

CASO PRÁCTICO

Ajuste de metodologías para evaluar severidad de quemado en zonas semiáridas (SE peninsular): incendio Donceles 2012

Gómez-Sánchez, E.¹, de las Heras, J.², Lucas-Borja, M.², Moya, D.^{2*}

¹Servicio de Política Forestal y Espacios Naturales Protegidos. Dirección Provincial de la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural en Albacete. Junta de Comunidades de Castilla la Mancha. C/ Mayor 47 02071 Albacete (España).

²Escuela Técnica Superior Ingenieros Agrónomos y Montes, Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario. 02071, Albacete (España).

Resumen: Para una correcta gestión de zonas afectadas por incendio forestal es necesaria una correcta evaluación del daño ocasionado, especialmente en Grandes Incendios Forestales (>500 ha), donde es necesario priorizar la utilización de recursos disponibles en la restauración. Una de las técnicas más difundidas es la aplicación de índices de severidad obtenidos de imágenes de satélite, que permite realizar rápidas evaluaciones sobre extensas superficies a bajo coste, aunque su fiabilidad es todavía cuestionada en el análisis de la severidad de quemado de suelo y el grado de acuerdo con la verdad terreno. Para el caso del incendio de Donceles (verano 2012, Hellín, Albacete), en la planificación de medidas urgentes de restauración post-incendio se usó información cartográfica de severidad a nivel cuenca y microcuenca. Se usaron imágenes procedentes de satélites de acceso gratuito e inmediato y, para optimizar resultados, se aplicaron metodologías de cálculo validadas en otros incendios similares en el ámbito mediterráneo peninsular. Se calcularon índices espectrales de uso extendido en el cálculo de la severidad del fuego (NDVI, dNBR, RdNBR y RBR) a partir de imágenes Landsat-7 y Deimos-1. Para cada índice, se generaron clasificaciones supervisadas y no supervisadas de los valores obtenidos, integrando datos de campo en la fase de entrenamiento. Los valores de fiabilidad global más altos se obtuvieron con el índice dNBR (79%) y RBR (71%), destacando los bajos resultados del RdNBR, siendo siempre mayores con clasificación supervisada y empleo de datos verdad-terreno para identificar las categorías de severidad a discriminar. Se concluye la necesidad de ampliar los estudios en incendios de la zona para mejorar la fiabilidad de la cartografía de la severidad obtenida a partir de índices espectrales, estableciendo con ello un protocolo de toma de datos y de metodología estándar de cálculo adaptado a las características de la región.

Palabras clave: NBR, NDVI, severidad de fuego, gestión post-incendio.

Assessing fire severity in semi-arid environments: application in Donceles 2012 wildfire (SE Spain)

Abstract: Post-fire management should be based on a proper evaluation of fire damage (burn severity), mainly for Large Fires (>500 ha). Several methodologies have been developed based on remote sensing information validated with fieldwork. The most widespread techniques was the assessment of fire severity indices obtained from remote sensing. It allow a quick assessment of large areas at affordable costs, although the analysis of soil burn severity and the degree of agreement with the ground truth is not fully reliable. Our study case was the Donceles fire (summer

To cite this article: Gómez-Sánchez, E., de las Heras, J., Lucas-Borja, M., Moya, D. 2017. Assessing fire severity in semi-arid environments: application in Donceles 2012 wildfire (SE Spain). *Revista de Teledetección*, 49, 103-113. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7121>

* Corresponding author: Daniel.Moya@uclm.es

2012, Hellín, Albacete). The post-fire restoration planning, emergency actions, was based on cartographic information of burn severity. To optimize results in a short time and low budget, we applied methodologies in a similar way other similar fires in the Mediterranean peninsular area. We assessed burn severity by using spectral indices (NDVI, dNBR, RdNBR and RBR) and images from Landsat-7 (including banded) and Deimos-1. For each index, we developed both supervised and unsupervised classifications, using field data as training areas. The highest overall reliability values were found for dNBR (79%) and NBR (71%), obtaining low values with RdNBR. In all cases, the reliability was higher using the supervised classification, so using real-ground data to identify the categories of severity to be discriminated. We conclude the need to extend fire studies in our area to improve the reliability of the fire severity assessment obtained from spectral indexes, thus establishing a protocol of data collection and standard methodology of calculation adapted to the characteristics of the region.

Key words: NBR, NDVI, fire severity, post-fire management.

1. Introducción

Los incendios son un fenómeno frecuente en los ecosistemas forestales mediterráneos, dándose en la Cuenca Mediterránea un cambio de régimen debido, principalmente, a cambios en el uso de suelo y cambio climático (Pausas, 1999). Según las estadísticas españolas (MAPAMA, 2016) registradas de 1970 a 2010, el número total de incendios forestales en España mostraron una tendencia a la disminución. Sin embargo, en el área EuroMediterránea, en las últimas décadas, se da una tendencia creciente del porcentaje de superficie quemada por grandes incendios forestales (GIF > 500 ha) respecto de la quemada en total por año (San-Miguel-Ayanz y Camia, 2009; Spano *et al.*, 2014).

Siguiendo a Keeley (2009), el concepto de severidad del incendio (*fire severity*), se refiere a la pérdida de materia orgánica tanto “sobre” como “bajo suelo” ocasionada por el paso del fuego, debiendo diferenciarse de la severidad de quemado (*burn severity*), que al incluir la respuesta del ecosistema (González-De Vega *et al.*, 2015; Regueira *et al.*, 2015; Fonturbel *et al.*, 2015) es más compleja de evaluar y conlleva el conocimiento previo de la comunidad existente antes del incendio y su respuesta al fuego (Moya *et al.*, 2009). De manera general, para estimar la severidad de un incendio a partir de imágenes de satélite se emplean métodos estandarizados basados en índices espectrales, tales como el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y el cociente normalizado de área quemada (NBR) (Chuvieco, 1999). El efecto

del incendio sobre el ecosistema está íntimamente ligado a la severidad de quemado (Vallejo *et al.*, 2012; González *et al.*, 2016), siendo mayor el daño producido en zonas vulnerables con baja calidad de sitio, como zonas áridas y semiáridas de clima mediterráneo (Hedo *et al.*, 2014). Este daño ligado a la alta severidad de quemado puede incluso afectar a los flujos energéticos instantáneos (Sánchez *et al.*, 2009) y a su resiliencia (Paula *et al.*, 2009; Tessler *et al.*, 2014).

La resiliencia del ecosistema, entendida como *engineering resilience*, es la tasa de recuperación natural hasta alcanzar el equilibrio previo a la perturbación (Newton y Cantarello, 2015), siendo necesario comprender cómo se produce el paso de ciertos estados de transición hasta los estadios finales (Doblas-Miranda *et al.*, 2017). Conocer esta problemática es necesario para un correcto manejo sostenible del paisaje, especialmente en zonas sensibles a la desertificación, donde el daño de incendios forestales recurrentes y severos podrían llevar al ecosistema a estadios irreversibles, provocando una pérdida de servicios ecosistémicos (Doblas-Miranda *et al.*, 2015), tales como la capacidad de almacenamiento de carbono (Moya *et al.*, 2014).

Por ello, una correcta gestión post-incendio debe basarse en el conocimiento de las relaciones entre la resiliencia del ecosistema, la severidad del incendio y la recuperación del ecosistema (Díaz-Delgado y Pons, 1999). Se ha comprobado que los índices de severidad calculados a partir de información obtenida de sensores remotos se correlacionan bien con mediciones de campo con

las que deben ser validados (Ludwig *et al.*, 2007). Sin embargo, no existe un método estandarizado, estando bastante generalizado el uso del índice compuesto de quemado (*Composite Burn Index* (CBI) o alguna de sus modificaciones (GeoCBI) por su valor semicuantitativo, su relación con bandas del rojo e infrarrojo reflejado proporcionadas por varios satélites y la posibilidad de predicción mediante modelos de transferencia radiativa (Chuvieco *et al.*, 2006; De Santis y Chuvieco, 2009). También ha sido ampliamente usada la metodología semicualitativa propuesta por Ryan y Noste (1985), donde se clasifica por niveles de severidad según ciertas variables, tales como color de ceniza o grosor de rama no quemada, que en España han sido mejoradas, incluyendo algunas similitudes con CBI (Alloza *et al.*, 2014; Vega *et al.*, 2013).

Se han desarrollado numerosos índices de severidad, destacando la diferencia normalizada de NBR (dNBR), la diferencia normalizada de NDVI (dNDVI) y la versión relativa de dNBR (RdNBR); todos ellos empleados como variables independientes usadas para deducir los índices de campo de severidad a nivel pixel, existiendo un amplio elenco de estudios que demuestran su sensibilidad a los cambios en clases de severidad (Chu y Guo, 2014). Tanto NDVI como NBR están ampliamente validados para la evaluación de severidad, si bien los mejores resultados parecen obtenerse de índices basados en NBR (Escuin *et al.*, 2008) dado que combina dos bandas del infrarrojo (NIR y SWIR) que responden al fuego de manera más acusada (Vlassova *et al.*, 2014). No obstante, los resultados son discutidos dada la baja fiabilidad en la zonificación de las severidades de suelo con estos métodos frente a las de vegetación (Vega *et al.*, 2013) y la influencia de varios factores que condicionan el cálculo, tales como las condiciones locales, las características y condiciones de vegetación pre- y post-incendio y el tiempo transcurrido en la evaluación de la severidad (Chu y Guo, 2014). Por todo esto, la demanda y necesidad de los gestores de disponer una información cartográfica de la severidad del incendio, como base para cuantificar y evaluar el daño en el ecosistema y su recuperación, debe incentivar el trabajo de los investigadores para encontrar el método más preciso y fiable de cálculo, que en todo caso debe estar adaptado a las limitaciones con que cuentan los primeros, y que se refieren a la exigencia de

rapidez en su generación, falta de personal para obtener información de campo y la ausencia de protocolos.

El objetivo de este trabajo es la aplicación y comparación, en términos de fiabilidad o acuerdo con datos de campo tomados tras el fuego, de distintas metodologías de producción de cartografía de severidad del incendio, usando como caso de estudio el incendio de Sierra de los Donceles (Hellín, 2012). Para ello, se ha generado información mediante el cálculo de índices espectrales a partir de imágenes satelitales pre- y post-incendio y se han validado distintas técnicas de clasificación de severidad de quemado de un incendio acontecido en Hellín (Albacete) en 2012, con imágenes de diferente resolución, tanto espacial como espectral.

2. Metodología

2.1. Descripción del área de estudio

Se ha seleccionado como caso de estudio una zona quemada entre el 1 y el 7 de julio de 2012 en el SE de España que afectó a 5500 ha de Sierra Seca y Donceles del municipio de Hellín (Albacete) y 1370 ha en la Sierra de Pajares y Cubillas del municipio de Moratalla (Murcia). La zona de estudio (X = 608309, Y = 4254211, ETRS89 UTM 30N) no había sufrido otros incendios en más de 80 años según los Servicios Forestales de la Junta de Comunidades Castilla-La Mancha y datos del Instituto Geográfico Español. Tras el incendio, los Servicios Forestales de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha elaboraron un Plan de Restauración por el que se aprobaban medidas urgentes para paliar los daños producidos. Para definirlos se siguió la metodología de restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación (Alloza *et al.*, 2014). Para aplicarla correctamente, era necesario cuantificar la magnitud del daño, por lo que se necesitaba generar información cartográfica de la severidad del incendio. Debido al tiempo limitado para obtener la información de campo y la ausencia de protocolos en el uso de herramientas y metodologías por parte de los gestores, la clasificación espacial de severidad de quemado generada necesita de un proceso de revisión que genera el conocimiento incluido en este artículo.

El área de estudio se sitúa en clima mediterráneo semiárido, en el piso bioclimático

meso-mediterráneo superior. Los valores medios de precipitación y temperatura anual son 278,50 mm y 15,85°C, respectivamente (calculados con datos del periodo 1990-2014 proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología). Los suelos pertenecen al orden aridisol (subórdenes calcídico y cambid) y entisol (suborden orto) según el Mapa de Suelos de España y siguiendo la Clasificación de Suelos del USDA (Soil Survey Staff, 2014). La forma del terreno predominante son pendientes rocosas con textura de suelo franco-arcilloso-arcilloso, estando el paisaje conformado por llanuras y colinas en las que se asientan campos de cultivo y vegetación natural. Siguiendo a Rivas-Martínez (1982), la serie de vegetación pertenece a la *Rhamno lycioidis-Querceto cocciferae* sigmetum.

La vegetación antes del incendio se encontraba fuertemente antropizada, apareciendo pinares de carrasco (*Pinus halepensis*) de origen natural, en zonas de vaguada y umbrías donde se acumula la humedad y/o zonas inaccesibles por la pendiente, y pinares procedentes de repoblaciones realizadas en los años 80-90 en zonas de escaso suelo y fuertes pendientes. Los matorrales, bien como vegetación principal o acompañante del pino carrasco, se corresponden con espartales (*Helictotricho filifolii-Stipetum tenacissimae*), romerales (*Anthyllido cytisoidis-Cistetum clusii*), espartales-romerales (mezcla de las anteriores) y tomillares (*Anthyllido onobrychoidis-Thymetum funkii*) (Valdés y Herranz, 1989), todos ellos con presencia de especies termófilas. En la mayoría de las solanas y áreas degradadas se encontraban espartales puros, consecuencia del importante aprovechamiento económico del esparto en esta zona conocido por su extensión desde hace más de 2500 años.

2.2. Severidad a partir de monitoreo en campo

Para simultanear parcelas de validación de severidad de incendio y seguimiento de la respuesta

del ecosistema al fuego, definimos una red de 44 parcelas de entrenamiento (3 no quemadas) y 78 parcelas de verificación (5 no quemadas). Las parcelas de entrenamiento fueron ubicadas por muestreo preferencial, eligiendo su localización de manera subjetiva basándonos en las primeras clasificaciones no supervisadas, conocimiento del terreno y accesibilidad. Las de verificación se eligieron siguiendo un muestreo sistemático mediante una malla de 500×500 m (Alloza et al., 2014). Siguiendo diseños de inventario forestal y fitosociológico (Ferriol y Merle, 2012; Cabrera et al., 2012) se replantearon parcelas circulares (radio 5 metros, 78.5 m²), marcando las coordenadas centro con un receptor GPS Monterra (Garmin International, Inc., Olathe, KS, EE.UU.). En cada parcela se caracterizó la severidad de quemado, además de la estructura y composición de la vegetación. Para validar los valores de severidad, en primavera de 2013 se muestrearon todas las parcelas valorando afección a suelo, hojarasca afectada y afección a arbolado y matorral (con diámetro mínimo de ramas quemadas, mm) (Ryan y Noste, 1985; Alloza et al., 2014; Vega et al., 2013) (Anexo 1).

2.3. Cálculo de severidad a partir de imágenes satélite

Se emplearon imágenes del satélite Landsat 7 ETM+ a pesar del error que el bandeo de estas imágenes, presente desde que en 2003 falló su sistema SLC, iba a ocasionar (afectando al 24% de la superficie procesada). Como alternativa, se usaron imágenes de Deimos-1 que, aunque mejora la resolución espacial, presenta menor resolución espectral (sin información en el SWIR). Para el cálculo se seleccionaron imágenes anteriores al incendio (pre-incendio) y las primeras imágenes disponibles tras su extinción (post-incendio), utilizando dos pares de imágenes por periodo para realizar la corrección del bandeo de Landsat-7 (Tabla 1).

Tabla 1. Fecha, escena y datos de las imágenes Landsat 7 ETM+ utilizadas para el cálculo de severidad de incendio.

Fecha	Satélite	Sensor	Escena	Tipo datos	Angulo elevación	Azimut
07/08/2011	Landsat 7	ETM+	LE71990332011219ASN00	LIT	59.654	131.152
08/09/2011			LE71990332011251ASN00		51.599	144.229
08/07/2012			LE71990332012190ASN00		64.466	123.580
09/08/2012			LE71990332012222ASN00		59.337	123.889
23/06/2012	Deimos1	CCD	20120623_geo_xsbic_etr89_hu30_gsd20_p	LIT		
09/07/2012			20120709_geo_xsbic_etr89_hu30_gsd20_S			

Las imágenes Landsat fueron obtenidas del servidor del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, 2014) a las que se realizó corrección radiométrica mediante la corrección del bandeo o relleno de gaps y cálculo de reflectividad (Rodríguez *et al.*, 2009), además de la corrección atmosférica FLAASH (*Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) (Allred *et al.*, 1999). Las imágenes Deimos-1 fueron solicitadas al Plan Nacional de Teledetección, realizándose corrección atmosférica por el método del objeto oscuro (Chávez, 1996).

Para calcular la severidad se emplearon diversos índices espectrales contrastados. Basados en NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*, Rouse 1973), se calculó la diferencia de NDVI (NDVI pre-NDVI post) y la diferencia normalizada de NDVI $[(\text{NDVI pre}-\text{NDVI post})/(\text{NDVI pre}+\text{NDVI post})]$ (Ruiz Gallardo, 2007). Basados en el NBR (*Normalized Burn Ratio*) se calculó el dNBR como diferencia entre NBR pre y postincendio (Key y Benson, 2006, Escuin *et al.*, 2008); el RdNBR como valor relativo del dNBR, al dividirlo por la raíz cuadrada de NBR preincendio (Miller y Thode, 2007); y el ratio relativizado RBR, dividiendo el dNBR por un ajuste del NBR preincendio (Parks *et al.*, 2014).

Una vez obtenidos los valores de cada índice por pixel afectado por el fuego, pasamos a su clasificación definiendo las categorías de severidad (fase de entrenamiento), agrupando píxeles por categoría (fases de asignación) y verificando resultados (fase de validación). Las categorías de severidad definidas (baja, moderada-baja y moderada-alta) fueron las identificadas en las 44 parcelas de entrenamiento.

Se emplearon métodos de clasificación supervisada y no supervisada para la fase de entrenamiento, así como distintos algoritmos para la fase de asignación (Chuvieco, 2010). La verificación de resultados se realizó comparando nuestros resultados de clasificación para cada índice con valores de severidad obtenidos en campo en las 78 parcelas de verificación. El análisis estadístico de esos pares de observaciones (realidad-resultados) nos permitió estimar numéricamente el grado de error de nuestra cartografía. Como medidas de fiabilidad se obtuvo la matriz de confusión y el estadístico KAPPA. La matriz de confusión

permite conocer, junto a la fiabilidad global de la clasificación, la exactitud de cada clase y los conflictos entre ellas (errores de omisión y de comisión), que es necesario analizar para una buena interpretación de los resultados (Chuvieco, 2010). El índice Kappa mide el nivel de acuerdo esperado entre la clasificación realizada y la verdad-terreno tomando valores entre -1 y 1, correspondiendo el máximo acuerdo con valores cercanos a 1 y un grado de acuerdo menor al que se obtendría puramente al azar para valores menores o iguales a 0 (Viera y Garrett, 2005).

3. Resultados

Se generó una cartografía de severidad para cada clasificación de los valores obtenidos por índice espectral y metodología (Figura 1), siendo los resultados tan variables que, en la toma de decisiones final, junto a la fiabilidad de la clasificación, se consideró el conocimiento que de la zona y del comportamiento del incendio se tenía.

En la Tabla 2 podemos ver, por índice y metodología, los mejores resultados obtenidos en la fase de verificación. La fiabilidad global de las clasificaciones varió considerablemente según métodos, consiguiendo como máximo una fiabilidad global del 78,57% y un estadístico Kappa de 0,6889 en la clasificación de severidad a partir del dNBR por el método supervisado y algoritmo clasificador de mínima distancia. Le sigue el RBR, calculado con método supervisado y mínima distancia, con una fiabilidad global y estadístico Kappa del 71,43% y 0,5942 respectivamente. En ambos casos la máxima exactitud se obtuvo para la clase de severidad baja, siendo del 100%, que es la clase más representada en el mapa, ocupando en torno al 60% de la superficie; cometándose los errores entre las clases de severidad moderada-baja y alta, siempre por errores de comisión en la clase alta lo que supone una sobreestimación de la severidad.

En todos los casos, para cada índice, la fiabilidad global aumenta cuando se aplican métodos supervisados junto con el algoritmo de mínima distancia. Destacar que para el RdNBR la clasificación es muy pobre, con valores próximos 0 o negativos del estadístico Kappa según método, lo que indica un nivel de acuerdo entre mapa-terreno prácticamente inexistente o similar al que tendría una clasificación realizada al azar.

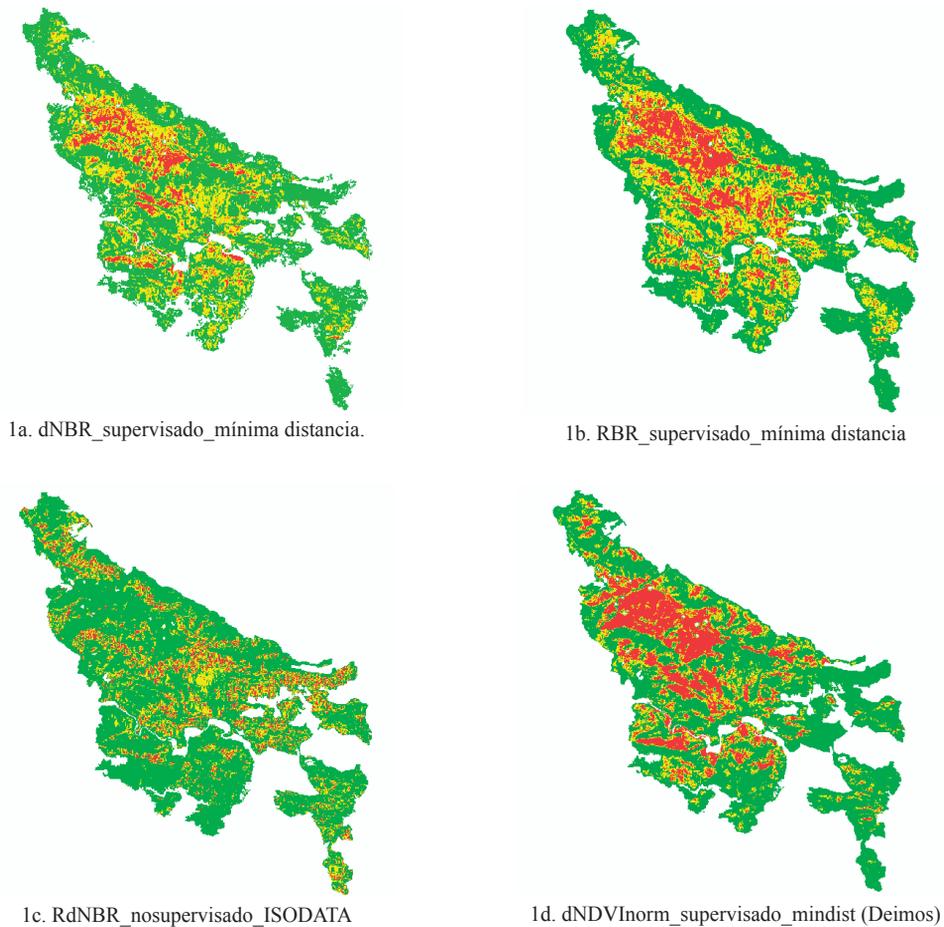


Figura 1. Ejemplos de algunas de las cartografías de la severidad de incendio generadas a partir de distintos índices (1a, 1b, 1c, 1d severidad baja = verde; moderada-baja = amarillo; alta = rojo).

Tabla 2. Resultados de los indicadores de fiabilidad y coeficiente Kappa según índice calculado y metodología usada.

Satélite	Índice	Método	Fiabilidad (%)	Kappa
Landsat 7	dNBR	No SUPERV_ISODATA	47,06	0,2331
Landsat 7	dNBR	SUPERV_Minima dist	78,57	0,6889
Landsat 7	RdNBR	No SUPERV_ISODATA	13,62	0,0001
Landsat 7	RdNBR	SUPERV_Minima dist	28,57	-0,1024
Landsat 7	RBR	No SUPERV_ISODATA	42,65	0,1736
Landsat 7	RBR	SUPERV_Minima dist	71,43	0,5942
Deimos-1	dNDVInorm	No SUPERV_ISODATA	39,71	0,1293
Demos-1	dNDVInorm	SUPERV_Minima dist	64,286	0,4810

Decidido como método más adecuado para representar la severidad de quemado el índice dNBR obtenido con Landsat 7 ETM+, siguiendo el método supervisado por distancia mínima, se definen los umbrales de corte para cada clase (Tabla 3).

Tabla 3. Umbrales de corte de los valores de dNBR definidos para las tres categorías de severidad de incendio identificadas en el incendio.

Clase Severidad	Min dNBR	Max dNBR
Baja	0,300	0,486
Mod_baja	0,487	0,567
Mod_alta	0,568	1,020 (900)

4. Discusión

En este trabajo hemos clasificado información espectral para obtener la cartografía de severidad de incendio, comparando resultados obtenidos a partir de dos satélites con distinta resolución espacial y espectral, y distintas metodologías de cálculo basadas en NDVI y NBR. Nuestros resultados coinciden con aquellos estudios que otorgan más fiabilidad a la estimación de la severidad a partir del NBR (salvando la limitación del RdNBR que a continuación exponemos) que el NDVI (Escuin *et al.*, 2008) dado que combina las bandas del NIR y el SWIR que responden al fuego de manera más acusada (Vlassova *et al.*, 2014). No obstante, en incendios de baja-media severidad estudiados en la provincia de Albacete, en estaciones de características similares a la estudiada, fue el NDVI el más robusto en la evaluación de severidad comparado con NBR y otros índices derivados (Ruiz Gallardo *et al.*, 2007), consiguiendo altas fiabilidades para las clases altas de severidad, que son las que más interesan a los gestores forestales. Analizando en detalle ambas metodologías, y considerando las condiciones ambientales y de vegetación similares de ambos estudios, las diferencias en los resultados obtenidos pueden deberse al tiempo transcurrido en la evaluación de la severidad (menos de un año en un caso y tres años en otro), así como en la definición de clases e indicadores empleados para caracterizar severidad en campo, problema que ha sido anteriormente detectado (De Santis y Chuvieco, 2009). Centrándonos en los resultados obtenidos entre las variantes del dNBR para nuestro incendio, los pésimos resultados encontrados para RdNBR, junto con la subestimación que de la severidad del incendio realiza, deben justificarse en los problemas que matemáticamente presenta la fórmula ante un alto porcentaje de valores de NBR pre-incendio muy bajos o negativos (Parks *et al.*, 2014). En nuestro caso, estos valores representan el 10% de la superficie quemada y se corresponden a las zonas de solana ocupadas por espartales, por lo que podemos afirmar que este índice no es adecuado para las zonas áridas de esta región.

Sin cuestionar la constatada relación que los índices derivados de NDVI y NBR tienen con la severidad del fuego, nuestros resultados apuntan a que la precisión de las distintas clasificaciones es variable no sólo entre ecosistemas y severidades del fuego acaecidas (Kolden *et al.*, 2015), sino también en los

métodos y algoritmos de clasificación; siendo conveniente dentro de un incendio compararlos para optimizar la fiabilidad del resultado, sobre todo en las clases altas de severidad que son las que más interesan a los gestores encargados de la restauración. No obstante, la necesidad de automatizar procesos y comparar incendios en una comarca, hace necesario encontrar la metodología que en términos medios alcance la mayor fiabilidad. En cuanto al empleo de sensores de mayor resolución espacial (SLIM6 de Deimos-1), el “ruido” que el bandeo de Landsat-7 supone y la limitación de comparación al NDVI, nos lleva a ser cautelosos en la valoración de los resultados. Si bien, considerando la escala de trabajo utilizada por los gestores para la evaluación de daños y planificación de actuaciones (cuenca-microcuenca), no parece suponer una prioridad reducir la resolución espacial más allá de la que mejore el cálculo. Futuros estudios con nuevos satélites permitirán ahondar en esta cuestión. El detrimento de la fiabilidad de NDVI en comparación con los estudios de la zona puede ser debido a la escala temporal de análisis de la severidad en campo (Key, 2006) y a la excesiva aridez de la estación estival que oculta los cambios de NDVI debidos al fuego.

Concluir que el índice dNBR presenta resultados relativamente fiables para evaluación espacial de la severidad del incendio en el sureste peninsular y, por tanto, para la valoración de daños inicial ocasionada por el fuego. No obstante, dicha fiabilidad pasa inevitablemente por un reconocimiento del terreno y conocimiento de las respuestas al fuego del ecosistema, que permita una correcta definición previa de las clases de severidad. Esta cuestión es fundamental, en primer lugar, para seleccionar adecuadamente los indicadores de severidad, asumiendo la zonificación mediante teledetección es recomendable sólo cuando hablamos de severidad en la vegetación (Vega *et al.*, 2013); y, en segundo lugar, para mejorar la fase de entrenamiento dentro del proceso de clasificación numérica, dado que ésta se constituye como la columna vertebral del proceso (Chuvieco, 2010). En todo caso, se deben continuar los estudios en la zona a fin de implementar un protocolo que permita comparar incendios y facilite el trabajo de los gestores, incluyendo la evaluación diferida o a largo plazo de la severidad mediante técnicas de teledetección que permitan calcular vulnerabilidad y resiliencia de los ecosistemas (Malak *et al.*, 2015, Doblas-Miranda *et al.*, 2015).

5. Agradecimientos

Agradecemos el apoyo y la ayuda realizada por el Servicio Forestal del Gobierno Regional de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y de la Comunidad de Murcia. Este estudio fue apoyado con fondos aportados por la UCLM al grupo de investigación de Ecología Forestal y por el proyecto nacional de investigación INIA GEPRIF (RTA2014-00011-C06-05).

Referencias

- Adler-Golden, S. M., Matthew, M. W., Bernstein, L. S., Levine, R. Y., Berk, A., Richtsmeier, S. C., Acharya, P. K., Anderson, G. P., Felde, J. W., Gardner, J. A., Hoke, M. L., Jeong, L. S., Pukall, B., Ratkowski, A. J., Burke, H. K. 1999. Atmospheric Correction for Short-wave Spectral Imagery Based on MODTRAN4. *SPIE Proceedings on Imaging Spectrometry*, 3753, 61-69. <https://doi.org/10.1117/12.366315>
- Alloza, J. A., García, S., Gimeno, T., Baeza, M.J., Vallejo, V.R. 2014. *Guía técnica para la gestión de montes quemados*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Cabrera, M., Pérez-Palazón, R., Atienza, A. 2012. Metodología para el diseño de inventario forestal con aplicación de herramienta informática para la redacción de planes técnicos de gestión de biomasa forestal en la Región de Murcia. Fecha último acceso 10/05/2017. http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=b1256a97-89dd-4e69-881b-f4b854e98e7a&groupId=14
- Chavez, P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 1025-1036.
- Chu, T., Guo, X. 2014. Remote Sensing Techniques in Monitoring Post-Fire Effects and Patterns of Forest Recovery in Boreal Forest Regions: A Review. *Remote Sensing*, 6(1), 470-520. <https://doi.org/10.3390/rs6010470>
- Chuvieco, E., 1999. *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. New York: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4>
- Chuvieco, E., Riaño, D., Danson, F.M., Martin, P. 2006. Use of a radiative transfer model to simulate the postfire spectral response to burn severity. *Journal of Geophysical Research*, 111, G04S09. <https://doi.org/10.1029/2005JG000143>
- Chuvieco, E. 2009. *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*. Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-01754-4>
- Chuvieco, E. 2010. *Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio*. Barcelona, España: Ariel, 3ª edición.
- De Santis, A., Chuvieco, E. 2009. GeoCBI: A modified version of the Composite Burn Index for the initial assessment of the short-term burn severity from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 113(3), 554-562. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.10.011>
- Díaz-Delgado, R., Pons, X. 1999. Empleo de imágenes de teledetección para el análisis de los niveles de severidad causados por el fuego. *Revista de Teledetección*, 12, 63-68. Último acceso: noviembre de 2017. http://www.aet.org.es/revistas/revista12/AET12_11.pdf
- Doblas-Miranda, E., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Álvarez, A., Ávila, A., Bonet, F. J., Brotons, L., Castro, J., Curiel Yuste, J., Díaz, M., Ferrandis, P., García-Hurtado, E., Iriondo, J. M., Keenan, T. F., Latron, J., Llusà, J., Loepfe, L., Mayol, M., Moré, G., Moya, D., Peñuelas, J., Pons, X., Poyatos, R., Sardans, J., Sus, O., Vallejo, V. R., Vayreda, J., Retana, J. 2015. Reassessing global change research priorities in mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here? *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 25-43. <https://doi.org/10.1111/geb.12224>
- Escuin, S., Navarro, R., Fernández, P. 2008. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal Remote Sensing* 29, 1053-1073. <https://doi.org/10.1080/01431160701281072>
- Ferriol, M., Merle, H. B. 2012. *El Inventario Fitosociológico*. Valencia: Editorial Universitat Politècnica de València. Fecha último acceso 10/05/2017. <http://hdl.handle.net/10251/16818>
- Fontúrbel, M. T., Fernández, C., Vega, J. A. 2015. Cambios en la repelencia al agua del suelo en función de la severidad del fuego en el suelo. *Flamma*, 6(3), 122-124
- González De Vega, S., de las Heras, J., Gómez-Sánchez, E., Moya, D. 2015. Response of plant communities in the short-term after fire: influence of fire severity and resilience. *Flamma*, 6(3), 149-153.
- González-De Vega, S., de las Heras, J., Moya, D. 2016. Resilience of Mediterranean terrestrial ecosystems and fire severity in semiarid areas: responses of Aleppo pine forests in the short, mid and long term. *Science Total Environment*, 573, 1171-1177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.115>

- Hedo, J., Rubio, E., Dadi, T., López-Serrano, F. R., Alfaro-Sánchez, R., Moya, D., De las Heras, J. 2014. *Is Remote Sensing a Good Method to Define Forest Fire Resilience? A Particular Case in the South-eastern of the Iberian Peninsula*. Coimbra: Universidade de Coimbra. https://doi.org/10.14195/978-989-26-0884-6_63
- Keeley, J.E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116–126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Key, C. H., Benson, N. C. 2005. Landscape assessment: Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In D. C. Lutes (Ed.), *FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. General Technical Report*, RMRS-GTR-164-CD:LA1-LA51. Ogden, UT: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Llovería, R. M., Cabello, F. P., Martín, A. G., Vlassova, L., de la Riva Fernández, J. R. 2014. La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. In *Geoecología, cambio ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María García Ruiz*, 427-440. Instituto Pirenaico de Ecología.
- Ludwig, J. A., Bastin, G. N., Wallace, J. F., McVicar, T. R. 2007. Assessing landscape health by scaling with remote sensing: when is it not enough? *Landscape Ecology*, 22, 163–169. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9038-6>
- Malak, D. A., Pausas, J. G., Pardo-Pascual, J. E., Ruiz, L. A. 2015. Fire Recurrence and the Dynamics of the Enhanced Vegetation Index in a Mediterranean Ecosystem. *International Journal of Applied Geospatial Research*, 6(2), 18-35. <https://doi.org/10.4018/ijagr.2015040102>
- MAPAMA, Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 2016. Fecha último acceso 03/01/2017 http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendiosforestales2001-2010finalmod1_tcm7-349255.pdf
- Miller, J. D., Thode, A. E. 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*, 109, 66-80. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.12.006>
- Moya, D., Alfaro-Sánchez, R., López-Serrano, F. R., Dadi, T., Hernández-Tecles E., Ferrandis, P., de las Heras, J. 2014. Post-fire management of mediterranean forests: carbon storage in regenerated areas in eastern Iberian Peninsula. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 371-386. <https://doi.org/10.18172/cig.2565>
- Moya, D., De las Heras, J., Lopez-Serrano, F. R., Condes, S., Alberdi, I. 2009. Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands. *Plant Ecology*, 200, 217–228. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9446-6>
- Paula, S., Arianoutsou, M., Kazanis, D., Tavsanoglu, Ç., Lloret, F., Buhk, C., Ojeda, F., Luna, B., Moreno, J. M., Rodrigo, A., Espelta, J. M., Palacio, S., Fernández-Santos, B., Fernandes, P. M., Pausas, J. G. 2009. Fire-related traits for plant species of the Mediterranean Basin. *Ecology*, 90, 1420. <https://doi.org/10.1890/08-1309.1>
- Parks, S., Dillon, G., Miller, C. 2014. A New Metric for Quantifying Burn Severity: The Relativized Burn Ratio. *Remote Sensing*, 6(3), 1827–1844. <https://doi.org/10.3390/rs6031827>
- Pausas, J. G. 1999. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology*, 140, 27–39. <https://doi.org/10.1023/A:1009752403216>
- Regueira, N., Benito, E., Fontúrbel, M. T., Fernández, C., Jiménez, E., Vega, J. A. 2015. Efectos de quemadas experimentales de diferente severidad en el carbono orgánico y en propiedades físicas del suelo. *Flamma*, 6(3), 129-133.
- Richards, J. A. 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Berlin: Springer-Verlag, p. 240. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-03978-6>
- Rivas-Martínez, S. 1982. Estage bioclimatiques, secteurs chorologiques et série de vegetation de l'Espagne méditerranéenne. *Ecología Mediterranea* 8, 275–288.
- Rodríguez Ramos, N., Galano Duverger, S., Belloch García, I., Estrada, R., Martín Morales, G. 2009. *Rellenado de los gaps provocados por la falla del Scan Line Corrector en las imágenes Landsat 7 ETM+*. Universidad de La Habana. 49 pp.
- Ruiz-Gallardo, J. R., Castaño, S., Calera, A. 2004. Application of remote sensing and GIS to locate priority intervention areas after wildland fires in Mediterranean systems: a case study from south-eastern Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 13(3), 241-252. <https://doi.org/10.1071/WF02057>
- Ruiz-Gallardo, J. R. 2007. *Teledetección y GIS en la asistencia de la actuación forestal post-incendio*. Tesis doctoral. Universidad de Castilla la Mancha. Último acceso: noviembre de 2017. <http://hdl.handle.net/10578/968>

- Ryan, K., Noste, N. 1985. Evaluating prescribed fires, pp. 230–238 (tech. coord) In: Lotan, J.E., et al. (Eds.), *Proceedings Symposium and Workshop on Wilderness Fire*. USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT 182.
- Sánchez, J. M., Rubio, E., López-Serrano, F. R., Artigao, M. M., Caselles, V., Moya, D., Odi, M. M. 2009. Estudio a través de imágenes Landsat 5-TM del efecto de un incendio sobre el balance de energía en superficie en una zona de bosque mediterráneo. *Revista de Teledetección*, 32, 72–85. Último acceso: noviembre 2017. http://www.aet.org.es/revistas/revista32/Numero32_6.pdf
- San-Miguel-Ayanz, J., Camia, A. 2009. Forest fires at a glance: facts, figures and trends in the EU. In: Birot, Yves (Ed.), *Living with Wildfires: What Science Can Tell Us. A Contribution to the Science-policy Dialogue*. Joensuu, Finland: European Forest Institute, 11–18.
- Soil Survey Staff, 2014. Keys to Soil Taxonomy. 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. Último acceso: 03/01/2017. http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/class/taxonomy/?cid=nrcs142p2_053580
- Soverel, N. O., Perrakis, D. B., Coops, N. C. 2010. Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada. *Remote Sensing of Environment*, 114(9), 1896–1909. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.03.013>
- Spano, D., Camia, A., Bacciu, V., Masala, F., Duguay, B., Trigo, R., Sousa, P., Venäläinen, A., Mouillot, F., Curt, T., Moreno, J. M., Zavala, G., Urbietta, I. R., Koutsias, N., Xystrakis, F. 2014. Recent trends in forest fires in Mediterranean areas and associated changes in fire regimes. In: Moreno, J. M., Arianoutsou, M., González-Cabán, A., Mouillot, F., Oechel, W. C., Spano, D., Thonicke, K., Vallejo, V. R., Vélez, R. (Eds.), *Forest Fires Under Climate, Social and Economic Changes in Europe, the Mediterranean and other Fire-affected Areas of the World*. FUME. Lesson Learned and Outlook. 6–7.
- Tessler, N., Wittenberg, L., Provizor, E., Greenbaum, N. 2014. The influence of short interval recurrent forest fires on the abundance of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) on Mount Carmel, Israel. *Forest Ecology Management*, 324, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.014>
- Tou, J. T., Gonzalez, R. C. 1974. *Pattern Recognition Principles*. Reading, Massachusetts: Addison-Wesley Publishing Company.
- USGS. 2014. Earth Explorer. Último acceso: 04/01/2017. <http://earthexplorer.usgs.gov>
- Vallejo, V. R., Arianoutsou, M., Moreira, F. 2012. Fire ecology and post-fire Restoration approaches in southern European forest types. In: Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., De Las Heras, J. (Eds.), *Post-fire Management and Restoration of Southern European Forests*, 93–119. Netherlands: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2208-8_5
- Vega, J. A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Díaz-Raviña, M., Carballas, T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., Benito, E. 2013. *Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas. Guía para su planificación en Galicia*. Santiago de Compostela: Centro de Investigación Forestal de Lourizán, Consellería do Medio Rural e do Mar, Xunta de Galicia, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia del CSIC (IIAG-CSIC), Universidad de Santiago de Compostela, Universidad de Vigo, FUEGORED.
- Viera, A. J., Garrett, J. M. 2005. Understanding interobserver agreement: The kappa statistic. *Family Medicine*, 37(5), 360–363.
- Vlassova, L., Pérez-Cabello, F., Mimbbrero, M. R., Llovería, R. M., García-Martín, A. 2014. Analysis of the Relationship between Land Surface Temperature and Wildfire Severity in a Series of Landsat Images. *Remote Sensing*, 6, 6136–6162. <https://doi.org/10.3390/rs6076136>

Anexo 1

Tabla de características de suelo y vegetación valoradas para la evaluación de severidad de quemado.

Severidad incendio	Suelo	Vegetación		
		Árboles	Matorrales	Matas y herbáceas
No incendio	No afección	Puede existir algún daño por convección o radiación		
Baja	<50% hojarasca afectada NO cenizas blancas	Troncos chamuscados en base Hojas verdes	DMMQ = no quemado <50% matorral afectado plantas verdes	>25% combustible intacto Aspecto verde
Moderada baja	>50% hojarasca afectada, <10% cenizas blancas	Troncos chamuscados en la base >50% hojas chamuscadas y secas	DMMQ>0,3 cm >50% matorral afectado partes verdes	>75% carbonizado Mantiene todas las hojas
Moderada alta	>50% hojarasca afectada, <50% cenizas blancas	Troncos chamuscados en la base >50% hojas sofamadas, pérdida parte copa	0,6 cm<DMMQ<0,3 cm >50% matorral chamuscado hojas y ramas más fina consumidas	>90% carbonizado hojas consumidas

DMMQ: diámetro mínimo de madera quemada

Imágenes representativas de cuatro zonas del caso de estudio (Donceles 2012): a) masa no quemada; b) masa quemada con baja severidad; c) masa quemada con severidad media-baja; d) masa quemada con severidad media-alta.

