

PROPUESTA DE UN SISTEMA ESPACIALMENTE EXPLÍCITO PARA EVALUAR EL PELIGRO DE INCENDIOS

Héctor Nieto Solana¹

Fecha de Recepción: 11 de Abril de 2008

Emilio Chuvieco Salinero¹

Fecha de Aceptación: 21 de Abril de 2008

Inmaculada Aguado Suarez¹

Marta Yebra Álvarez¹

Mariano García Alonso¹

Javier Salas Rey¹

M. Pilar Martín Isabel^{1,2}

Lara Vilar del Hoyo²

Javier Martínez Vega²

Diego Padrón Paredes¹

Susana Martín Fernández³

(1) Departamento de Geografía

Universidad de Alcalá

(2) Instituto de Economía, Geografía y Demografía

Centro de Ciencias Humanas y Sociales

Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Albasanz, 26-28

28037- Madrid

(3) Departamento de Economía y Gestión Forestal

ETSI de Montes

Ciudad Universitaria s/n

28040 Madrid

RESUMEN

Los incendios forestales suponen un factor muy destacado en la transformación ambiental de buena parte de los ecosistemas terrestres. Tienen impactos globales, afectando a la superficie forestal y a las emisiones de gases de efecto invernadero, y efectos locales, relacionados con la degradación de suelos, erosión, modificación de la dinámica de la vegetación y pérdida de recursos y de vidas humanas. La prevención de incendios resulta cada vez más crítica, para paliar los efectos negativos de los mismos. Se presentan en este trabajo las variables de entrada y el esquema de integración para estimar el peligro de ocurrencia de incendios que se desarrolló en el marco del proyecto Firemap. Se generó información de diversas fuentes, que hacen referencia a variables socio-económicas, así como al estado de los combustibles

y las características del territorio, utilizando sistemas de información geográfica (SIG) e imágenes de satélite. Todas las variables se cartografiaron a una resolución espacial de un 1 km² y se integraron en un servidor web, que estuvo operativo para su evaluación durante el verano de 2007. Se presenta la comparación entre la variación temporal de los índices generados y la ocurrencia observada en la Comunidad de Madrid, una de las regiones del estudio.

Palabras Clave:

Riesgo de incendio, Estado hídrico del combustible, MODIS, AVHRR, Riesgo humano, Rayos, Propagación del fuego, Índices de Peligro Integrados.

ABSTRACT

Forest fires are a major factor of environmental transformation in several ecosystems. Fires have global impacts, affecting forested areas and having an important impact in greenhouse gas emissions. Additionally, fires have local impacts, associated to soil degradation, soil erosion, vegetation dynamics, and lost of lives and properties. Fire prevention is critical to reduce the negative impacts of fire. This paper presents the input variables and the integration scheme developed within the Firemap project (funded under the Spanish Ministry of Science and Technology) to map wildland fire occurrence probability. The project first generated fire risk variables related to several factors of fire ignition or propagation. They were generated from a wide variety of sources using geographic information systems and remote sensing technologies. All variables were mapped at 1 sq km spatial resolution, and were integrated into single indices. The risk system included the development of a dedicated web-mapping server to facilitate the access to the end-users. This service was tested in the summer of 2007 for semi-operational use. The paper presents the first validation results of the danger index, by comparing temporal trends of the different danger components to the fire occurrence in the Madrid region, one of the test sites.

Key Words:

Fire risk, Fuel Moisture Content, MODIS, AVHRR, Human fire risk, Lightning, Fire propagation, Integrated Fire Danger Indices.

INTRODUCCIÓN

El fuego tiene un papel determinante en la dinámica de los ecosistemas terrestres, mostrándose como uno de los factores de control más determinantes en la selección y adaptación de las especies. Desde épocas prehistóricas, se utiliza además como herramienta de gestión del territorio, principalmente para des-

brozar en zonas de expansión agrícola y para ayudar a la nitrificación de suelos en vegetación de sabana. Tiene, finalmente, importantes implicaciones atmosféricas, ya que se considera que las quemas de biomasa suponen casi el 40% de las emisiones totales de CO₂, con un significativo aporte también de otros gases de efecto invernadero.

Además de este importante impacto global, los incendios tienen repercusiones regionales, que serán tanto más negativas cuanto menos naturales sean los ciclos de recurrencia. En las últimas décadas se viene discutiendo bastante sobre las alteraciones de esos regímenes naturales de incendio, los factores que los explican y los impactos previsibles (Pyne, 2001). Básicamente, los principales responsables se asocian a dos tipos de factores, por un lado las alteraciones climáticas recientes (Kasischke y Turetsky, 2006; Westerling et al., 2006), y por otro a las modificaciones del uso tradicional del territorio: abandono de tierras en los países industrializados (Vélez, 2004; Whitlock, 2004), deforestación-colonización en los países en desarrollo (Di Bella et al., 2006).

En este entorno, resulta cada vez más evidente la importancia de contar con mejores herramientas para el conocimiento y gestión de los incendios, singularmente en la prevención. El empleo de las tecnologías de la información geográfica resulta en este aspecto particularmente relevante, ya que facilitan una evaluación dinámica y espacialmente integrada de las condiciones de riesgo (Chuvieco, 2003; Chuvieco y Martín, 2004). Si bien la terminología del riesgo de incendio tiene una tradición histórica específica, en los últimos años se ha propuesto adoptar términos comunes a otros riesgos naturales. En este sentido, suelen distinguirse dos factores en la valoración del riesgo: por un lado, el peligro o probabilidad de que ocurra un incendio en un lugar y momento determinados, y, por otro, la vulnerabilidad, que hace referencia al daño potencial que el fuego supondría para ese lugar. Este esquema es el que segui-

mos en el proyecto de investigación Firemap, financiado en el marco del plan nacional de investigación. El proyecto se organizó en cuatro módulos, tal y como aparece en la Fig. 1. La probabilidad de ocurrencia se dividió en dos aspectos, por un lado el peligro de que se iniciara un incendio, y por otro de que se propagase. En la parte de vulnerabilidad, se consideraron los factores socio-económicos por un lado, y ecológico-paisajísticos por otro.

En este trabajo vamos a revisar lo que atañe al peligro integrado de incendios, que se definió en el proyecto como un producto de la ignición y la propagación (Fig. 2). El primer componente consideró los aspectos físicos y humanos que explican el inicio del fuego, mientras en el segundo se tuvieron en cuenta las condiciones promedio que ayudaran a la propagación. En principio el índice se preveía especialmente explícito y dinámico, de tal forma que pudiera actualizarse frecuentemente, aunque su fin primordial era la planificación estratégica a escalas regionales. No se consideró conveniente incluir en el sistema un modelo de propagación del fuego en tiempo real, pues esto hubiera requerido información de mucho detalle (vientos, modelos combustibles, pendientes locales) que no hubiera estado disponible para cubrir territorios extensos.

ÁREAS DE ESTUDIO

El proyecto Firemap ha tenido desde su origen una orientación regional, si bien las herramientas que se están desarrollando permitirían abordar análisis a distintas escalas, ya que pensamos que son relativamente independientes del nivel de detalle. Para el

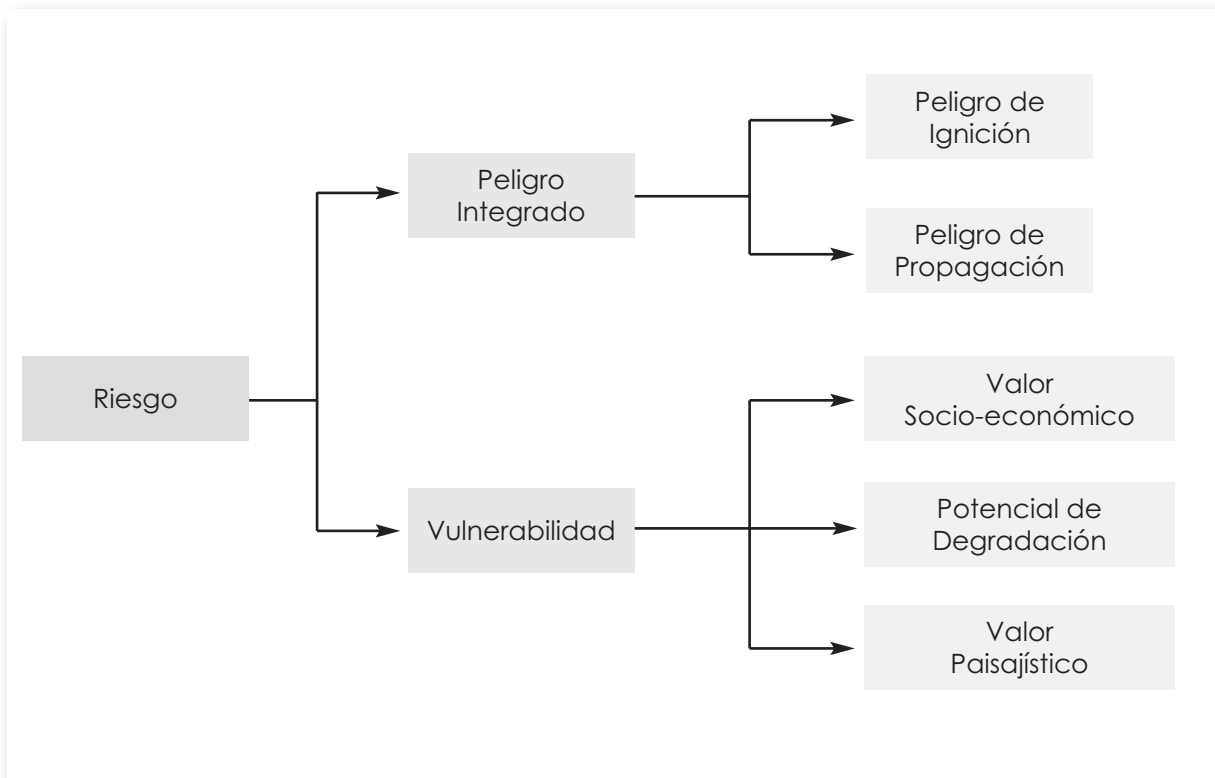


Figura 1.- Esquema de trabajo del proyecto Firemap

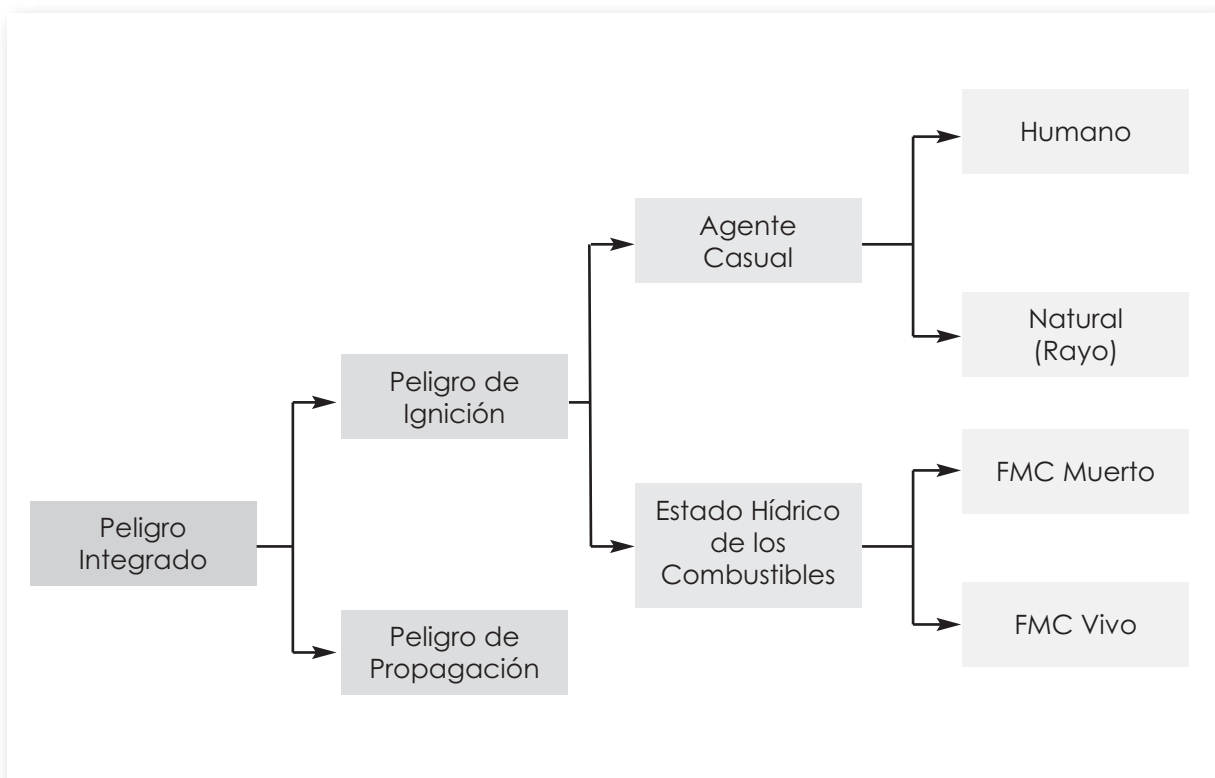


Figura 2.- Componentes de la Probabilidad de ocurrencia en el proyecto Firemap

proyecto se definieron cuatro regiones piloto: Aragón, Madrid, Comunidad de Valencia y provincia de Huelva. La unidad mínima de información es la cuadrícula UTM de 1 km².

GENERACIÓN DE LAS VARIABLES DE RIESGO

Probabilidad de ignición asociada a factores humanos

Los factores vinculados a la actividad humana tienen especial relevancia en la cuantificación del riesgo de incendio forestal. Según las estadísticas oficiales el 96,1 % de los incendios que ocurren en España obedecen a causas humanas (DGB (Dirección General de Biodiversidad), 2006). No obstante, existe una evidente dificultad en valorar y espacializar estos factores de cara a obtener modelos predictivos de la ocurrencia del fuego. A pesar de estas dificultades, la identificación de los distintos tipos de factores de riesgo vinculados a la actividad humana permite obtener modelos predictivos suficientemente fiables. Las variables que se han subrayado en otros estudios están asociadas a los usos del territorio (vías de comunicación, vertederos, espacios naturales protegidos, etc.), y aspectos socioeconómicos (población ocupada en la agricultura, nivel de renta, tasa de paro, entre otros) (Martínez *et al.*, 2004).

Para la modelización de la ocurrencia de incendios debida a causa humana se ha utilizado en este proyecto la regresión logística, técnica que permite describir las relaciones entre una variable dependiente dicotómica y un conjunto de variables independientes continuas o categóricas. Este tipo de mode-

los se han utilizado frecuentemente en la predicción de la ocurrencia del fuego, obteniéndose resultados suficientemente robustos (Carvacho, 1998; Vasconcelos *et al.*, 2001).

El primer paso consistió en la identificación de factores de riesgo asociados a la actividad humana y las variables que podían permitir su cuantificación y cartografía. Se identificaron cuatro grupos de factores: accidentes y negligencias; cambios socioeconómicos; interfases entre usos del suelo, e incendios intencionados, asociados a conflictos en el medio rural. Para representar cada uno de estos factores se consideran preferentemente aquellas variables de carácter estructural, relacionadas con elementos permanentes del territorio. Así, en el grupo de variables representativas de incendios causados por accidentes y negligencias se incluyeron variables relacionadas con la accesibilidad (cercanía a carreteras o líneas de ferrocarril), junto a las relacionadas con líneas eléctricas y presencia de campos de tiro y canteras. Por otro lado, para representar los factores relacionados con cambios socioeconómicos en el territorio se consideraron áreas recreativas, contactos entre usos (interfaz urbano-forestal), potencial demográfico, cambio en la superficie forestal, localización de vertederos, variación de la población, porcentaje de jefes de explotaciones y plazas hoteleras. Las variables de interfase cultivo-forestal y pastoreo forestal, carga ganadera y maquinaria agrícola representan los factores de ignición vinculados a las actividades rurales tradicionales. Finalmente, el factor de incendios producidos por la generación de conflictos, agrupa las variables relacionadas con titularidad de los montes, espacios naturales pro-

tegidos, tasa de paro y nivel de renta. Estas variables han sido generadas a partir de fuentes cartográficas y estadísticas espacializándose a resolución de 1 km², mediante herramientas SIG.

Como variable independiente se utilizó la ocurrencia de incendios de causa humana en el período 1990-2004 obtenida a partir de los partes oficiales de Incendio, donde la localización espacial de los incendios se recoge a nivel de cuadrícula de 10 x 10 Km. Para asociar esta información al nivel de detalle espacial requerido en el proyecto se aplicaron diversos procesos de espacialización, orientados a reducir, en lo posible, la incertidumbre en la localización de los incendios (Vilar, 2006). Además, ya que el modelo de regresión logística requiere una variable dependiente dicotómica, fue necesario discretizar la variable dependiente (número de incendios de causa humana). Esto se hizo dividiendo la variable ordenada en 3 grupos con el mismo número de casos (grupo 1, baja incidencia, 3 alta incidencia y grupo 2 de incidencia intermedia). A los casos incluidos en el primer grupo se les da valor 0 y a los del grupo 3 valor 1. Para generar el modelo, no se tuvieron en cuenta los valores intermedios, aunque sí se emplearon para representar espacialmente la ecuación resultante.

Antes de construir el modelo parecía conveniente eliminar variables innecesarias o redundantes (multicolinealidad). Para estudiar la incidencia de este fenómeno en los datos se aplicaron diversos diagnósticos de colinealidad, así como otros dirigidos a analizar la significación de las variables independientes que nos ayudaron a decidir sobre el interés o no de incluirlas en el modelo.

Con las variables seleccionadas tras los mencionados análisis previos se elaboró el modelo de regresión logística. Se utilizó la opción por pasos hacia delante de Wald, con el valor 0,5 como punto de corte para la clasificación. El modelo se obtuvo empleando una muestra aleatoria del 60% de los casos, utilizando el 40% restante para validar la calidad de las estimaciones.

Los porcentajes de acierto en la clasificación obtenidos para las distintas zonas de estudio (Tabla 1) varían entre un 68,4 % (C. Valenciana) y un 84 % (Huelva). En general, la baja incidencia de incendio aparece mejor clasificada en los distintos modelos obtenidos llegando a un porcentaje de acierto del 92 % en el caso de Huelva. La alta incidencia alcanza porcentajes de acierto que oscilan entre el 57 y el 76 %.

Las variables incluidas en los modelos para las distintas zonas de estudio responden bastante bien con lo esperable, de acuerdo a la experiencia que nos transmitieron los gestores de incendios de las respectivas Comunidades Autónomas. En Madrid, por ejemplo, la variable con más peso en el modelo (Tabla 2) es la interfaz urbano-forestal que se relaciona con el riesgo real asociado al uso residencial y recreativo en zonas forestales.

Probabilidad de ignición asociada a la ocurrencia de rayos

Aunque la ocurrencia de incendios forestales causados por rayo es pequeña (cerca del 4% en nuestro país), la superficie quemada afectada por los mismos tiende a ser mayor que en el resto, debido a que habitualmente se producen en zonas forestales más inaccesibles, donde la detección y el primer combate

	C. MADRID		C. VALENCIANA		HUELVA	
	Baja incidencia	Alta incidencia	Baja incidencia	Alta incidencia	Baja incidencia	Alta incidencia
Porcentaje acierto	75,40%	65,70%	79,40%	57,40%	92,40%	76,40%
Global	70,60%		68,40%		84,40%	

Tabla 1.- Porcentajes de acierto obtenidos para las distintas zonas de estudio

Variables Modelo Riesgo Humano Madrid	Efectos marginales (dx/dy)
<i>Buffer pistas</i>	0,064
<i>Espacios Naturales Protegidos</i>	0,155
<i>Interfaz urbano forestal</i>	0,190
<i>Variación población agraria</i>	-0,105
<i>Jefes explotación agraria mayores 55 años</i>	-0,105
<i>Tasa paro</i>	0,113
<i>Infraestructuras hoteleras</i>	-0,208

Tabla 2.- Variables seleccionadas en el modelo e influencia de cada variable en la ocurrencia de incendio por causa humana en Madrid (efectos marginales, dx/dy).

al fuego lleva más tiempo (Wotton y Martell, 2005). Además, las condiciones meteorológicas que nos encontramos durante las tormentas, con una mayor actividad al atardecer y con fuertes vientos hace más difícil el uso de medios aéreos para el ataque. Varios estudios sobre la ocurrencia de este tipo de incendios han utilizado variables relacionadas con la orografía (Díaz-Avalos *et al.*, 2001), así como la polaridad de los rayos (Latham y Schlieter, 1989) y el estado hídrico de los combustibles (Wotton y Martell, 2005). También el tipo de vegetación juega un doble papel en la ocurrencia de incendios causados por rayo: ya que, por un lado, hay cubiertas vegetales con una mayor densidad de descargas (Dissing y Verbyla, 2003), y, por otro, las diferencias en el tipo lecho forestal resultan en variaciones en la capacidad calorífica del material y, por tanto, en su inflamabilidad (Latham y Williams, 2001).

Para nuestro proyecto se modeló la ocurrencia de incendios causados por rayo desde un punto de vista espacio-temporal para las cuatro regiones de estudio. Sin embargo, la información relativa a las descargas de rayo es diferente según la región de estudio: para la Comunidad de Madrid y Aragón se cuenta con datos provenientes del Instituto Nacional de Meteorología, mientras que para la Comunidad Valenciana y Huelva los datos disponibles provienen de la empresa Meteorológica S.A., quien adquirió estos datos del centro británico Met Office, y cuentan con una precisión espacial inferior. Se han analizado los partes de incendio, proporcionados por la Dirección General de la Biodiversidad (DGB); la localización de las descargas de rayo; el modelo digital del terreno con resolución de 250 m, del que se han derivado la pendiente, exposición y curvatura del terreno; el mapa forestal nacional (1:50.000,

fuelle DGB); y variables meteorológicas diarias (temperaturas, humedad relativa, radiación solar, velocidad del viento y precipitación), especializadas a 3 x 3 km² por la empresa Meteorológica S.A. A partir de esta información se han calculado los modelos de humedad del combustible muerto derivados del *National Fire Danger Rating System* estadounidense (Bradshaw *et al.*, 1983), y del *Canadian Forest Fire Weather Index* de Canadá (Van Wagner, 1987).

Con estas variables, se generó un modelo de regresión logística para predecir la probabilidad de ocurrencia de un incendio forestal causado por rayo durante el periodo 2002-2004 para cada una de las cuatro zonas de estudio. La variable dependiente era la ocurrencia o no de al menos un incendio causado por rayo durante esos tres años dentro de cada una de las celdas de 3 x 3 km² que servían, para esta variable, como unidad espacial, ya que no se disponía de la información meteorológica más detallada. Los análisis previos permitieron determinar una relación significativa entre la ocurrencia de incendios forestales causados por rayo y la altitud, la pendiente, la presencia de arbolado, la cantidad de precipitación de la tormenta y el estado hídrico del combustible muerto; confirmándose los resultados obtenidos por estudios realizados por otros autores (Díaz-Avalos *et al.*, 2001; Rorig y Ferguson, 2002). En los modelos logísticos desarrollados se obtuvo una precisión en la clasificación de las celdas con incendio en torno al 70% para cada una de las regiones. Para Aragón, Madrid y Valencia la variable que mejor explicaba la ocurrencia era el número de tormentas secas, mientras en Huelva sólo el

porcentaje de superficie orientada al Sur resultó significativo. La menor resolución espacial de la variable relacionada con la localización de las descargas de rayo incluida en la calibración del modelo para Huelva puede explicar este último resultado.

Probabilidad de ignición asociada al estado hídrico de la vegetación

El contenido de humedad del combustible (*Fuel Moisture Content*, FMC) es una de las variables más críticas para estimar la probabilidad de ignición o propagación del fuego, ya que la cantidad de agua en las plantas está inversamente relacionada con su potencial de combustión (Nelson, 2001). Siguiendo una práctica frecuente en la literatura de riesgo de incendios, para este proyecto hemos dividido la estimación del FMC en dos tipos, según se tratara de combustibles vivos o muertos.

El FMC de los combustibles muertos resulta algo más sencillo de estimar ya que está directamente asociado a las variaciones de las condiciones atmosféricas, principalmente temperatura, lluvia, viento y humedad relativa. Para este proyecto hemos aplicado un modelo empírico, basado en ajustes de regresión sobre medidas tomadas en el Parque Nacional de Cabañeros entre 1998 y 2003 sobre hojarasca y pasto senescente (Aguado *et al.*, 2007). Estas medidas de humedad tomadas en campo se correlacionaron con dos índices meteorológicos muy utilizados en la gestión de incendios forestales (FFMC – *Fine Fuel Moisture Content* (Van Wagner, 1987) y el índice 10h (Bradshaw *et al.*, 1983)) con el fin de verificar su aplicabilidad en un entorno mediterráneo. Ambos códigos de humedad

ofrecieron resultados muy similares, siendo seleccionado para la estimación de la humedad del combustible muerto, el código 10h por su menor complejidad de cálculo. Teniendo en cuenta las dificultades para obtener observaciones meteorológicas puntuales que sirvan de entrada en el cálculo del índice empírico, se optó por la utilización de predicciones meteorológicas procedentes del *European Center for Medium Range Weather Forecasting* (0,5° x 0,5°). Las variables meteorológicas que requiere la estimación del índice empírico (temperatura y humedad relativa a las 12h UTC) fueron facilitadas por la empresa Meteorológica S.A. que efectúa a partir de estas predicciones una interpolación espacial. Asimismo, el proceso de interpolación incluye como variable auxiliar la altitud. La salida del modelo de interpolación ofrece predicciones en una malla de 500 x 500 m. Finalmente, los valores de FMC en el combustible muerto fueron remuestreados a una resolución de 1000 m para poder ser integrado con el FMC del combustible vivo. Se obtiene por tanto, para cada una de las cuatro regiones de análisis, un mapa diario del estado hídrico (FMC) del combustible muerto. En la Fig. 3 puede observarse la evolución quincenal de este índice para la Comunidad de Madrid durante el verano de 2007. Como era de esperar, los valores más críticos (menor contenido de humedad) se observan durante los meses de julio y agosto.

En cuanto a la estimación del FMC de los combustibles vivos, su estimación operativa es más compleja que en los combustibles muertos, ya que varían con mayor independencia de las condiciones atmosféricas, al estar también influida por la capacidad de

retención de humedad en el suelo y, sobre todo, la fisiología de las plantas, que hacen que se puedan dar valores muy diversos de FMC con las mismas condiciones atmosféricas. Por esta razón, hay pocos índices meteorológicos que se hayan utilizado en la estimación de la humedad en los combustibles vivos. A pesar de que pudieran ofrecer buenos resultados, un problema añadido es el error que se genera al interpolar las variables meteorológicas en territorios que pueden ser relativamente distintos del punto donde se realizó la medida. La alternativa tradicional a las estimaciones meteorológicas es la medida directa en campo, que resulta costosa y de difícil representatividad espacial.

Para salvar estas dificultades, planteamos en el proyecto Firemap estimar el FMC de los combustibles vivos a partir de la teledetección espacial, siguiendo la experiencia de proyectos previos (Chuvieco *et al.*, 2004a). Teniendo en cuenta que esta variable requiere una actualización al menos semanal, se optó por trabajar con sensores de alta resolución temporal, principalmente NOAA-AVHRR y Terra-MODIS. La estimación se basó en modelos empíricos, que habían sido elaborados previamente (Chuvieco *et al.*, 2004a), enriqueciéndose con nuevos ajustes que consideraban años secos y húmedos (García *et al.*, 2008). También se desarrollaron ajustes basados en modelos de simulación.

Para poder calibrar y validar las ecuaciones ya sean derivadas de MODIS o AVHRR, procedimos a continuar las campañas de muestreo en el terreno, realizadas por nuestro grupo de investigación en el Parque Nacional de Cabañeros desde 1996 a la actualidad.

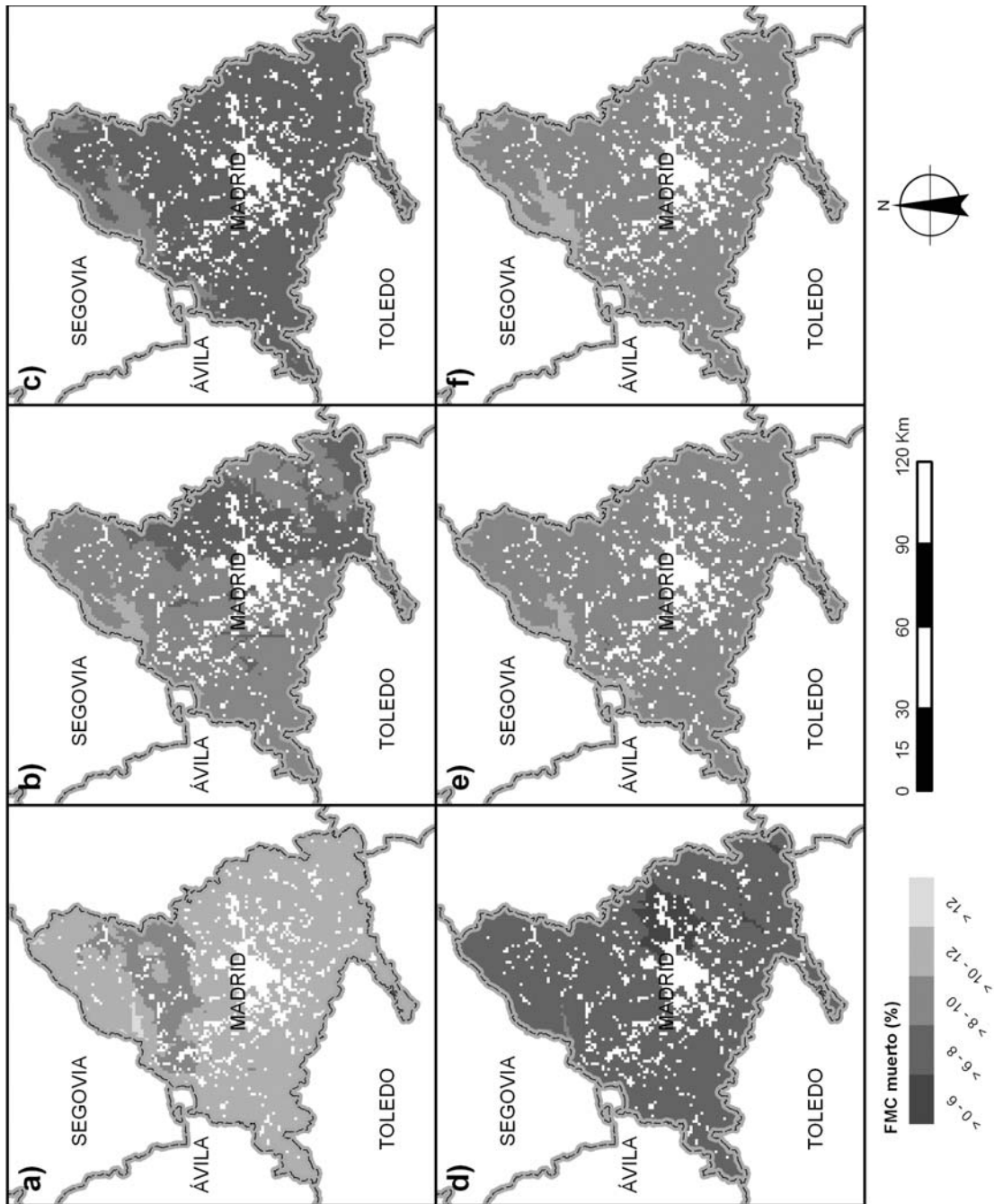


Figura 3.- Evolución temporal del FMC muerto durante el verano de 2007. a) 15 de julio, b) 1 de julio, c) 15 de julio, d) 1 de agosto, e) 15 de agosto, f) 1 de septiembre.

Para este trabajo se utilizó únicamente la serie 2001 a 2005, para poder comparar los resultados entre los dos sensores, AVHRR y MODIS, ya que de este último sólo hay datos desde 2001. La información de campo se recolectó cada 16 u 8 días, sobre parcelas de pastizal y matorral, suficientemente homogéneas para poder relacionarse con los datos de la imagen. Como variables de estimación se empleó para las imágenes AVHRR el índice de vegetación (NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*: (Rouse *et al.*, 1974), y la temperatura de superficie (T_s), extraídos a partir de compuestos multitemporales de 8 días utilizando como criterio de composición la máxima temperatura de brillo (Chuvienco *et al.*, 2005). Para el caso del MODIS se han empleado las siete primeras bandas de reflectividad del producto MOD09: compuesto de 8 días a 500 m de resolución espacial (Vermote y Vermeulen, 1999), así como índices de vegetación y el producto de área foliar MOD15 derivados del mismo sensor (Knyazikhin *et al.*, 1999).

Se exploraron y compararon diferentes enfoques que emplean imágenes de satélite para calibrar dos modelos de estimación del FMC (uno para pastizales y otro para matorrales), uno empírico y otro basado en modelos de transferencia radiativa. Se realizaron análisis de regresión lineal múltiple (RLM) entre los datos de FMC medidos en campo y la información derivada del sensor para cada parcela y fecha para el rango de valores encontradas en el Parque Nacional de Cabañeros.

En el caso del sensor AVHRR, siguiendo la metodología empleada en proyectos anteriores

(Chuvienco *et al.*, 2004a), se desarrollaron dos modelos empíricos, teniendo en cuenta las distintas tendencias estacionales que mostraron dichas formaciones vegetales en años secos y años húmedos. Así, se clasificaron los años hídricos de la serie temporal como secos o húmedos, en función de los valores de un índice de sequía denominado *Cumulative Water Balance Index* (CWBI) (Dennison *et al.*, 2003) y de la reserva hídrica. Estas diferencias en la tendencia estacional fueron recogidas mediante una función armónica denominada Función del Día Juliano (FDJ), obtenida mediante regresión no lineal. De esta forma, para cada formación vegetal se obtuvieron dos FDJs distintas según fuese un año seco o húmedo. Posteriormente, se realizó una regresión múltiple lineal para cada especie forestal utilizando el 60% de la muestra para calibración y el 40% restante para validación. Como variable dependiente se utilizó el FMC derivado a partir de los datos de campo, mientras las variables independientes fueron el NDVI, la temperatura de superficie y la FDJ. Los nuevos modelos derivados proporcionaron una buena estimación del FMC vivo, tanto para años secos como húmedos, con valores R^2 superiores a 0.7 para pasto y matorral. Además se comprobó que la consideración de años secos y húmedos reducía notablemente la sobreestimación observada al aplicar un único modelo, reduciéndose también el RMSE (García *et al.*, 2008). Las ecuaciones empíricas derivadas a partir de los datos AVHRR fueron:

$$(1) FMC_p = 27.9498 - 1.19411 \cdot T_s + 331.865 \cdot NDVI + 115.514 \cdot FDJ_p$$

$$(2) FMC_M = 8.7303 - 0.2294 \cdot T_s + 40.792 \cdot NDVI + 125.866 \cdot FDJ_M$$

donde NDVI y Ts tienen el significado antes comentado y FDJ es la función del día juliano para pastizal (P) y matorral (M) según si el año es seco o húmedo.

Para el caso del MODIS, se exploraron y compararon dos enfoques para calibrar modelos de estimación de FMC de pastizales y matorrales; ajustes empíricos multitemporales derivados de observaciones de campo y ajustes estadísticos derivados de datos simulados a partir de modelos de transferencia radiativa. Tras un análisis de correlación entre varios índices de vegetación y los datos de FMC (Yebra *et al.*, 2008), ya fueran del conjunto de datos observados o simulados, se seleccionaron los índices más altamente correlacionados para realizar un análisis de regresión múltiple. De esta manera se ajustaron ecuaciones con los índices de vegetación NDVI, VARI *Visible Atmospheric Resistant Index* (Gitelson *et al.*, 2002), GVMI *Global Vegetation Moisture Index* (Ceccato *et al.*, 2002) y NDII *Normalized difference infrared index* (Hunt y Rock, 1989), calculados a partir del producto MODIS de reflectividad MOD09. Además, en el caso de los datos simulados, se añadieron como variables independientes el índice de área foliar, extraído del producto MOD15, y el peso específico de la vegetación (PE), con el objetivo de tener en cuenta posibles variaciones de los índices entre lugares con vegetación diferente. Finalmente, se abordaron cuatro modelos, dos basados en los datos observados: pasto (1) y matorral (2), y otros dos en datos simulados a partir de modelos de transferencia radiativa; pasto (3) y matorral (4) (Yebra *et al.*, 2008):

$$(1) FMC_p = -161.1 + 650.2 \times NDVI$$

$$(2) FMC_M = 229.1 + 887.2 \times VARI - 300.7 \times GVMI$$

$$(3) FMC_p = -6.7 + 131.4 \times LAI + 296.7 \times NDII$$

$$(4) FMC_M = 200.3 - 5322.8 \times PE + 92.3 \times GVMI$$

La comparación de las estimaciones realizadas con los modelos calibrados con MODIS y los dos enfoques mostró que, para pastizales, ambos realizan estimaciones bastante precisas (RMSE de 27.4 y 24.5%, empírico y derivado de datos simulados, respectivamente), si bien el modelo basado en los datos simulados (3) es menos operativo debido a que precisa como variables de estimación dos productos diferentes (MOD09 y MOD15). Para matorrales, el modelo derivado de los datos simulados (4) estima FMC con menores residuales en los años secos (más críticos en lo que al riesgo de incendio se refiere). Sin embargo, en los años normales produce alta infra-estimación. Este modelo puede ser mejorado mediante la simulación de la reflectividad para un rango de valores más amplio (no restringido a Cabañeros) y otras técnicas de inversión basadas en minimizar la distancia entre espectros simulados y observados.

Para el proyecto Firemap se emplearon las ecuaciones derivadas del sensor AVHRR durante el verano de 2007, debido a que no se pudo disponer, en tiempo real, de las imágenes MODIS.

Probabilidad de propagación

La mayor parte de los modelos de propagación del fuego están diseñados para simular condiciones locales, no regionales. En nuestro caso, se pretendía estimar de alguna forma

la variación espacial de la capacidad de propagar el fuego para las regiones de estudio, lo que suponía extender esos modelos locales a escalas mucho menores. En definitiva, se trataba de obtener una capa de riesgo que considerara las condiciones promedio de propagación, diferenciando espacialmente aquellas áreas donde, con carácter general, el incendio tendería a propagarse más rápidamente o con mayor energía. Esto suponía considerar unas condiciones determinadas de viento, factor muy variable y difícil de modelar espacialmente, que sirvieran para modelar en el conjunto del paisaje el potencial de cada unidad de observación (celda de 1 km²) para desarrollar el fuego, asumiendo que pudiera iniciarse en cualquier celda vecina.

La modelización se hizo considerando la peor situación para la propagación del fuego, es decir que el fuego se propagara en la dirección de máxima pendiente y la velocidad del viento fuese la media de las máximas para los meses de verano. A parte de estas dos variables, los factores que más influyen en la propagación son el tipo de combustible y la humedad relativa del combustible vivo y muerto.

Las variables de interés que se modelaron fueron la longitud de llama y la velocidad de propagación. Para poder relacionarlas con las variables del medio, se generó una muestra con el programa Behave (Andrews y Chase, 1990) para los 13 tipos de combustible disponibles en este programa, con pendientes entre el 0% y el 90 %, velocidades del viento a ras del suelo entre los 4 km/h y los 20 km/h, y las siguientes humedades relativas del combustible muerto, 5% 1-h Moisture; 10%, 10-

h Moisture; 12% 100-h Moisture; y del combustible vivo 50%, para el caso de *Live Herbaceous Moisture*; y 100% en el de *Live Woody Moisture* (Martín *et al.*, 2002; Vélez, 2000).

El tamaño final de la muestra fue de 5.600 datos una vez fueron excluidas las áreas sin combustibles forestales. Con la muestra generada se obtuvieron los modelos de regresión múltiple de la velocidad de propagación en función de la pendiente y de la velocidad de viento para cada tipo de combustible. Los valores del coeficiente de regresión múltiple R² variaron entre el 93% y 97.8%. La longitud de llama se modeló también en función de la velocidad de propagación, para cada tipo de combustible. Se seleccionó el modelo linealizable que mejor se ajustaba a las variables. En este caso el coeficiente de determinación ajustado varió entre el 92% para el tipo de combustible 8 y mayor del 99% para el resto de combustibles.

Para generar los mapas raster de velocidad de propagación y de longitud de llama, se desarrolló una macro en ArcGIS que aplicaba los modelos de regresión a los mapas de pendientes, de tipos de combustibles y de velocidad del viento en cada zona de estudio. El resultado puede observarse en la Fig. 4.

INTEGRACIÓN DEL MODELO

Conversión de las variables a una escala común de riesgo

El primer paso en la integración del modelo de probabilidad de ocurrencia fue encontrar una escala de riesgo común a las distintas variables que habían sido generadas. Para evitar posibles subjetividades en ese proceso de

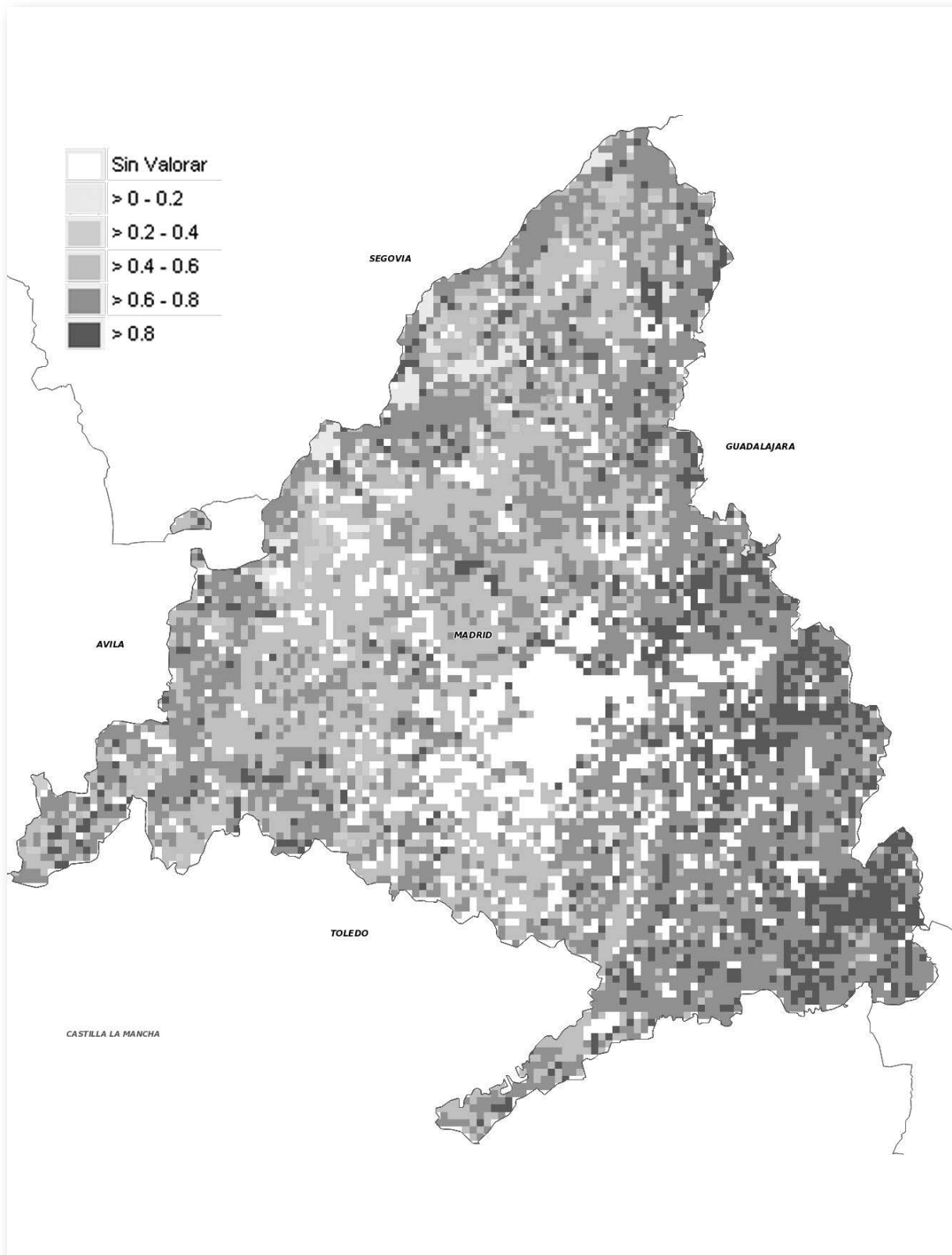


Figura 4.- Peligro de propagación de incendio en la Comunidad de Madrid a partir de la simulación Behave con las condiciones indicadas en el texto.

conversión, se procuró que todas ellas estuvieran medidas en una escala probabilística, haciendo su comparación más asequible.

En lo que se refiere al peligro de ignición tanto de ámbito humano como de rayos, la probabilidad se obtuvo de la regresión logística aplicada a la ocurrencia histórica del fuego. Para la conversión del FMC a probabilidad de ignición, se empleó el concepto de humedad de extinción (valor límite de humedad a partir del cual un combustible no arde: (Simard, 1968) tanto del combustible vivo como muerto. Ese valor teóricamente debería suponer una probabilidad de ignición de 0, pero adoptando un criterio conservador, se le asignó un valor de 0.2. Desde ese valor al valor mínimo de FMC medido en campo para los 10 años de muestreo, se aplicó una función lineal negativa (a mayor humedad, menor probabilidad de ignición), entre los valores de 0,2 y 1. Finalmente, desde el valor de humedad de extinción hasta el máximo medido de FMC se aplicó un proceso similar, con márgenes entre 0,2 y 0 (Chuvieco *et al.*, 2004a). Uno de los problemas en la integración de estos dos valores de humedad es la falta de datos para el FMC de los combustibles bajo arbolado, ya que las especies arbóreas no se consideraron en el modelo de estimación, en esta fase.

Finalmente, para convertir las variables calculadas en el peligro de propagación (velocidad de propagación y longitud de llama), se consideró la frecuencia de los valores de la velocidad de propagación y de la longitud de llama en Aragón, Valencia y Madrid. Debido a que el riesgo cambia si el número de píxeles con longitudes de llama o veloci-

des altas es elevado o, por el contrario, sólo se produce en un número pequeño, se ajustaron las curvas de frecuencia acumulada de los valores de velocidad de propagación y de longitud de llama. Por tanto el índice de riesgo varía entre 0 y 1. El valor asignado a cada punto del territorio es el valor máximo entre el valor del indicador de riesgo debido a la velocidad de propagación y el debido a la longitud de llama. Este indicador se probó en Huelva donde los resultados fueron satisfactorios.

Integración entre los índices de peligro

Para generar índices que integraran las distintas nociones del peligro de incendio que se están considerando en este proyecto se plantearon varias alternativas (Chuvieco *et al.*, 2003): tabulación cruzada, ponderación jerárquica, evaluación multicriterio, índices cuantitativos y técnicas de regresión. Finalmente, optamos por realizar una integración sucesiva, aplicando distintos criterios a cada par de variables, dependiendo de su significado temático y de la frecuencia de actualización de las variables de entrada. La integración entre el peligro causal asociado a rayos y a actividad humana se realizó a partir de un criterio probabilístico basado en los axiomas de Kolmogorov (Tarantola, 2005) según el cual la probabilidad de que ocurra un evento u otro (incendio de causa humana o de rayos) se define como:

$$P(A \cup B) = P(A) + P(B) - P(A) \cdot P(B)$$

donde $P(A \cup B)$ es el índice integrado (en este caso, la probabilidad de ocurrencia debido al agente causal), $P(A)$ es la probabilidad de ocurrencia de incendios de causa humana,

P(B) es la probabilidad de ocurrencia de incendios por rayo, y el producto de las dos probabilidades indica la probabilidad de que ocurran ambos eventos, asumiendo que se trata de eventos independientes.

La integración de la probabilidad de ignición asociada al FMC de los combustibles vivos y muertos (Estado Hídrico de los Combustibles, en la Fig.2) se realizó como la media de las probabilidades de ignición de los combustibles vivos y muertos, ponderada por la proporción de ambos tipos de combustible dentro de cada celda de 1km².

Para la integración entre Agente Causal y Estado Hídrico del Combustible (EHC), así como entre el Peligro de Ignición y Peligro de Propagación, hemos seguido una filosofía extraída de las técnicas multicriterio (Gómez y Barredo, 2006). En primer lugar, en el caso de la integración del estado hídrico de los combustibles y del agente causal, asumimos que los valores del peligro de ignición deberían ser altos sólo en el caso de que ambos productos (estado hídrico y agente causal) presentaran valores altos. Por lo tanto, los valores más altos de probabilidad serían aquellos más cercanos a las condiciones críticas (distancia al punto anti-ideal), definidas como aquellas con menor humedad y mayor causalidad. Por otro lado, en el caso de la integración entre la ignición y propagación se asume que los valores más altos del índice integrado se podrían dar en situaciones tanto de alta probabilidad de ignición como de alta propagación, por ello se asume que los valores más altos del peligro integrado serán los más alejados de la situación óptima (punto ideal), definido como aquél con menor probabili-

dad de ignición y menor probabilidad de propagación. Cada factor se ha ponderado de modo distinto según la frecuencia de actualización, teniendo 4 veces más peso para el factor dinámico que el estático.

$$\text{Peligro de Ignición} = 1 - \sqrt{\frac{4(1 - EHC)^2 + (1 - \text{Agente Causal})^2}{5}}$$

$$\text{Peligro Integrado} = \sqrt{\frac{4 \cdot \text{Peligro de Ignición}^2 + \text{Peligro de Propagación}^2}{5}}$$

Desarrollo de un servidor cartográfico de riesgo de incendios

Desde el inicio del proyecto Firemap se consideró fundamental contar con el apoyo de los usuarios finales del índice de riesgo, tanto para el diseño y calibración del mismo, como para su validación. De cara a facilitar la comunicación con los usuarios, a veces distantes geográficamente de los lugares de desarrollo, se ha generado una herramienta en internet para el acceso a la información del proyecto, con una sección específica para gestionar información cartográfica, empleando técnicas de "web-mapping" sobre programas de dominio público (<http://www.geogra.uah.es:8080/cartofire/index.php>). Para este servidor, se procuró estandarizar la documentación de las variables de entrada, de cara a que los datos generados pudieran integrarse fácilmente en bases de datos descentralizadas, y se dotara al usuario de una serie de herramientas de consulta y descarga adecuadas (Fig. 5). Se generaron varios perfiles de usuario para garantizar este acceso.

Validación de resultados

Como es bien sabido, la validación de un índice de peligro requiere contar con una serie

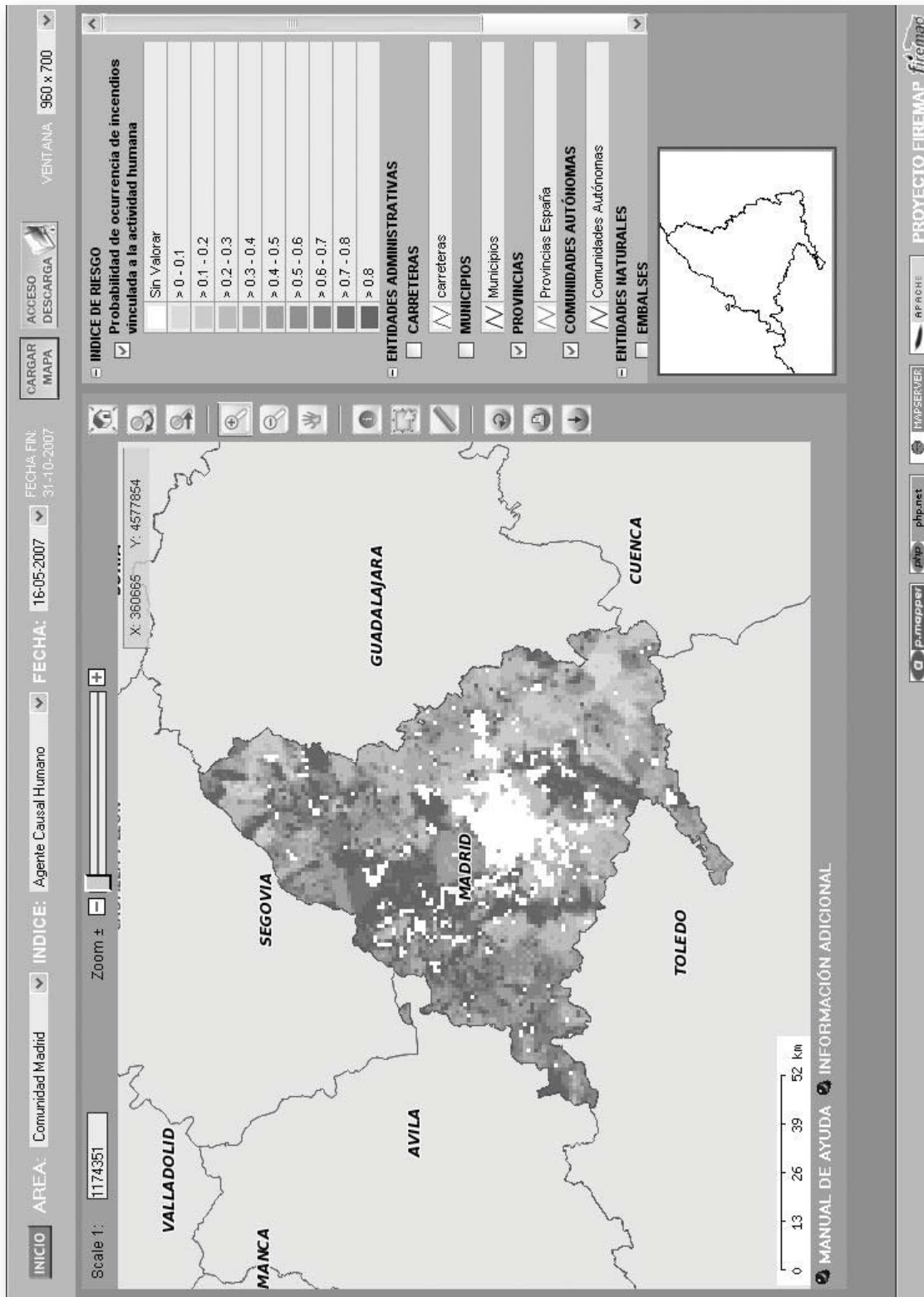


Figura 5.- Presentación del peligro por causa humana de incendios para la Comunidad de Madrid en el servidor cartográfico Firemap

suficientemente larga para analizar las tendencias promedio. En este caso, el sistema sólo se ha podido evaluar con un año de ocurrencia (2007), ya que hasta ese momento no estuvo disponible la integración de las variables. Conviene aquí considerar que la validación estrictamente se refiere a esa integración, y no tanto a las variables de peligro que se consideraron en el modelo, pues cada una contó con su propia validación (serie histórica para el peligro de origen humano o rayos, datos de campo para el FMC, simulación Behave para la propagación). Una última advertencia hace referencia a distinguir entre el concepto de peligro y el de ocurrencia. El primero indica una posibilidad, el segundo un hecho. Que haya alto riesgo de que se produzca un incendio no quiere decir que de hecho siempre se produzca, ya que alguna de las condiciones puede estar ausente; de igual forma, pueden producirse incendios en condiciones de menor riesgo, si por ejemplo el agente humano actúa deliberadamente para provocarlo. En cualquier caso, la cartografía de riesgo nos ayuda a plantear momentos y lugares donde conviene planificar los medios de defensa ante una eventual ocurrencia.

Con estas salvedades, el ejercicio de validación que se ha realizado para este proyecto se basó en analizar la variación espacio-temporal de los puntos de ignición para las regiones que participaron en el mismo. Para simplificar los comentarios, nos centraremos en los resultados obtenidos para la Comunidad de Madrid, puesto que en esta región la información de partida era algo más precisa que en el resto.

Se cuenta para ello con los puntos de ignición registrados durante el año 2007 por el Cuerpo de Bomberos de la Comunidad de Madrid. Según este organismo, durante ese año se produjeron 230 incendios forestales. Sin embargo, puesto que los índices de peligro fueron calculados desde el 5 de junio hasta el 31 de octubre, el número de puntos de ignición se redujo finalmente a 173 durante esos 149 días analizados.

Con el fin de evaluar la capacidad de los índices para explicar la ocurrencia de un incendio se han calculado distintos estadísticos que nos pueden indicar la existencia de diferencias significativas entre los valores con y sin incendio. El hecho de que los valores de los índices no se comporten como una distribución normal (test de normalidad de Kolmogorov no significativos) y el bajo número de casos con ignición comparado con los casos sin ignición hacen recomendable el uso de tests no paramétricos. Se han calculado: 1) las distancias de Mahalanobis entre los valores de cada índice en casos de ignición y sin ignición; 2) el test de la U de Mann-Whitney (Mann y Whitney, 1947), que nos analiza la existencia de diferencias entre dos poblaciones (ignición vs. no ignición) con respecto a cada índice de peligro, y 3) el estadístico R² de Nagelkerke, provenientes de ajustes de regresión logística aplicados a cada índice, tomando como variable dependiente la ignición de un incendio. Estos estadísticos han sido calculados para los índices "FMC muerto", "Estado Hídrico de los Combustibles", "Peligro de Ignición" y "Peligro Integrado". Los resultados obtenidos pueden verse en la Tabla 3.

	Distancia de Mahalanobis	U Mann-Whitney (Z)	R ² _L
FMC muerto	0.25053	-6,443	0,015
Estado Hídrico de los combustibles	0.110563	-4,202	0,006
Peligro de Ignición	0.276368	-6,424	0,014
Peligro Integrado	0.232113	-5,967	0,013

Tabla 3.- Resultados obtenidos con la validación de los índices de peligro

Se observa que en todos los índices existe una diferencia significativa en los valores en los casos con incendio respecto a los casos sin incendio. No obstante puede verse que los mejores resultados se obtienen para el FMC Muerto (alta distancia de Mahalanobis, valor normalizado de la U y coeficiente R²_L). En la Fig. 6 se representan los diagramas de cajas para los cuatro índices analizados, donde pueden observarse gráficamente las diferencias comentadas anteriormente.

Por otro lado, resulta destacable que el Estado Hídrico de los Combustibles es el índice que, en términos generales, peor funciona, incluso peor que el peligro integrado, el cual incluye aspectos relacionados con la propagación que no entran en esta validación. Esto puede deberse o bien a una incorrecta elección en el método de integración entre el FMC muerto y el vivo, o a una falta

de ajuste entre el FMC estimado y el FMC que debería observarse. Por tanto en futuras investigaciones se tratará tanto la validación del FMC vivo como el ensayo de distintos métodos de integración.

AGRADECIMIENTOS

El proyecto Firemap se ha financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia (CGL2004-060490C04-01/CLI) a través del programa nacional de medioambiente y clima. También agradecemos las sugerencias realizadas por los usuarios del proyecto: Protección Civil y DGMN de la Comunidad de Madrid, así como los servicios forestales de Aragón, Valencia y Andalucía.

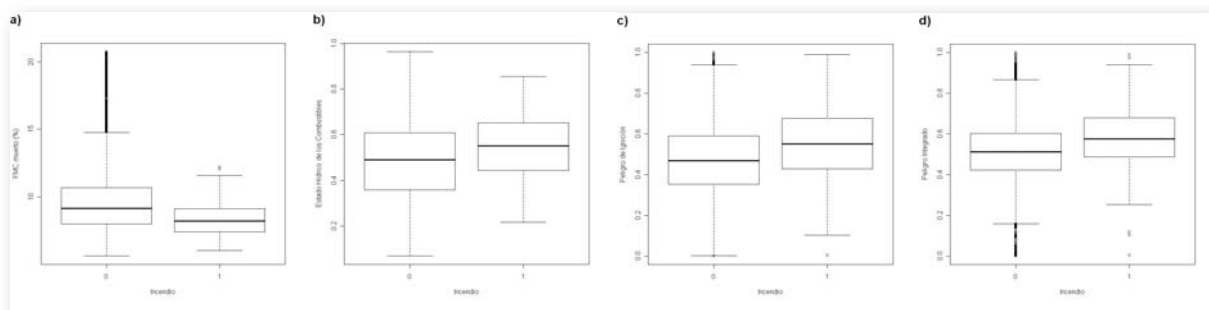


Figura 6.- Diagramas de cajas entre incendios y no incendios para la Comunidad de Madrid (verano de 2007): a) FMC muerto, b) Estado hídrico de los combustibles, c) Peligro de Ignición, y d) Peligro integrado.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguado, I., E. Chuvieco, R. Boren, y H. Nieto (2007). Estimation of dead fuel moisture content from meteorological data in Mediterranean areas. Applications in fire danger assessment. *International Journal of Wildland Fire* 16: 390-397.
- Andrews, P. L. y C.H. Chase (1990). The BEHAVE Fire Behavior Prediction System. *The Compiler* 8: 4-9.
- Bradshaw, L., J. Deeming, R.E. Burgan y J. Cohen (1983). The 1978 National Fire-Danger Rating System: Technical Documentation 44. Ogden, Utah: USDA, Forest Service
- Carvacho, L. (1998). Evaluación de la estimación de grandes incendios forestales en la cuenca mediterránea europea por redes neuronales y regresión logística. *Serie Geográfica* 7: 73-85.
- Ceccato, P., N. Gobron, S. Flasse, B. Pinty y S. Tarantola (2002). Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: Part 1 Theoretical approach. *Remote Sensing of Environment* 82: 188-197.
- Chuvieco, E. (2003). *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data*. Singapore: World Scientific Publishing
- Chuvieco, E., B. Allgöwer y F.J. Salas (2003). Integration of physical and human factors in fire danger assessment. *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data* (E. Chuvieco, Ed.). Singapore: World Scientific Publishing: 197-218.
- Chuvieco, E., I. Aguado y A. Dimitrakopoulos (2004a). Conversion of fuel moisture content values to ignition potential for integrated fire danger assessment. *Canadian Journal of Forest Research* 34 (11): 2284-2293.
- Chuvieco, E., D. Cocero, D. Riaño, M.P. Martín, J. Martínez-Vega, J. de la Riva y F. Pérez (2004b). Combining NDVI and Surface Temperature for the estimation of live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment* 92: 322-331.
- Chuvieco, E. y M.P. Martín (2004). *Nuevas Tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas
- Chuvieco, E., G. Ventura, M.P. Martín y I. Gomez (2005). Assessment of multitemporal compositing techniques of MODIS and AVHRR images for burned land mapping. *Remote Sensing of Environment* 94: 450 - 462.
- Dennison, P. E., D.A. Roberts, S.R. Thorgusen, J.C. Regelbrugge, D. Weise y C. Lee (2003). Modeling seasonal changes in live fuel moisture and equivalent water thickness using a cumulative water balance index. *Remote Sensing of Environment* 88: 442-452.
- DGB (Dirección General de Biodiversidad) (2006). *Los incendios forestales en España*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente
- Di Bella, C. M., E.G. Jobbágy, J.M. Paruelo y S.D. Pinnock (2006). Continental fire density in

- South America. *Global Ecology and Biogeography* 15: 192-199.
- Díaz-Avalos, C., D.L. Peterson, E. Alvarado, S.A. Ferguson y J.E. Besag (2001). Space-time modelling of lightning-caused ignitions in the Blue Mountains, Oregon. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1579-1593.
- Dissing, D. y D.L. Verbyla (2003). Spatial patterns of lightning strikes in interior Alaska and their relations to elevation and vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 770-782.
- García, M., I. Aguado y E. Chuvieco (2008). Combining AVHRR and meteorological data for estimating live fuel moisture content in forest fire danger rating. *Remote Sensing of Environment in review*
- Gitelson, A., J.Y. Kaufman, R. Stark y D. Rundquist (2002). Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment* 80: 76-87.
- Gómez, M. y J.I. Barredo (2006). *Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. Madrid, RA-MA.
- Hunt, E. R. y B.N. Rock (1989). Detection of changes in leaf water content using near and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment* 30: 43-54.
- Kasischke, E. S. y M.R. Turetsky (2006). Recent changes in the fire regime across the North American boreal region - Spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska. *Geophysical Research Letters* 33: 1-5.
- Knyazikhin, Y., J. Glassy, J.L. Privette, Y. Tian, A. Lotsch, Y. Zhang, Y. Wang, J.T. Morisette, P. Votava, R.B. Myneni, R.R. Nemani y S.W. Running (1999). MODIS Leaf Area Index (LAI) And Fraction Of Photosynthetically Active Radiation Absorbed By Vegetation (FPAR) Product (MOD15). Algorithm Theoretical Basis Document.
- Latham, D. J. y J.A. Schlieter (1989). Ignition probabilities of wildland fuels based on simulated lightning discharges 16. Ogden, UT: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station
- Latham, D. J. y E. Williams (2001). Lightning and forest fires. *Forest fires. Behavior and ecological aspects* (E. A. Johnson y K. Miyanishi, Eds.). San Diego, California: Academic Press: 375-418.
- Mann, H. B. y D.R. Whitney (1947). On a Test of Whether One of two Random Variables Is Stochastically Larger Than the Other. *Annals of Mathematical Statistics* 18: 50-60.
- Martín, S., E. Martínez y J.M. Pérez (2002). Optimization of resources management in wild-fire combat. *Environmental Management* 30: 352-336.
- Martínez, J., M.P. Martín y J. Martínez-Vega (2004). El Factor Humano en los Incendios Forestales: análisis de factores socio-económicos relacionados con la incidencia de incendios forestales en España. *Nuevas Tecnologías para la Estimación del Riesgo de Incendios Forestales* (E. Chuvieco y M. P. Martín, Eds.). Madrid: Colección de Estudios Ambientales del Consejo Superior de Investigaciones Científicas: 101-142.

- Nelson, R. M. (2001). Water Relations of Forest Fuels. *Forest fires : behavior and ecological effects* (E. A. Johnson y K. Miyanishi, Eds.). San Diego, Calif.: Academic Press: 79-149.
- Pyne, S. J. (2001). The Fires This Time, and Next. *Science* 294: 1005-1006.
- Rorig, M. L. y S.A. Ferguson (2002). The 2000 Fire Season: Lightning-Caused Fires. *Journal of Applied Meteorology* 41: 786-791.
- Rouse, J. W., R.W. Haas, J.A. Schell, D.H. Deering y J.C. Harlan (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Greenwave effect) of natural vegetation. Greenbelt, MD. USA: NASA/GSFC
- Simard, A. J. (1968). The moisture content of forest fuels - A review of the basic concepts 47. Ottawa, Ontario: Forest Fire Research Institute
- Tarantola, A. (2005). *Inverse Problem Theory and Methods for Model Parameter Estimation*. Philadelphia, Society for Industrial and Applied Mathematics.
- Van Wagner, C. E. (1987). Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System 48. Ottawa: Canadian Forest Service
- Vasconcelos, M. J. P., S. Silva, M. Tomé, M. Alvim y J.M.C. Pereira (2001). Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67: 73-83.
- Vélez, R. (2000). *La defensa contra incendios forestales*. Fundamentos y experiencias. Madrid, McGraw-Hill. Interamericana de España S.A.U.
- Vélez, R. (2004). Europe: Development and fire. *II International Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global Vision*, Córdoba: 6 pp.
- Vermote, E. F. y A. Vermeulen (1999). Atmospheric correction algorithm: Spectral Reflectances (MOD09) 109 pp: NASA
- Vilar, L. (2006). Empleo de regresión logística para la obtención de modelos de riesgo humano de incendios forestales. *XII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica*, Granada: CdRom
- Westerling, A. L., H.G. Hidalgo, D.R. Cayan y T.W. Swetnam (2006). Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science* 313: 940-943.
- Whitlock, C. (2004). Land management - Forests, fires and climate. *Nature* 432: 28-29.
- Wotton, B. M. y D.L. Martell (2005). A lightning fire occurrence model for Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1389-1401.
- Yebra, M., E. Chuvieco y D. Riaño (2008). Estimation of live Fuel Moisture Content from MODIS images for fire risk assessment. *Agricultural and Forest Meteorology* 148: 523-536.