

6

Fuego y patrones de paisaje, un acercamiento a la gestión geomática en incendios forestales

Fuego y patrones de paisaje, un acercamiento a la gestión geomática en incendios forestales

Alexánder Ariza¹

Resumen

Muchas investigaciones han concluido un fuerte vínculo entre la variabilidad del paisaje y las áreas quemadas en incendios forestales, particularmente en zonas mediterráneas. Varios modelos de proyección climática sugieren que la severidad en incendios forestales podría incrementarse en el futuro y sobre todo en estas áreas. Estos cambios podrían conllevar importantes pérdidas en los recursos forestales y paisajísticos, alterando ecosistemas característicos, e incrementando el potencial de riesgo para las comunidades vegetales.

El uso de modelos empíricos y de simulación de reflectividad, así como el aporte de nuevos índices como el CBI (Composite Burned Index) constituyen importantes herramientas de análisis del régimen de fuegos y su influencia en la organización espacial de las comunidades.

Esta comunicación analiza los efectos de la severidad de incendios forestales en la composición y estructura del bosque a través de índices multitemporales (dNVI, dNBR y RdNBR) e imágenes de satélite clasificadas, relacionando su estructura espacial (homogeneidad, contraste, heterogeneidad, etc.) con la severidad del fuego. Los resultados preliminares de estos análisis muestran una tendencia de correlación directa entre los niveles de daño y las medidas de estructura del paisaje. Esta información aumenta el grado de conocimiento de los efectos medioambientales que conllevan los incendios forestales, pudiéndose usar como guía en la gestión y tratamiento de combustibles.

Palabras clave:

Teledetección, Incendios Forestales, Estructura del paisaje.

¹ Departamento de Geografía. U.A.H., C/Colegios s/n, 2-28801. Alcalá de Henares. Madrid. España, aax21161@alu.uah.es, alexandera-riza@gmail.com



Abstract

Many researches have concluded a strong link between the variability of the landscape and the areas burned in forest fires, particularly in Mediterranean zones. Several models of climatic projection suggest that the severity in forest fires (level of damage on the vegetation) might increase in the future and especially in these areas. These changes might carry important losses in the landscape and forest resources, altering typical ecosystems, and increasing the potential of risk for the forest communities.

The use of empirical models and of simulation of reflectivity, as well as the contribution of new indexes like the CBI (Composite Burned Index) they constitute important tools of analysis for the understanding of the regime of fires and you influence in the communities.

This paper analyzes the effects of the severity of forest fires in the composition and structure of the forest across multitemporary indexes (dNVI, dNBR and RdNBR) and classified images of satellite, relating the spatial structure (homogeneity, contrast, heterogeneity, etc.) with the severity of the fire. The preliminary results of these analyses show a trend of direct correlation between the levels of damage and the measures of structure of the landscape. This information increases the degree of knowledge of the environmental effects that carry the forest fires, being able to be used as guide in the management and treatment of fuels.

Key words:

Teledetection, Forest Fires, Landscape Pattern.

Introducción

El fuego es uno de los mayores agentes perturbadores de los patrones y procesos ecológicos. No sólo por su presencia, sino también por su intensidad y frecuencia (Miller et al., 2009). Son causantes de grandes efectos negativos en la degradación de suelos, pérdida de biomasa, biodiversidad (Doerr et al., 2006; Lewis et al., 2006; Salgado et al., 2004) y emisión de gases.

La comunidad científica generalmente está de acuerdo en que un sustancial calentamiento de la superficie de la Tierra (1,5 - 4,5 °C) acompañará a las crecientes concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera (IPCC, 1996). La precipitación es probable que cambie, aunque la magnitud y la dirección de este cambio son todavía inciertas. ¿Cómo la vegetación responderá a estos cambios en el clima? Es una de las preguntas de gran importancia económica, social y de interés ecológico que derivan (Miller et al., 2009).

Los incendios han demostrado que tienen un impacto significativo sobre los ecosistemas forestales, dando como resultado una alteración del tamaño, disposición y estructura de la vegetación (Collins et al., 2007; Delcourt & Delcourt, 1997; Lloret, et al., 2002; Turner et al., 1994; Wimberly & Reilly, 2007). Por el contrario, la composición y configuración del bosque influye en la propagación y la severidad de el fuego (Collins et al., 2007; Stephens, 2001).

Otras variables como la topografía, la historia de perturbación (Bigler et al.,

2005), y condiciones climáticas han demostrado su influencia en la severidad de la quema (Collins et al., 2007; Pyne et al., 1996; Rothermel, 1972). A pesar de las intensas investigaciones de los estudios anteriores, es relativamente pequeño el conocimiento acerca de cómo los efectos de la severidad del fuego influyen en los distintos ecosistemas forestales, nuestra comprensión de la relación interactiva entre la severidad del fuego y las variables ambientales es aún limitada debido a la complejidad y la dinámica de las variables relevantes.

Los incendios forestales tienen un rango espectral y temporal muy alto se convierten en un reto para los investigadores, en este caso las técnicas de teledetección se presentan como una herramienta clave para enfatizar las interacciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos, que son causa y consecuencia de la heterogeneidad espacial.

Recientemente, se le ha dado más atención a la relación entre la estructura del paisaje y las características del fuego incluyendo severidad de la quema y la propagación (Miller et al., 2009; Bajocco & Ricotta, 2008). Algunos de estos estudios han demostrado un fuerte vínculo entre el área quemada (BA) y la estructura del paisaje descrita a través de medidas de patrón espacial (media del tamaño parche MPS, densidad de parches PD, índice promedio de forma MSI, diversidad de Shannon SHDI), llegando a la conclusión en la cual el bosque debe estar compuesto por numerosas y pequeñas de formas irregulares, y diferentes tipos de especies con el

fin de mitigar la propagación del fuego (Ryu et al., 2007). Desde una perspectiva de la ecología del paisaje, la estructura de los bosques puede ser vistos como dos dimensiones: (1) La composición y (2) la configuración (Turner et al., 2001). Ambos aspectos están fuertemente vinculados a las características de muchos incendios, tales como propagación, severidad, tipos de combustible, y la carga de combustible. Indirectamente, la estructura del paisaje está también estrechamente asociada con la composición y configuración posincendio, incluyendo la mortalidad y regeneración del bosque (Brown, 2000; Chuvieco, 1999). La estructura del paisaje también está relacionada con tratamiento de combustibles. Un tratamiento de combustible eficaz debe considerar los patrones espaciales de los bosques con el fin de interrumpir el flujo e intensidad del fuego (Finney, 2001).

Por lo tanto, comprender la relación entre la estructura del paisaje y las características del fuego es crítica para la gestión y/o recuperación de los bosques, principalmente en la mitigación de la erosión y la minimización en el tiempo de regeneración.

Este estudio investigó, a una pequeña escala, la relación existente entre la se-

veridad de la quema y la estructura del paisaje en el suroeste de la Comunidad de Madrid. El objetivo principal del trabajo es evaluar la relación existente entre el grado de severidad en incendios forestales y la estructura del paisaje, a partir de medidas de textura de índices multitemporales (dNVI, dNBR y RdNBR). Una buena correlación entre estas variables permitirá generar, una base de partida para la gestión de áreas quemadas a través de los tratamientos de combustibles, prácticas de manejo forestal, y procesos de restauración, con el fin de formular medidas que puedan reducir los riesgos de incendio, grado de severidad y aumentar la resistencia de los bosques a los incendios.

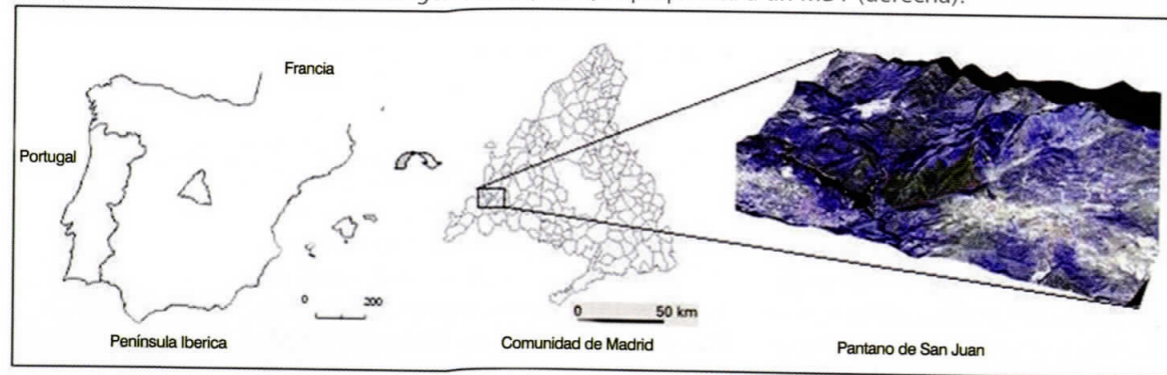
Materiales y métodos

Zona de estudio

El área de estudio se encuentra localizada en las inmediaciones del pantano de San Juan, en la cuenca del río Alberche, ubicado a unos 60 km al sudeste de Madrid. Se extiende sobre los términos municipales de Pelayos de la Presa, San Martín de Valdeiglesias y Navas del Rey (Figura 1).

Figura 1.
Localización de la zona de estudio.

Composición en falso color sobre imagen Aster (3-2-1) superpuesta a un MDT (derecha).



Fuente: Elaboración propia

El incendio tuvo lugar el 27 de junio de 2003, arrasó 840 hectáreas de monte, que afectó principalmente a la superficie de monte bajo y matorral.

La superficie forestal predominante está compuesta por bosques mixtos de pinares y matorrales esclerófilos de encina, jara y romero. La especie predominante es el pino piñonero (*Pinus Pinea*), distribuido en sucesiones naturales y en zonas de repoblación con tratamiento silvícola.

Índice de severidad "Composite Burned Index" (CBI)

El *Composite Burned Index* (CBI) es un índice diseñado para evaluar la severidad en campo de un incendio forestal, mide los efectos o el grado de cambio ambiental causado por el fuego, desarrollado por el US Forest Service en el marco del proyecto Firemon (Fire Effects Monitoring and Inventory Project: <http://fire.org/firemon/>: Key y Benson, 2005). Su objetivo principal es cuantificar y proporcionar una escala de valor que refleje los efectos causados por el fuego a través de todos los estratos de una comunidad vegetal, arrojando un valor promedio de la condición de la quema en un área definida. La metodología del CBI parte de un diseño jerárquico, en donde el criterio de severidad de cada uno de los cinco estratos de vegetación es evaluado independientemente (sustrato, herbáceo, matorral y árboles pequeños, árboles intermedios y árboles grandes). Los tres primeros forman el sotobosque, y los dos últimos el dosel. Dando como resultado un valor numérico continuo comprendido en un rango de 0.0 (en áreas no quemadas) a 3.0 (en áreas de severidad alta). Esta evaluación se realiza sobre un área determinada, denominada parcela de muestreo; el tamaño de la parcela está directamente relacionado con la resolución del sensor a utilizar, en el caso de este trabajo se establecieron parcelas de 30x30 metros, ya que se

emplearon las bandas multispectrales de imágenes Landsat TM.

Los atributos de la comunidad son medidos a través de una matriz de criterio, que considera factores que corresponden a propiedades físicas como el color, la condición de los sustratos, vegetación consumida, regeneración preincendio, establecimiento de nuevas especies y oscurecimiento o carbonizado de los árboles, entre otros.

El valor del CBI en cada nivel está definido por:

$$CBI(A) = \sum Puntuaciones / N$$

Donde (A) indica el nivel o estrato evaluado y N es el número de factores evaluados para ese estrato. La suma de las puntuaciones recoge los valores obtenidos por cada factor observado en cada uno de los niveles del estrato.

El valor del CBI para cada uno de ellos será igual a la suma de los niveles comprendidos en los estratos que los constituyen. Concretamente:

$$CBI \text{ Sotobosque} = A + B + C$$

$$CBI \text{ Dosel} = D + E$$

Donde A es la suma de las puntuaciones a nivel sustrato, B hierbas y matorrales bajos, C matorral alto, D árboles intermedios y E árboles altos. El valor total de CBI para cada una de las parcelas está conformado por la suma de las puntuaciones en cada una de estas categorías:

$$CBI \text{ Parcela} = CBI \text{ Sotobosque} + CBI \text{ Dosel}$$

Selección y procesamiento de imágenes

Dentro de las técnicas más generalizadas en la detección de cambios dirigi-

dos específicamente a áreas quemadas se encuentran la utilización de índices de cocientes multitemporales. Estos análisis requieren la utilización de dos escenarios muy específicos. El primero de ellos hace referencia a las condiciones previas al incendio, y el segundo, a las condiciones posteriores al incendio. La detección y cartografía de efectos de fuego se realizó mediante la utilización del dNDVI, dNBR y rdNBR. Como estos índices diferenciales se calculan sobre la base de índices espectrales derivados de dos imágenes de entrada, las variaciones entre los índices no son siempre indicativos de cambios reales en la cubierta vegetal, sino de variaciones producidas por características en los diferentes sensores, condiciones atmosféricas, factores fenológicos, topográficos y geometrías de iluminación. De este modo se debe reducir al mínimo su efecto antes de su cálculo.

En este caso se ha empleado una imagen Landsat 5 TM adquirida el 17/06/2002 previa al incendio, y una segunda imagen Landsat 5 TM adquirida el 27/06/2003, ambas imágenes con un nivel de procesamiento L1T².

Posteriormente, estas imágenes fueron corregidas radiométricamente, convirtiendo los ND1 a valores de reflectividad, de esta manera se posibilita la comparación de los valores de textura entre imágenes de los distintos sensores. Un primer paso consistió en convertir los niveles digitales a valores de radiancia. Posteriormente, y para llevar a cabo la homogeneización radiométrica entre las distintas imágenes, se convirtieron a valores de reflectividad, empleando el modelo simplificado propuesto (Chander, 2009). De esta manera se posibilita la comparación de los valores de textura entre los distintos índices.

Adicionalmente, se aplicó la corrección del efecto de sombreado, utilizando el MDT, y teniendo en cuenta los ángu-

los de elevación y acimutal solares para cada una de las imágenes.

Índices espectrales

Con el fin de relacionar e identificar más adecuadamente las variaciones espaciales y los niveles de severidad producidos por el incendio, se calcularon índices espectrales. El primero, el índice de vegetación normalizado (NDVI), comúnmente utilizado en estudios de vegetación, y en trabajos de ecología espacial, informa acerca de la biomasa, densidad y tipo de vegetación presente.

$$NDVI = (\rho IRC - \rho R) / (\rho IRC + \rho R)$$

En donde, "ρIRC y ρR", indican las reflectividades en las bandas del infrarrojo cercano y el rojo (bandas TM 4 y 3), respectivamente. Uno de los inconvenientes en la utilización de este índice para la discriminación de áreas quemadas es que la señal de la vegetación aquí está muy influenciada por la atmósfera, reduciendo la sensibilidad para detectar los daños causados por el fuego (Koutsias et al., 1999).

Con el fin de aislar las áreas quemadas, y para proporcionar una medida cuantitativa del cambio absoluto en el conjunto de datos de NDVI derivados después del incendio, se resta del conjunto de datos obtenidos a partir de NDVI antes de incendio, de forma que se generó dNDVI:

$$dNDVI = NDVI \text{ pre-incendio} - NDVI \text{ pots-incendio}$$

De esta manera el dNDVI manifiesta una diferenciación temporal del NDVI relacionando el nivel de carbonización

de la vegetación y el suelo en el área quemada. Sin embargo, se ha observado una tendencia de estos modelos inductivos a generalizar las relaciones, perdiéndose calidad en los valores más bajos y más altos del rango de CBI (Chuvieco et al., 2007).

El segundo índice, el NBR (*Normalized Burnt Ratio*) es similar en construcción, pero a diferencia del NDVI, las dos bandas integradas en su cálculo responden en gran medida al área quemada. El NBR proporciona una medida óptima de la severidad de incendio y una señal eficaz para efectos del fuego (Key y Benson, 1999).

$$NBR = (\rho IRC - \rho SWIR) / (\rho IRC + \rho SWIR)$$

En donde ρ IRC corresponde a la reflectividad en la banda del infrarrojo cercano y ρ SWIR a la reflectividad en la banda del infrarrojo de onda corta (entre 1 y 2.5 micras), bandas 4 y 7 TM, respectivamente.

El dNBR proporciona información relacionada con el tamaño, la composición y la complejidad del área quemada dNBR (Key y Benson, 1999):

$$dNBR = NBR \text{ pre-incendio} - NBR \text{ post-incendio}$$

Este índice diferencial "dNBR" posee una correlación directa con la magnitud de los cambios ambientales provocados por el fuego, es decir, la severidad de la quema que se refiere a los efectos del fuego sobre la previamente comunidades vegetales existentes (Key y Benson, 2005).

Recientemente, se ha desarrollado un índice relativo derivado del dNBR, este índice relativo de cambio es el resultado de la división del dNBR por el valor de NBR pre-incendio. El cambio absoluto del índice convertido en un tanto por

ciento y el resultado índice de cambio relativo varía linealmente con la variable de la de interés, que es la gravedad en nuestro caso (Miller & Thode, 2007):

$$RdNBR = \frac{NBR_{PRE-FIRE} - NBR_{POST-FIRE}}{\sqrt{ABS(NBR_{PRE-FIRE}/1000)}}$$

A diferencia del índice absoluto (dNBR), el índice relativo (rdNBR) proporciona una definición más coherente de la gravedad permitiendo la comparación de los incendios a través del espacio y del tiempo. Además, la clasificación de un índice relativo proporciona mayores precisiones para categorías altas de severidad en paisajes heterogéneos.

Análisis de textura a partir de la matriz de concurrencias

La matriz de concurrencias es una de las metodologías más usadas en el análisis de textura espacial en imágenes de intervalo. Esta técnica propone el cálculo de parámetros texturales a partir de una matriz cuadrada de dependencia espacial de los niveles de gris (Haralick et al 1973), a los cuales se le aplican diferentes parámetros estadísticos.

Los elementos de esta matriz (P_{ij}) representan las frecuencias relativas de los niveles de gris (i y j) de cada combinación espacial entre dos píxeles o ND, separados una distancia d , en una determinada dirección. La textura de la imagen está relacionada con la distancia de los valores de la matriz a su diagonal, de esta manera cuanto mayor sean los valores cercanos a la diagonal, más homogénea será la textura que se represente, mientras que cuanto más alejados se encuentren de la diagonal mayor heterogeneidad espacial y tonal presentará la imagen.

Los índices de textura extraídos a partir de la matriz de concurrencias que se han utilizado en este trabajo son:

Homogeneidad:

$$H = \frac{\sum_{j=1}^n (\sum_{i=1}^m (p_{ij}))}{(1+IR_i) - IC_i^2}$$

Disimilitud:

$$D = \sum_{i=1}^m (\sum_{j=1}^n (p_{ij})) * (\overline{IR_i}) - IC_i$$

Desviación estándar:

$$DS = \sqrt{\sum_{i=1}^m (\sum_{j=1}^n (p_{ij})) * (IR_i - media_j^2)}$$

Segundo Momento Angular:

$$SMA = \sum_{i=1}^m (\sum_{j=1}^n (p_{ij})^2)$$

Correlación:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^m (\sum_{j=1}^n (p_{ij}) * (IR_i - IR_m)) * (IC_j - IC_m)}{\sqrt{(\sum_{i=1}^m (\sum_{j=1}^n (p_{ij}) * (IR_i - IR_m)^2)) * (\sum_{j=1}^n (\sum_{i=1}^m (p_{ij}) * (IC_j - IC_m)^2))}}$$

Donde IR_i, IC_j representa la frecuencia relativa de cada combinación espacial en un determinado par de ND *i* y *j*, (p_{*i,j*}) indica la posición *i,j* de la matriz de concurrencia, la media_{*i*} señala el valor medio en filas y *n* el número de columnas y líneas de la matriz.

Este análisis de textura se realizó mediante la aplicación de índices estadísticos contenidos dentro del módulo de análisis de textura de PCI Geomática 10, en función de la resolución espectral. De esta manera, se obtuvieron tres tipos de correlación diferente, la primera sobre la imagen del dNDVI, la 2a. y 3a. sobre dNBR y el rdNBR.

A partir de estas imágenes se obtuvieron 8 características de textura, extraídas de la matriz de concurrencias. Estas medidas se calcularon dentro de una ventana de 3x3 píxeles, donde la dirección de las relaciones texturales se tomó como el promedio de las cuatro direcciones principales,

Contraste:

$$C = \sum_{i=1}^m (\sum_{j=1}^n (p_{ij})) * (IR_i) - IC_i^2$$

Media:

$$M = \sum_{i=1}^m (\sum_{j=1}^n (p_{ij})) * (IR_i) - p_{ij}$$

Entropía:

$$E = \sum_{i=0, n-1} \sum_{j=0, n-1} (-p_{ij} \log(p_{ij}))$$

ya que las clases consideradas carecen de una dirección dominante.

Después de obtenidas las imágenes de textura y mediante la superposición de capas vectoriales se procedió a extraer los valores para cada una de las parcelas previamente georreferenciadas (mediante GPS). Estos valores serán comparados y correlacionados tanto con los valores de severidad del modelo empírico (CBI) así como a través de los obtenidos por los índices espectrales multitemporales (dNDVI, dNBR y rdNBR).

Resultados y discusión

Los resultados de las mediciones realizadas mediante el CBI revelan diferentes grados de afectación del fuego dentro de los estratos de la vegetación, así como también entre los diferentes tipos de coberturas. Estos resultados están comprendidos dentro de un rango de intervalos definidos en cuatro categorías (Tabla 1):

Tabla 1.
Distribución del CBI

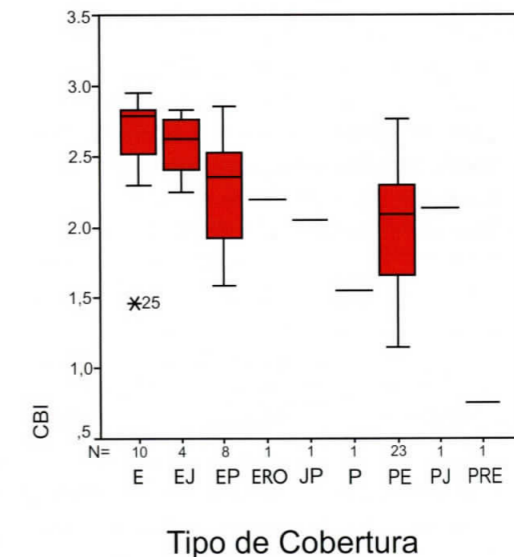
Nivel de severidad	Rango de CBI	Frecuencia	Porcentaje
No afectado	0 >, ≤ 0.5	0	0
Bajo	0.5 >, ≤ 1.5	5	10
Moderado	1.5 >, ≤ 2.5	27	54
Alto	2.5 >, ≤ 3.0	18	36
Total		50	100

Fuente: elaboración propia

En términos generales, el incendio presenta una severidad media-alta, obteniendo un promedio de 2.19 de CBI para el total de las parcelas. Estos valores de severidad producidos por el fuego se concentran en mayor medida sobre las categorías media, con un 54%, y alta con un 36%. El incendio se extendió principalmente en superficie, afectando en mayor medida la vegetación herbácea y los matorrales de encina. En promedio, el área quemada de sotobosque alcanza un 91.20%, mucho mayor que a nivel de dosel, en donde la afectación alcanza el 58.01%. Esta información, junto a la obtenida en campo a partir de la evaluación visual de la parcela, nos permitió caracterizar y describir el estado de cada una de las cubiertas.

Los valores de CBI obtenidos presentan una tendencia de severidad variable según el tipo de cobertura. Analizando la distribución de frecuencias por categorías de vegetación (Figura 2), observamos, que el nivel de severidad se incrementa en coberturas dominadas exclusivamente por matorrales, es el caso de parcelas compuestas en su totalidad por matorral de encinas (E), en donde los niveles de alta severidad alcanzan hasta un 80% del total, con valores que superan los 2.6 de CBI en promedio. De igual manera, las coberturas mixtas de encina-jara (EJ) presen-

tan 100% de severidad alta, con valores máximos que alcanzan hasta los 2.83. En general, el valor del índice de severidad aumenta a medida que disminuye el porcentaje de dosel en la parcela. La afectación es mayor a nivel de sotobosque. Al tratarse de un fuego de superficie, los grados de severidad alta se concentran en mayor proporción sobre las comunidades de estrato bajo; este comportamiento se observa en las coberturas de encinas (Figura 2), ya que es la especie que conforma en gran parte el estrato de sotobosque.



E: Matorral de encinas, EJ: Encina-Jara, EP: Encina-pino, Ero: Encina-romero, JP Jara-pino, P: Pino, PE: Pino-Encina, PJ: Pino-Jara y PRE: Pino-Retama.

Figura 2. Valores de CBI, distribuidos según tipo de cobertura. Fuente: Elaboración propia

Índices Multitemporales

Los resultados obtenidos a partir del dNDVI mostraron una notable diferencia en relación al dNBR y el rdNBR. En términos generales el dNDVI muestra una discriminación del área afectada por el incendio; no obstante, también se aprecia que la zona quemada posee poco contraste en relación a otras cu-

biertas como zonas de agua o coberturas con escasa presencia de vegetación (Figura 3). Este es uno de los principales problemas a la hora de discriminar coberturas de este tipo mediante análisis de texturas (Soe, 2000). El rango de valores es mucho más estrecho varía entre -354.6880 para zonas muy, afectadas, hasta 574.754 pastizales afectados (Tabla 2).

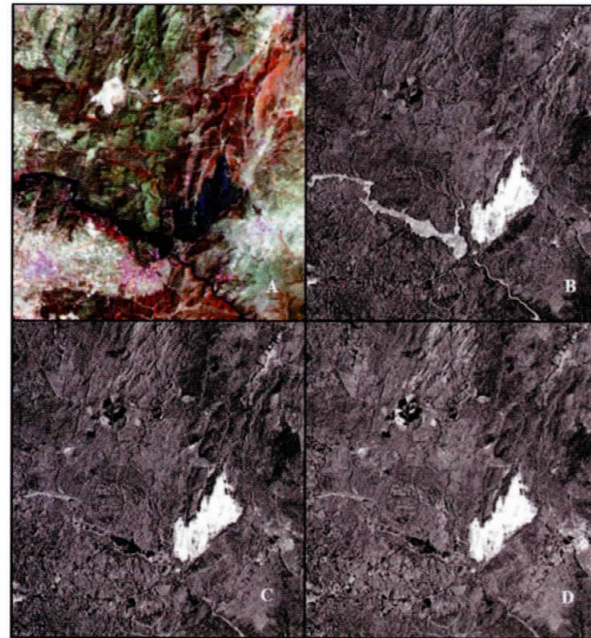


Figura 3. Diferenciación entre índices espectrales.

A) Composición TM (5/4/3), B) dNDVI, C) dNBR, D) rdNBR. Fuente: elaboración propia

Por otro lado, el dNBR ofrece con mayor claridad y nitidez la zona afectada por el incendio, responde mejor que el dNDVI a esta variación (Figura 3). Las áreas quemadas pueden distinguirse de forma adecuada de las áreas sin quemar, y de otro tipo de cubiertas. El dNBR exhibe una

amplia gama de valores, que aumenta su rango en más de un 51% en comparación con el dNDVI; varía entre -752.8190 y 1029.7000 (Tabla 2). Este rango aparece para resolver la amplitud de los efectos del fuego, ya que revela la complejidad espacial (Key y Benson, 2005).

Tabla 2. Descripción estadística en los índices espectrales multitemporales

Índice	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	Desviación estándar
dNDVI	13.6367	8.3470	-354.6880	574.754	63.3832
dNBR	31.3036	24.1249	-752.8190	1029.7000	99.1351
rdNBR	15.5800	16.0171	-1669.7500	491.2170	91.9500

Fuente: Elaboración propia

Las áreas no afectadas o sin ninguna variación responden a valores de dNBR cercanos a cero. Asimismo, las zonas afectadas fuertemente asumen valores positivos o negativos, dependiendo de la severidad del fuego o si se mejora la productividad en el sitio. Este último puede ocurrir en comunidades herbáceas, donde de la severidad de la vegetación es ligera y/o efímera, dando una respuesta rápida al vigor renovado mediante la liberación de nutrientes, o de otros factores después del fuego (Key y Benson, 2005).

La delimitación de las categorías de severidad entre rdNBR y dNBR es muy similar, las dos dan lugar a clasificaciones con una precisión similar. La diferencia radica principalmente en un aumento de complejidad en torno a valores alrededor de

los -1000. Un umbral posiblemente relacionado con los patrones de paisaje de conjunto producida por el fuego (Miller & Thode, 2007).

Análisis estadístico de correlación

El valor de correlación entre el nivel de severidad (CBI) y los índices de textura varía en función al tipo de índice espectral utilizado; siendo mayor y positivo en el dNBR ($r = 0,438$) que en el dNDVI ($r = 0,404$). En este último los mayores coeficientes de correlación positivos se obtienen sobre la homogeneidad ($r = 0,304$) y el segundo momento angular ($0,439$), mientras que es negativa sobre la entropía ($r = -0,403$) (Tabla 3).

Tabla 3. Coeficientes de correlación de Pearson entre la severidad, el dNDVI los índices severidad y las medidas de textura

	CBI	dNDVI	HO	CO	DI	M	DS	EN	2º M
dNDVI	0,404**								
HO	0,304*	0,798**							
CO	-0,204	-0,518**	-0,729**						
DI	-0,254	-0,658**	-0,881**	0,961**					
M	0,225	0,674**	0,845**	-0,885**	-0,934**				
DS	-0,293*	-0,690**	-0,893**	0,935**	0,990**	-0,935**			
EN	-0,403**	-0,838**	-0,929**	0,550**	0,726**	-0,716**	0,765**		
2º M	0,439**	0,824**	0,886**	-0,480**	-0,659**	0,647**	-0,700**	0,886**	
CO	0,035	0,217	0,398**	-0,292*	-0,353*	0,247	-0,290*	0,398**	0,271

(HO) homogeneidad, (CO) Correlación, (DI) Disimilaridad, (M) media, (DS) desviación estándar, (EN) entropía, (2ºM) 2º momento angular. ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). * La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

En particular el dNBR presenta la mayor correlación positiva. Esta diferencia radica principalmente en el aumento en el grado de correlación de los niveles de severidad obtenidos en campo (CBI) con el dNBR derivado de las dos imágenes. Las medidas de textura con mejor respuesta, obtenidos sobre el dNBR son: La homogeneidad con un coeficiente

de correlación de ($r = 0.459$) en la, y la media con ($r = 0.520$), respectivamente (Tabla 4).

En concreto, es más probable que un nivel alto de severidad ocasione un mayor grado de homogeneidad en el paisaje. Al mismo tiempo que disminuya su complejidad espacial.

Tabla 4.
Coeficientes de correlación de Pearson entre la severidad, el dNBR los índices severidad y las medidas de textura

	CBI	dNBR	HO	CO	DI	M	DS	EN	2º M
dNBR	0,438**								
HO	0,459**	0,671**							
CO	0,459**	0,671**	0,459**						
DI	-0,507**	-0,515**	-0,823**	0,974**					
M	0,520**	0,520**	0,785**	-0,974**	-0,989**				
DS	-0,463**	-0,584**	-0,875**	0,894**	0,960**	-0,937**			
EN	-0,429**	-0,690**	-0,918**	0,463**	0,629**	-0,918**	-0,429**		
2º M	0,429**	0,680**	0,881**	-0,412**	-0,571**	0,881**	-0,991**	0,429**	
CO	0,29*	0,349*	0,713**	-0,490**	-0,568**	0,713**	-0,542**	0,536**	0,291*

(HO) homogeneidad, (CO) Correlación, (DI) Disimilaridad, (M) media, (DS) desviación estándar, (EN) entropía, (2ºM) 2º momento angular. ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). * La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

En el caso del rdNBR, el mejor resultado se obtuvo sobre el índice de media con ($r = 0.520$) evidenciando una relación directa con el índice absoluto. En términos generales la severidad se relaciona negativamente con la entropía, pero a diferencia del dNBR, el rdNBR es mayor

($R = -0.796$) en el índice relativo (Tabla 5). Este comportamiento de la severidad a través de este índice ha sido señalado en los estudios previos, y sugieren que el tamaño del fuego es significativamente ligado a tipos de cobertura terrestre (Miller & Thode, 2007).

Tabla 5.
Coeficientes de correlación de Pearson entre la severidad, el rdNBR los índices severidad y las medidas de textura

	CBI	rdNBR	HO	CO	DI	M	DS	EN	2º M
rdNBR	0,379**								
HO	0,416**	0,769**							
CO	-0,491**	-0,502**	-0,736**						
DI	-0,480**	-0,626**	-0,869**	0,972**					
M	0,520**	0,573**	0,775**	-0,968**	-0,967**				
DS	-0,430**	-0,712**	-0,918**	0,892**	0,963**	-0,900**			
EN	-0,436**	-0,796**	-0,945**	0,571**	0,725**	-0,649**	0,818**		
2º M	0,427**	0,771**	0,891**	-0,492**	-0,643**	0,579**	-0,743**	-0,986**	
CO	0,300*	0,292*	0,626**	-0,512**	-0,555**	0,488**	-0,442**	-0,511**	0,496**

(HO) homogeneidad, (CO) Correlación, (DI) Disimilaridad, (M) media, (DS) desviación estándar, (EN) entropía, (2ºM) 2º momento angular. ** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral). * La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Conclusiones

El análisis de las distintas correlaciones estudiadas demuestra una alta correspondencia entre el nivel de severidad y los patrones de estructura del paisaje. No obstante, se pudo comprobar que un aumento en el nivel de severidad implicaba una disminución de la diversidad paisajística, dando lugar a zonas más homogéneas de menor contraste.

Los resultados obtenidos indican la gran influencia directa que tiene el uso de diferentes índices temporales en el análisis de textura, convirtiéndolos en factores decisivos a tener en cuenta en trabajos de caracterización de la estructura espacial.

Por otro lado, a nivel espectral el dNDVI no ha sido muy sensible a las fuentes de complejidad espacial provenientes del área quemada, siendo el dNBR el mejor indicador biofísico en este tipo de cubiertas. Estudios futuros deberían incluir múltiples estimadores de las características de la cubierta vegetal afectada por el incendio.

Teniendo en cuenta que el presente trabajo se abordó desde el punto de vista multitemporal, queda como posible punto de partida en investigaciones futuras la relación de la variable espacial, con el fin de determinar su influencia en los cambios en la estructura de la vegetación obedecen a la influencia del fuego y no a la estructura dinámica de la vegetación.

Referencias Bibliográficas

- BAJOCCO, S., Ricotta, C., 2008. Evidence of selective burning in Sardinia (Italy): which land-cover classes do wildfires prefer? *Landscape Ecology*, 23, 241-248.
- BROWN, J.K., 2000. Ecological principles, shifting fire regimes and management considerations. In: Brown, J.K., Smith, J.K. (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems-Effects of Fire on Flora*, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, RMRS-GTR-42-volume 2, 185-203.
- CHANDER, G., Markham, B.L., Helder, D.L., 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113, 893-903.
- CHUVIECO, E., De Santis, A y Yebra, M., 2007. Reflexiones sobre el empleo de modelos empíricos y de simulación en la estimación de variables ambientales: aplicaciones en gestión de incendios forestales. *Teledetección - Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*. 161-178.
1999. "Measuring changes in landscape pattern from satellite images: short-term effects of fire on spatial diversity". *International Journal of Remote Sensing*, 20, 2331-2346.
- COLLINS, B.M., Kelly, M., van Wagendonk, J.W., Stephens, S.L., 2007. Spatial patterns of large natural fires in Sierra Nevada wilderness areas. *Landscape Ecology*, 22, 545-557.
- DELCOURT, H.R., Delcourt, P.A., 1997. Pre-Columbian Native American use of fire on southern Appalachian landscapes. *Conservation Biology*, 11, 1010-1014.
- DOERR, S.H., Shakesby, R.A., Blake, W.H., Chafer, C.J., Humphreys, G.S., & Wallbrink, P.J. 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, 319, 295-311.

- FINNEY, M.A., 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *For. Sci.* 47, 219-228.
- [IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 1996. *Climate change 1995: the science of climate change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- LEWIS, S.A., Wu, J.Q., & Robichaud, P. R. 2006. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman fire, Colorado. *Hydrological Processes*, 20, 1-16.
- LLORET, F., Calvo, E., Pons, X., Díaz-Delgado, E., 2002. Wildfires and landscape patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Landsc. Ecol.* 17, 745-759.
- PYNE, S.J., Andrews, P.L., Laven, R.C., 1996. *Introduction to Wildland Fire*. John Wiley & Sons Inc., New York, NY, 51-63.
- MILLER J.D., Safford H.D. Crimmins M., & Thode A.E.. 2009. Quantitative Evidence for Increasing Forest Fire Severity in the Sierra Nevada and Southern Cascade Mountains, California and Nevada, USA, *Ecosystems* 12: 16-32.
- ROTHERMEL, R.C., 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. General technical report INT-115. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, UT, 40.
- RYU, S.R., Chen, J., Zheng, D., Lacroix, J.L., 2007. Relating surface fire spread to landscape structure: an application of Farsite in a managed forest landscape. *Landsc. Urban Plan.* 83, 275-283.
- SALGADO, J., Mato, M.M., Vázquez-Galiñanes, Paz-Andrade, M.I., & Carballas, T. 2004. Comparison of two calorimetric methods to determine the loss of organic matter in Galician soils (NW Spain) due to forest wildfires. *Thermochimica Acta*, 410, 141-148.
- STEPHENS, S.L., 2001. Fire history of adjacent Jeffrey pine and uppermontane forests in the eastern Sierra Nevada. *Int. J. Wildland Fire* 10, 161-176.
- TURNER, M.G., Romme, W.H., 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landsc. Ecol.* 9, 57-77.
- TURNER, M.G., Hargrove, W.W., Gardner, R.H., Romme, W.H., 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* 5, 731-742.
- TURNER, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., 2001. Introduction to landscape ecology. In: Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. (Eds.), *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag, NY, 1-23.
- WIMBERLY, M.C., Reilly, M.J., 2007. Assessment of fire severity and species diversity in the southern Appalachians using Landsat TM and ETM+ imagery. *Remote Sens. Environ.* 108, 189-197.