al 30 %, con grandes diferencias en la forma externa del límite del fuego, que tienden a simplificarse. Las superficies calculadas mediante GPS y ortofoto parecen subestimar el valor del área afectada en un 9,7 y un 13,3 % respectivamente. Por otro lado, en el caso de la superficie estimada por la CONAF, esta excluía el área que ocupaban la Laguna Cebolla y una isla interior de vegetación que no había sido afectada por el fuego. Teniendo en cuenta la superficie ocupada por esta laguna y por la isla interior de vegetación, las diferencias con respecto a la calculada por el dNBR, se reducía al 3,7 % de la medida en este proyecto. Estos resultados confirman la utilidad de las imágenes para calcular el perímetro y la superficie de grandes incendios (Key & Benson 2005), frente a los métodos directos con GPS o trabajo de campo sobre ortofoto. No obstante, los servicios forestales requieren de una medida inmediata de la superficie afectada, que puede lograrse con bastante precisión mediante un GPS, y posteriormente redefinida mediante imágenes (Navarro et al. 2004).

La cartografía de daños resultante a partir del índice delta NBR muestra visualmente una distribución muy heterogénea. La reflectividad de las cubiertas que presentaban daños importantes (moderado y extremo) se

distinguían solo en la banda del infrarrojo cercano. Este hecho coincide con la reducción del contenido en agua que presenta la vegetación quemada y que se manifiesta en un aumento de la reflectividad en esa zona del espectro (Chuvieco 2002). En este sentido, pudo observarse que la reflectividad en zonas con daños extremos era ligeramente superior a la que presentaba daños moderados. Por último, se observó que la mayor separabilidad se encontraba en la banda del delta NBR, donde la vegetación sin daños presentaba valores muy superiores a la vegetación con daños moderados y extremos. La fórmula de este índice de vegetación explica los resultados, puesto que está basada en las diferencias que se observan en las bandas del infrarrojo cercano y medio (Key & Benson 2002), lo cual hace del delta NBR un índice es muy útil para discriminar la severidad de los daños (Key & Benson 2005).

El patrón de daños está condicionado por la diversidad de las comunidades que integran la zona y las estructuras que presentan, así como su distribución. La mayor parte de la superficie recorrida por el fuego la ocupaban formaciones de estepa patagónica y matorral y, en menor medida, masas de lenga y ñirre. Las formaciones de estepa patagónica presentaban daños muy severos en casi el 60 % de su superficie y moderados en el 25 %. El elevado porcentaje de superficie afectada en grado extremo en estas formaciones es atribuible a las características estructurales de las especies que componen la estepa, que determinan su alta combustibilidad altas velocidades de propagación y combustión total de la biomasa acumulada (Vélez 2000). Sin embargo, los matorrales fueron los que sufrieron más los efectos del fuego de todos los tipos de vegetación, ya que el 86 % de su superficie registró daños importantes. El comportamiento de este tipo de formaciones frente al fuego es parecido al de la estepa (Veblen et al. 1996a, 1996b). La velocidad de propagación es algo menor que en las zonas donde es predominante la *Festuca* spp., pero la cantidad de combustible disponible que arde en las formaciones de matorral preandino puede llegar a ser el 95 % del total. La relación entre daños extremos y moderados en la categoría de matorral es más compensada que en el caso de la estepa, esta circunstancia puede deberse a que las formaciones de *Berberis* spp. presentan una menor combustibilidad que otras especies.

En las masas de lenga los daños que se observaron eran extremos en el 32 % de su superficie y moderados en más del 60 %. El comportamiento del fuego en esta clase de formaciones es muy diferente al esperado en matorrales o estepa (Vélez 2000). La estratificación vertical que suelen presentar los bosques de lenga, donde el sotobosque está formado básicamente por especies herbáceas, dificulta la propagación del fuego a las copas, junto a una mayor humedad bajo el dosel arbóreo que en las zonas abiertas como la estepa (Veblen et al. 1996a, 2004). En estas circunstancias el fuego se propaga generalmente a través de la hojarasca a menor velocidad que en los otros tipos de formaciones. Todo ello determina que la mayor parte de los daños observados en estas masas sean moderados, estando los daños extremos en lenga localizados en las proximidades del Camping Laguna Azul y en las zonas colindantes al origen del incendio, donde se produjeron fuegos de copas. El grado de daño que presentaban las masas de ñirre fue principalmente severo (47 %), casi doblando el porcentaje de daños moderados (24 %). Las masas de ñirre que no presentaban daños corresponden en su mayoría a manchas de estas formaciones que emergen dentro de grandes extensiones de estepa. El comportamiento del fuego en formaciones de ñirre difiere mucho de unos sitios a otros, debido a la variedad de formas con que se presenta. En formaciones donde predomina el porte arbóreo, como en las zonas cercanas a la Laguna Cebolla y a la cordillera del Paine, la distribución de daños es similar a la que presentó la lenga, mientras que en el resto del área donde aparece con porte arbustivo o achaparrado, tuvo una distribución y tipo de daños que se asemejaron a los del matorral preandino. La cartografía de daños obtuvo una fiabilidad global del 81 % y un índice Kappa del 0,73, que indicaba un buen nivel de concordancia con las observaciones en campo (Foody 2002). Los valores de fiabilidad igualan o mejoran los obtenidos con este índice en otros tipos de formaciones vegetales (Van Wagendonk et al. 2004, Key & Benson 2005, Kokaly et al. 2006).

La correcta interpretación de la cartografía de daños que se obtuvo tiene que tener en cuenta que la fecha de adquisición de la

imagen posterior al incendio data de casi seis meses después de la extinción, por tanto, existió un margen de tiempo suficiente para que se produjese regeneración en algunos estratos. Esta afirmación pudo confirmarse con la revisión de los archivos fotográficos, donde la mayor parte de las parcelas aparecían con signos de regeneración en el estrato herbáceo. Los signos de regeneración también fueron patentes en algunas zonas de matorral y de ñirre, donde se apreciaba un rebrote radical en ñirre en parte de las superficies quemadas (Veblen et al. 2004). Las consecuencias de la regeneración en la clasificación de daños pudieron significar una subestimación de los daños en la estepa patagónica, lo cual estaría acorde con los resultados, ya que lo esperado era que el porcentaje de daños extremos fuera aun superior, y un aumento de los daños de tipo moderado en las formaciones de matorral y ñirre, donde se podían apreciar signos de regeneración y rebrote. Los signos de regeneración observados, lejos de ser un inconveniente en la cartografía de daños, resultaron de utilidad, ya que resultaba más práctico para la confección de propuestas restauradoras clasificar las zonas con signos de regeneración dentro de daños moderados. Las subestimaciones de los daños en las zonas de estepa no supusieron un obstáculo dado que no constituían formaciones de manejo prioritario.

CONCLUSIÓN

En este trabajo se presentan los resultados de la clasificación de imágenes Landsat-ETM+ y ASTER para la evaluación de áreas afectadas por grandes incendios. Los resultados obtenidos confirman la utilidad de esta metodología para elaborar cartografía temática que puede aplicarse para definir las zonas de restauración, facilitando especialmente la selección de áreas prioritarias de actuación. El trabajo de análisis de la información procedentes de sensores remotos es rápido, de costo reducido y de alta fiabilidad lo que la convierte en una alternativa real para el estudio posincendio en áreas naturales afectadas por grandes incendios, adecuando metodologías análogas implantadas ya en otros países (Navarro et al. 2004, Key & Benson 2005).

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo quieren agradecer el apoyo material y humano brindado por la CONAF en Santiago de Chile y en Punta Arenas para el desarrollo de esta investigación. También queremos agradecer a todo el personal del Parque Nacional Torres del Paine su cordialidad, ayuda y dedicación en el trabajo de campo y en la interpretación y enseñanza de la belleza y complejidad de la vegetación patagónica. El proyecto se ha realizado con ayuda del Programa Propio de la Universidad de Córdoba.

LITERATURA CITADA

- ABRAMS M,S HOOK & B RAMACHANDRAN (1999) Aster user handbook, Version 2, NASA/Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California, USA. 135 pp.
- AGEE J K (1993) Fire ecology of Pacific northwest forests. Island Press, Washington, District of Columbia, USA. 490 pp.
- CHÁVEZ P (1996) Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62: 1025-1036.
- CHUVIECO E (2002) Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio. Primera edición. Ariel Ciencia Editores, Barcelona, España. 586 pp.
- COCKE A, P FULÉ & J CROUSE (2005) Comparison of burn severity assessments using differenced normalized burn ratio (_NBR) and ground data. *International Journal of Wildland Fire* 14: 189–198.
- COLLADO L (2001) Los bosques de la Tierra del Fuego. Análisis de su estratificación mediante imágenes satelitales para el inventario forestal de la provincia. *Multequina* 10: 1-16.
- CONAF-CONAMA (1997) Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile.
- CSISZAR I,T LOBODA,N FRENCHB, L GIGLIOC & T HOCKENBERRYB (2004) A multi-sensor approach to fine-scale fire characterization. University of Maryland, Department of Geography, College, Park, Maryland, USA. <http://www.isprs.org/publications/related/ISRSE/html/papers/598.pdf>
- DÍAZ-DELGADO R (2003) Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia postincendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. <http://www.aect.org/ecosistemas/033/investigación2.htm>
- FAGGI A & M CAGNONI (1996) Comparación florística de bosques mixtos de coihue y ciprés afectados por incendios en el noroeste de Chubut, Argentina. *Multequina* 5: 13-23.
- FOODY M (2002) Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of the Environment* 80: 185-201.
- GAJARDO R (1995) La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Corporación Nacional Forestal y Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165 pp.
- GARAY G & O GUINEA (2003) Fauna, flora y montaña. Torres del Paine. Amigos de la Vida Silvestre, Punta Arenas, Chile. 310 pp.
- GARCÍA-HARO F, M GILABERT & J MELIÁ (2001) Monitoring fire-affected areas using thematic mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 22: 533-549.
- HATTENHOFF H (1998) Impacto del fuego sobre el medio ambiente. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile. 98 pp.
- HUDAK A, P ROBICHAUD, B EVANS, J CLARK, K LANNOM, P MORGAN & C STONE (2004) Field validation of burned area reflectance classification (BARC) products for post fire assessment. *Remote Sensing for Field Users*, CD-ROM. 13 pp.
- JUSTICE C & L GIGLIO (2002) The modis fire products. *Remote Sensing of Environment* 83: 244-262.
- KEY C & N BENSON (1999). The normalized burn ratio, a Landsat TM (Thematic Mapper) radiometric index of burn severity incorporating multitemporal differencing, <http://nrmsc.usgs.gov/research/nbr.htm>.
- KEY C & N BENSON (2002) Remote sensing measure of severity, the normalized burn ratio. Fire effects monitoring and inventory protocol, landscape assessment. Retrieved March 30, 2003 from Systems for Environmental Management and USDA Fire Sciences Laboratory, Rocky Mountain Research Station Web site: <http://www.fire.org/firemon/lc.htm>.
- KEY C & N BENSON (2005) Landscape assessment: remote sensing of severity, the normalized burn ratio and ground measure of severity, the composite burn index. En: Lutes DC, RE Keane, JF Caratti, CH Key, NC Benson, & LJ Gangi (eds) FIREMON: fire effects monitoring and inventory system. General Technical Report RMRS-GTR-164-CD:LA1-LA51. United States Department of Agriculture, Rocky Mountain Research Station, Ogden, Utah, USA.
- KOKALY R, B ROCKWELL, S HAIRE & T KING (2006) Characterization of post-fire surface cover, soils, and burn severity at the Cerro Grande fire, New Mexico, using hyperspectral and multispectral remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 106: 305-625.
- MARKHAM B & J BARKER (1986) Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectance and at-satellite temperature, EOSAT. *Landsat Technical Notes* 1: 3-8.
- MARTÍN M & E CHUVIECO (1995) Mapping and evaluation of Burned land from multitemporal análisis of AVHRR NDVI images. *EARSel Advances in Remote Sensing* 3: 7-13.
- MELIÁ J, D SEGARRA, F BELDA, P CABALLER, J FORTEA, J GARCÍA, E LÓPEZ, J MORENO, C SERRANO C & O VIEDMA (1996) Evaluación mediante teledetección de los procesos de reforestación en zonas afectadas por incendios. En: Vallejo R (ed) La restauración de la cubierta vegetal en la comunidad valenciana: 149-212. CEAM, Valencia, España.
- MILLER H & S YOOL (2002) Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment* 82: 481-496.

- NAVARRO CERRILLO RM, R CRESPO, P FERNÁNDEZ & S ESCUIN (2004) Manual para la evaluación de grados de afectación producidos por un incendio. Aplicación de imágenes Landsat-TM y ETM+ a su caracterización y seguimiento. ETSI Agrónomos y de Montes. Departamento de Ingeniería Rural. Universidad de Córdoba y Consejería de Medio Ambiente. Documento Interno, no publicado, Córdoba, Argentina.
- PERALTA M (1980) Geomorfología, clima y suelos del tipo forestal Araucaria en Lonquimay. Boletín Técnico N° 57, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- RAFFAELE E & TT VEBLEN (2001) Effects of cattle razing on early postfire regeneration of matorral in northwest Patagonia, Argentina. *Natural Areas Journal* 21: 243-249.
- ROIG F, O DOLLENZ & E MÉNDEZ (1983) Tundra y bosque magallánico. Su dinamismo en el sur de Chile. *Serie Científica* 30: 5-10
- ROY D, L BOSCHETTI & S TRIGG (2006) Remote sensing of fire severity: Assessing the performance of the normalized burn ratio. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 3: 112-116.
- SEGURA M & V TRINCADO (2003) Digital cartography of the National Reserve in Valdivia based on Landsat TM images. Laboratorio de Geomática, Instituto de Manejo Forestal, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.
- STROPPIANA D, S PINNOCK, J PEREIRA & J GRÉGORIE (2002) Radiometric analysis of SPOT-vegetation images for burnt area detection in northern Australia. *Remote Sensing of Environment* 82: 21-37.
- THOME K, S BIGGAR & P SLATER (2001). Effects of assumed solar spectral irradiance on intercomparisons of earth-observing sensors. En: Fujisada H, J Lurie, and K Weber, (eds) *Sensors, systems, and next-generation satellites*: 260-269. Proceedings SPIE, Barcelona, España.
- VAN WAGTENDONK J, R ROOT & C KEY (2004) Comparison of AVIRIS and Landsat ETM+ detection capabilities for burn severity. *Remote Sensing of Environment* 92: 397-408.
- VEBLEN T, R HILL & Y READ (1996) The ecology and biogeography of *Nothofagus* forests. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA. 403 pp.
- VÉLEZ R (2000) La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill-Interamericana de España S.A.U., Madrid, España. 1.320 pp.
- WHITE J, K RYAN ,C KEY & S RUNNING (1996) Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. *International Journal of Wildland Fire* 6: 125-136.

Editor Asociado: Julio Gutiérrez

Recibido el 29 de enero de 2007; aceptado el 30 de julio de 2007