



Universitat de Lleida

Aplicación de nuevas herramientas basadas en estructuras de grafos para la caracterización de redes de áreas cortafuegos en la planificación forestal a escala del paisaje

Ángelo Nieto Vivas

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tesisenxarxa.net) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

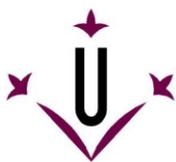
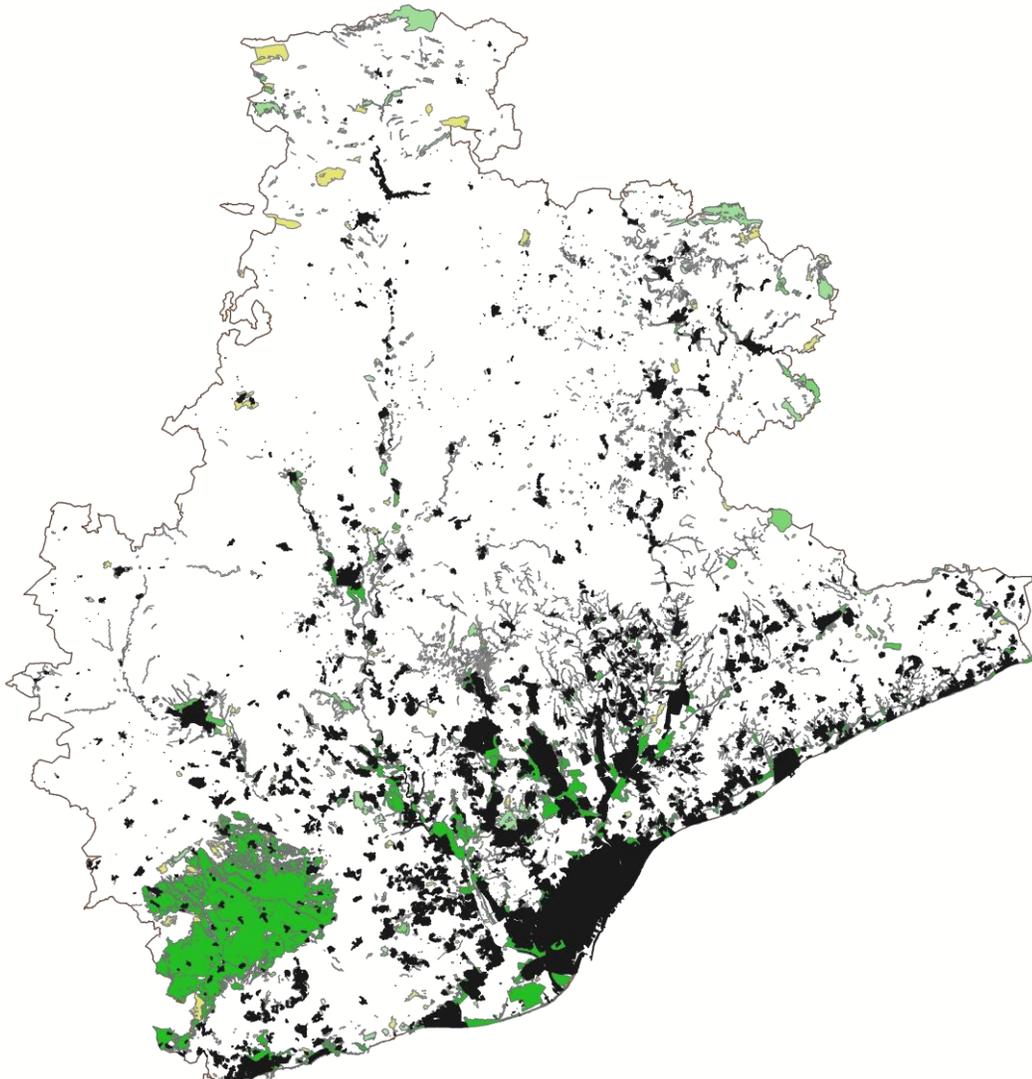
ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tesisenred.net) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tesisenxarxa.net) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

**APLICACIÓN DE NUEVAS HERRAMIENTAS BASADAS EN ESTRUCTURAS
DE GRAFOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE REDES DE ÁREAS
CORTAFUEGOS EN LA PLANIFICACIÓN FORESTAL A ESCALA DEL
PAISAJE.**

TESIS DOCTORAL 2012

ANGELO NIETO VIVAS



Universitat de Lleida
Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària
Departament d'Enginyeria Agroforestal



**APLICACIÓN DE NUEVAS HERRAMIENTAS BASADAS EN ESTRUCTURAS
DE GRAFOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE REDES DE ÁREAS
CORTAFUEGOS EN LA PLANIFICACIÓN FORESTAL
A ESCALA DEL PAISAJE.**

Memoria presentada por
ANGELO NIETO VIVAS
para optar al grado de Doctor

Dirigida por:
Dra. Cristina Vega García
Grup Consolidat UdL- Planificació del Paisatge, Gestió Forestal i Conservació de la
Biodiversitat (PLANFORBIO)

Lleida, Diciembre de 2012

Doctorat en Gestió Multifuncional de Superfícies Forestals
Departament d'Enginyeria Agroforestal
Universitat de Lleida



AL SER

A MIS PADRES, HERMANA

HIJOS Y ESPOSA

La realización de esta tesis ha sido posible gracias a la ayuda de muchas personas e instituciones. Aquí les muestro mis agradecimientos:

A mi directora de tesis Cristina Vega García y al profesor Santiago Saura por haberme ofrecido la posibilidad de realizar la tesis en su grupo de investigación PLANFORBIO, ellos me abrieron las puertas del mundo de la investigación ofreciéndome trabajar en un proyecto apasionante, me transmitieron incansablemente sus conocimientos y saber hacer, y me dieron libertad. Soy consciente de lo importante que todo eso ha sido para mí y para mi desarrollo como joven investigador, por lo que les dedico un agradecimiento especial.

A todos mis amigos y compañeros que es imposible mencionar pero que siempre les tengo presente Sandrine M., María Lidón Rubio G., María Emilia Martín Queller, Marc Padilla Parellada, Sergi Costafreda, Ivan Teixidó, Concepció Roig, gracias por su apoyo y cada momento compartido.

Mi agradecimiento a las instituciones que han apoyado mi estancia en Lleida:

Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS)

Academic and Professional Programs for the Americas (LASPAU)

Universidad del Tolima (UT)

Universidad de Lleida (UDL)

Diputación de Barcelona (DIBA)

Fecha de inicio: Septiembre del 2009

Fecha de entrega: Diciembre del 2012

Palabras clave

Cortafuego, Conectividad, Incendios forestales, Ecología de paisaje, Gestión forestal.

RESUMEN

El objetivo de esta tesis ha sido establecer una metodología para hacer los paisajes más seguros desde el punto de vista de propagación del fuego. La evaluación del comportamiento de los combustibles en las condiciones ambientales que predominan en la provincia de Barcelona, permite identificar áreas de baja combustibilidad. Aplicando técnicas de análisis de grafos para calcular el índice de la Probabilidad de Conectividad (PC) y sus componentes, se selecciona la fracción *dPCconnector* como indicador clave que permite conocer los sectores críticos para mantener la conectividad de la red, e identificar las áreas en las cuales una inversión de silvicultura preventiva puede ser más eficaz. Los resultados de la validación de la red a través de simulaciones múltiples en propagación libre se realizaron en FARSITE y Wildfire AnalystTM. Los resultados de las simulaciones muestran claramente la importancia de las áreas de baja combustibilidad, y su categorización por conectividad añade información relevante al proceso de planificación de la prevención de incendios.

ABSTRACT

The aim of this thesis has been to establish a methodology to do the most certain landscapes since the point of view of propagation of the fire. The evaluation of the behavior of the fuels in the environmental conditions that predominate to the province of Barcelona, allow identifying areas of low combustibility. Applying technical of analyses of graphs to calculate the index of the Probability of Connectivity (PC) and his components, selects the fraction *dPCconnector* as a key indicator that allow to know the critical sectors to keep the connectivity of the network, and identify the areas in which an investment of preventive silviculture can be effective month. The results of the validation of the network through simulations multiple in free propagation realized in FARSITE and Wildfire AnalystTM. The results of the simulations show clearly the importance of the areas off sick combustibility, and his categorization for connectivity adds information relieving to the process of planning of the prevention of wildfires.

RESUM

L'objectiu d'aquesta tesi ha estat establir una metodologia per fer els paisatges més segurs des del punt de vista de propagació del foc. L'avaluació del comportament dels combustibles en les condicions ambientals que predominen a la província de Barcelona, permet identificar àrees de baixa combustibilitat. Aplicant tècniques d'anàlisi de grafs per calcular l'índex de la Probabilitat de Connectivitat (PC) i els seus components, se selecciona la fracció *dPCconnector* com a indicador clau que permet conèixer els sectors crítics per mantenir la connectivitat de la xarxa, i identificar les àrees en les quals una inversió de silvicultura preventiva pot ser més eficaç. Els resultats de la validació de la xarxa a través de simulacions múltiples en propagació lliure es van realitzar en FARSITE i Wildfire AnalystTM. Els resultats de les simulacions mostren clarament la importància de les àrees de baixa combustibilitat, i la seva categorització per connectivitat afegeix informació rellevant al procés de planificació de la prevenció d'incendis.

Índice general

1	INTRODUCCION	1
1.1	Problemática de los incendios forestales en el ambiente mediterráneo.....	3
1.2	Necesidad de evaluación de la conectividad como herramienta en la lucha contra los incendios forestales	4
1.3	Objetivos.....	5
1.3.1	Objetivo general.....	5
1.3.2	Objetivos específicos	6
1.4	Metodología General	6
1.5	Bibliografía	8
2	PROPUESTA METODOLÓGICA BASE EN LA MODELIZACIÓN DEL PAISAJE PARA SU APLICACIÓN EN LA GESTIÓN DE INCENDIOS FORESTALES.	15
2.1	Modelización de cartografía base de SIG.....	16
2.2	Características de los modelos de combustible utilizados.....	17
2.3	Simulador de comportamiento del combustible frente al fuego para la definición de la condición de baja combustibilidad.....	19
2.3.1	BehavePlus	19
2.4	Evaluación de la conectividad para la identificación de teselas críticas en el paisaje.....	21
2.4.1	Teoría de grafos.	21
2.4.2	Índice de Probabilidad de Conectividad.	22
2.4.3	Identificación de los elementos críticos o las teselas de importancia del paisaje para el mantenimiento de la conectividad global.....	22
2.4.4	Fracciones del índice de conectividad dPC.	24
2.4.4.1	Fracción intra “dPCintra”.	24
2.4.4.2	Fracción flux “dPCflux”.	24
2.4.4.3	Fracción connector “dPCconnector”.	25

2.5	FARSITE (Fire Area Simulator) para la validación de la red y de la metodología de determinación de elementos críticos para la prevención.....	25
2.6	WILDFIRE ANALYST (WFA) para la validación de la red en tiempo real y determinación de elementos críticos para la prevención.	27
2.7	Bibliografía.....	28
3	PLANIFICACIÓN DE REDES DE ÁREAS CORTAFUEGOS A ESCALA DEL PAISAJE BASADAS EN ESTRUCTURAS DE GRAFOS. CASO ESTUDIO: BARCELONA.....	33
3.1	Introducción.....	35
3.2	Área de estudio y caracterización de las teselas en la priorización de intervenciones de vegetación.....	37
3.3	Modelización de los datos para establecer la conectividad a escala de paisaje.....	39
3.3.1	Clasificación de combustibilidad de teselas.....	39
3.3.2	Análisis de la conectividad.....	40
3.4	Resultados.....	40
3.4.1	Identificación de los elementos prioritarios para el establecimiento de la red de teselas.....	43
3.4.2	Validación de la red de áreas de baja combustibilidad con áreas quemadas.....	45
3.5	Discusión e implicaciones para la gestión.....	46
3.6	Conclusiones.....	49
3.7	Bibliografía.....	49
4	EFFECTOS DE ESCALA EN LA PLANIFICACIÓN DE REDES DE ÁREAS CORTAFUEGOS BASADAS EN ESTRUCTURAS DE GRAFOS. CASO ESTUDIO: BARCELONA.....	56
4.1	Introducción.....	58
4.2	Áreas de estudio y datos de alta resolución.....	60
4.3	Modelización de los datos para establecer la conectividad para las dos escalas.....	60

4.3.1	Clasificación de combustibilidad de teselas.	60
4.3.2	Metodología de análisis de la conectividad.	61
4.4	Resultados y Discusión.	62
4.4.1	Análisis comparativo de los efectos de la escala en la distribución de las áreas de baja combustibilidad identificadas como elementos prioritarios para la conservación de la conectividad.	62
4.5	Conclusiones.	65
4.6	Bibliografía.	65
5	VALIDACIÓN METODOLÓGICA PARA LA OPTIMIZACIÓN DE UNA RED DE ÁREAS DE BAJA COMBUSTIBILIDAD. CASO ESTUDIO: BARCELONA.	74
5.1	Introducción.	76
5.2	Metodología para la validación de la red de áreas de baja combustibilidad.	77
5.3	Modelización: Simulación múltiple de incendios en zonas con presencia de áreas de baja combustibilidad.	80
5.4	Resultados.	83
5.5	Discusión.	94
5.6	Conclusiones.	97
5.7	Bibliografía.	98
6	CONCLUSIONES GENERALES.	103
6.1	CONCLUSIONES.	104
6.2	Propuestas y líneas futuras de investigación.	105
6.3	Bibliografía.	105
7	BIBLIOGRAFÍA.	107

Índice de Tablas

Tabla 1 Descripción simplificada de los modelos de combustible de Rothermel (1972) para el NFDRS (National Fire Danger Rating System) y adaptado por ICONA y DGCN a España. Fuentes Rothermel 1987 y DGCN.....	18
Tabla 2. Distribución de valores de velocidad de propagación y altura de llama con relación a diferentes velocidades de viento estimada con el BehavePlus 5.0.	41
Tabla 3. Distribución de valores de velocidad de propagación y altura de llama con relación a diferentes pendientes calculada con el BehavePlus 5.0.	42
Tabla 4. Descripción de las áreas de estudio a escala de paisaje 1:50,000.	46
Tabla 5. Descripción de las áreas en las escalas de paisaje (1:50,000) y detallada (1:5,000), y la cantidad de áreas con superposición entre las dos escalas.....	64
Tabla 6. Estimación de la eficacia del tipo de gestión en el escenario de estudio en una simulación múltiple en propagación libre de 12 horas en FARSITE.	85
Tabla 7. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en la Ventana A en una simulación múltiple en propagación libre en FARSITE de 12 horas y 294 puntos de ignición localizados.....	88
Tabla 8. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en la Ventana A en una simulación múltiple en propagación libre en Wildfire Analyst TM de 12 horas y 294 puntos de ignición localizados.....	90

Índice de Figuras

Figura 1. Behave Plus 5.0, Fuente: Heinsch y Andrews, 2010.	19
Figura 2. Capacidad del ataque directo. Fuente: manuales editados por el ICONA.DGCN.	20
Figura 3. Ilustración de algunos conceptos en la teoría de grafos. (Minor & Urban, 2008).	21
Figura 4. Capas de entrada necesarias para la simulación de Farsite. Fuente: Finney, 1998.	26
Figura 5. Wilfire Analyst. Fuente: Elaboración propia.	28
Figura 6. Localización del área de estudio y la provincia de Barcelona.	38
Figura 7. Velocidad de propagación (a) y la altura de llama (b) con relación a la velocidad del viento estimada con el BehavePlus 5.0.	42
Figura 8. Velocidad de propagación (a) y la altura de llama (b) con relación a la pendiente estimada con el BehavePlus 5.0.	43
Figura 9. Efecto de la fragmentación de la conectividad del paisaje para cuatro escenarios (A, B, C y D) con un $p_{ij}=0.5$ y d_{ij} de 250 m, 500 m, 750 m y 1,000 m, respectivamente. La importancia de teselas como elementos conectores está clasificada como “Alta”, “Media”, y “Baja” basado en <i>dPCconnector</i> con intervalo geométrico.	44
Figura 10. Caracterización de la incidencia de la zona de estudio y superposición con las áreas quemadas para Barcelona desde 2002 hasta 2009.	45
Figura 11. Caracterización de la incidencia de la zona de estudio y superposición con la red Natura 2000.	48
Figura 12. Red de áreas de baja combustibilidad de la provincia de Barcelona, escala 1:50,000	63
Figura 13. Red de áreas de baja combustibilidad de la provincia de Barcelona, escala 1:5,000.	63
Figura 14. Área de estudio y ventanas de simulación en propagación libre en FARSITE y Wildfire Analyst TM	79

Figura 15. Normales climatológicas de la temperatura del aire en Barcelona (1971-2000). J, F, M, A, MY, JN, JL, AG, S, O, N, D. Enero, febrero, marzo, abril, mayo, junio, julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre. TA Temperatura media de las máximas TI Temperatura media de las mínimas. TMA Temperatura máxima absoluta. TMI Temperatura mínima absoluta. Fuente: Atlas Climático Ibérico, 2011.	80
Figura 16. Normales climatológicas de la temperatura del aire en Barcelona para el mes de Agosto de 2011. T.A. Temperatura media de las máximas, T.M.A. Temperatura Máxima absoluta. Fuente: Atlas Climático Ibérico, 2011.	81
Figura 17. Estaciones climáticas automáticas del Servicio meteorológico de Catalunya (XEMA) y Puntos de Ignición desde 1998 a 2008 EGIF (MARGRAMA).....	82
Figura 18. Áreas de gestión en la Ventana B para realizar las simulaciones múltiples. A. Área de la red actual. B. Área de la red con gestión a combustible 7 tratado (7tr.).	83
Figura 19. Áreas de gestión en la Ventana A para realizar las simulaciones múltiples. A. Área de la red actual. B. Área de la red con gestión a combustible 7 tratado (7tr.). C. Área de la red con gestión a combustible 7 tratado con <i>dPCconnector</i> de alta importancia. D. Área de la red con gestión a combustible 7 con <i>dPCconnector</i> de alta importancia y bajo tamaño de área de la tesela.	84
Figura 20. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la Ventana A en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad normal.....	86
Figura 21. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la Ventana A en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad baja.	86
Figura 22. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la Ventana B en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad normal.....	87
Figura 23. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la ventana B en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad baja.	87
Figura 24. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en la ventana A en una simulación múltiple en propagación libre en FARSITE. Red gestión 3a (modelo 7tr.), red gestión3b (modelo	

7tr. y dPCconnector alto) y red gestión 3c (modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja).	89
Figura 25. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en el escenario de estudio en una simulación múltiple en propagación libre en WildFire Analyst™ en la Ventana A. red gestión 3a (modelo 7tr.), red gestión 3b (modelo 7tr. y dPCconnector alto) y red gestión 3c (modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja).	90
Figura 26. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana A en condiciones meteorológicas medias para la actual gestión.....	91
Figura 27. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana A en condiciones meteorológicas extremas para la actual gestión.....	91
Figura 28. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana B en condiciones meteorológicas medias para la actual gestión.....	92
Figura 29. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana B en condiciones meteorológicas extremas para la actual gestión.....	92
Figura 30. Evolución del área potencialmente quemable en la Ventana A del presente estudio en relación al tiempo simulado 12h (720 minutos), indicada para cada caso propuesto en condiciones meteorológicas medias calculadas en WildFire Analyst™	93
Figura 31. Evolución del área potencialmente quemable en la Ventana A del presente estudio en relación al tiempo simulado 12h (720 minutos), indicada para cada caso propuesto en condiciones meteorológicas extremas calculadas en WildFire Analyst™	94

CAPITULO

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática de los incendios forestales en el ambiente mediterráneo

Los incendios forestales son una parte integral del funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos, y están determinados por el clima, la vegetación y la topografía (Johnson, 1992, Leone et al. 2003, Pausas and Vallejo, 1999). En las últimas décadas, la ocurrencia de incendios ha aumentado dramáticamente en el sur de Europa (Rego 1992, Moreno et al. 1998). Los incendios forestales provocan actualmente importantes pérdidas a nivel ecológico y económico, produciendo modificaciones en la cobertura vegetal y afectando a los recursos naturales. El clima mediterráneo, con sus largos periodos secos, altas temperaturas y frecuentes vientos desecantes hacen que la tasa de humedad de la materia muerta vegetal se reduzca hasta menos del 5% (Alcamo et al., 2007, Liu et al., 2010, Vélez, 2000) y facilite sobremanera la aparición y propagación de los incendios forestales. Muchos autores esperan que el cambio climático influirá en una mayor actividad de incendios forestales (Brown et al., 2004; Carvalho et al., 2010; Flannigan et al., 2000; Mouillot et al., 2002; Williams et al., 2001).

Los incendios forestales juegan un papel esencial en la configuración de los paisajes del mundo y constituyen uno de los impactos antrópicos más preocupantes que afectan a los ecosistemas naturales (Bond et al. 2004). El uso que se ha hecho del territorio a lo largo de la historia ha dado lugar a paisajes variados bajo diferentes grados de explotación, lo cual puede haber producido cambios importantes en la periodicidad, extensión e intensidad del fuego. Varios estudios han analizado el papel de la configuración del paisaje entre los factores que afectan el régimen de incendios en diferentes regiones (Schmidt et al. 2008; Catry et al. 2009; Gralewicz 2010; Moreno et al. 2011; Padilla y Vega-García 2011; Hely et al. 2010, Forrestel 2011).

La estructura del paisaje es importante para determinar el tamaño y la forma del incendio en un área determinada (Falk et al., 2007, Loepfe et al., 2011, Meyn et al., 2007, Viedma et al., 2009). En muchos estudios se ha destacado que la estructura vegetal del paisaje es importante para determinar la incidencia de incendios (Chuvienco et al., 2003, 2007, 2010, Martínez et al., 2009, 2010, Padilla y Vega-García, 2011, Vasconcelos et al., 2001, Vega-García et al., 1995, Vilar del Hoyo et al., 2007, 2008).

El incendio forestal, se propaga a lo largo de un paisaje según la abundancia y disposición de los combustibles (Lloret et al., 2002, Loepfe et al., 2010). La propagación del fuego está determinada por el flujo del viento, generando cambios en el combustible. Si se reduce biomasa disponible, se reducirá la intensidad del fuego, pero a menudo aumentara la velocidad de propagación (Pimont et al., 2009). Sus características morfológicas y fisiológicas hacen muchas especies leñosas mediterráneas propensas al fuego (Alessio, 2006, Scarff, 2006). Pausas y Fernández-Muñoz (2011) indican que el aumento de los incendios forestales está relacionado con el aumento y continuidad de la vegetación combustible debido a la despoblación rural. Vega-García et al. (2010) han encontrado relaciones entre la probabilidad de quema y la homogeneidad del combustible en un paisaje Mediterráneo sometido a abandono agrario. A pesar de que los últimos años han aumentado el número de inicios de incendios forestales por causas antrópicas, en muchas regiones no sería un problema si no fuera por su propagación sobre un bosque no gestionado y en continua expansión.

1.2 Necesidad de evaluación de la conectividad como herramienta en la lucha contra los incendios forestales

La ecología de paisaje ha desarrollado avances conceptuales y estudios empíricos en los cuales los modelos espaciales afectan los procesos ecológicos (Bailey, 2007, Bennet, 2006, Loepfe et al., 2011). Son muchos los índices que se han propuesto y utilizado para caracterizar y analizar la conectividad de los procesos ecológicos del paisaje (Calabrese y Fagan, 2004). Su interpretación y cuantificación mediante la teoría de grafos permite contribuir nuevos conceptos para generar directrices y así mejorar el manejo del paisaje en la prevención de grandes incendios forestales.

Los nuevos índices desarrollados bajo el concepto de disponibilidad de hábitat, son los que permiten incorporar con mayor éxito estas consideraciones relativas a la conectividad en el momento de la toma de decisiones. El enfoque de estructuras de grafos permite evaluar la importancia de las teselas para mantener la conectividad de los elementos del paisaje, y ha mostrado ser eficaz, al representar el modelo de paisaje como una red. Esto permite la realización de análisis complejos con respecto a la conectividad del paisaje (Hodgson, 2009, Pascual-Hortal y Saura, 2006).

En la planificación de la prevención de incendios es práctica habitual la creación de discontinuidades en los combustibles forestales. La interrupción de la conectividad entre "hábitats" disponibles para la quema, se efectúa con cortafuegos, franjas de terreno desnudo o limpio de vegetación; los cortafuegos ayudan a proteger el suelo, agua, aire, plantas, animales, y a los recursos humanos para la prevención de la propagación de los incendios forestales o a su control por quemas prescritas. Los cortafuegos pueden ser temporales o permanentes y consisten de vegetación resistente al fuego, materiales no inflamables, suelo desnudo o una combinación de todos los elementos en estructuras lineales de amplitud muy variable (Demir et al, 2009).

Los cortafuegos lineales se diseñan para direccionar la gestión de incendios y reducir su prevalencia normalmente al final de la estación seca o más desfavorable (Price, 2007). Sin embargo, con frecuencia han sido cuestionados en su eficacia y se considera que la gestión óptima del territorio (que además tiene en cuenta la conservación de la biodiversidad) consiste en la aplicación de quemas irregulares que resultan en una mayor heterogeneidad de régimen de incendios a través de un paisaje heterogéneo también, intercalado con áreas cortafuegos (Dyer et al 2001).

1.3 Objetivos

La evaluación de dichas condiciones paisajísticas heterogéneas óptimas para la gestión de incendios en un área representativa de las condiciones del Mediterráneo Norte es el objetivo de esta tesis.

1.3.1 Objetivo general

Se propone como objeto de estudio la conectividad actual y la óptima de áreas de bosque de baja combustibilidad resistentes al fuego, distribuidas como elementos cortafuegos en un paisaje típicamente Mediterráneo con altos valores de riesgo, la provincia de Barcelona. La baja combustibilidad o resistencia se define a través del estudio de características físicas de los incendios como la altura de llama y la propagación en cada tipo de combustible y de condiciones ambientales dentro de la provincia de Barcelona. Se propone que técnicas generadas en la aplicación de la teoría de grafos a la modelización ecológica permiten

evaluar, diseñar y optimizar una red cortafuegos, buscando una aplicación metodológica práctica y de utilidad para la gestión forestal.

El alcance del presente estudio se centra esencialmente en los factores físico-biológicos de la propagación del fuego sin involucrar factores ecológicos ligados a la gestión de paisajes para la conservación, ni sociales como la propiedad, o la influencia potencial de los recursos de extinción, que se asume constante en el periodo de estudio y depende en cada caso particular de ocurrencia de incendio de los recursos disponibles (estables) y factores del entorno en que se desarrolla el incendio (las variables del estudio).

1.3.2 Objetivos específicos

Desarrollar una base de datos adecuada para el análisis de la distribución espacial de las áreas que presentan condiciones de baja combustibilidad en la provincia de Barcelona.

Evaluar la aplicación de los análisis de grafos y de las distancias de gestión del actual sistema de prevención y generar una cartografía de las áreas de bosque de baja combustibilidad, resaltando los elementos críticos para mantener la conectividad bajo diferentes supuestos.

Estudiar el efecto de la escala sobre la conectividad del paisaje al designar la red de áreas de baja combustibilidad óptimas como elementos cortafuegos.

Evaluar la sensibilidad de la determinación de elementos clave de la red de áreas cortafuegos de Barcelona frente a simulaciones de incendios en condiciones variables (extremas) de propagación libre (sin extinción).

1.4 Metodología General

La metodología basada en la teoría de grafos desarrollada en este trabajo de investigación considera la gestión forestal como estrategia imprescindible en la lucha contra incendios forestales, mediante recomendaciones de tratamiento de las estructuras forestales de forma local. Se desarrolla en un área de estudio con numerosos incendios y valores en riesgo y representativa de las condiciones Mediterráneas en países desarrollados.

La investigación bibliográfica previa al desarrollo de este trabajo ha sido esencial, así como el acceso a la información espacial disponible a escala regional y local.

La estructura de la tesis se divide en tres bloques, en el primer bloque se agrupan aquellos capítulos generales que permiten poner en contexto la problemática de los incendios forestales, y las nuevas metodologías aplicadas en evaluaciones de conectividad de paisaje. El segundo bloque, bloque de análisis, agrupa los capítulos en los que se evalúa a través de conceptos de la teoría de grafos las áreas de bosque caracterizadas aquí como de baja combustibilidad, se identifican aquellas áreas de importancia crítica para mantener la conectividad de este sistema de red propuesto y se evalúa su sensibilidad frente incendios simulados en propagación libre.

Finalmente en el bloque de las conclusiones se resumen y se categorizan los anteriores para generar una propuesta de optimización del diseño de una red de áreas forestales cortafuegos y definición de prioridades en base a una propuesta metodológica de evaluación de la conectividad, en función de los resultados obtenidos a través de la aplicación de los métodos de análisis propuestos en esta investigación.

Este trabajo acabado abarca un total de siete capítulos, incluyendo la introducción y la bibliografía general.

La estructura del trabajo se puede resumir en:

El capítulo uno presenta el planteamiento del problema y del enfoque metodológico sobre áreas cortafuegos que pueden llegar a ser útiles en la prevención de incendios forestales.

El segundo capítulo, *Propuesta metodológica de modelización de la conectividad del paisaje para su aplicación en la gestión de incendios forestales*, tiene como principal objetivo definir los conceptos sobre los cuales se desarrolla este trabajo, proponiendo un modelo basado en los principios de la teoría de grafos tal como son aplicados en el ámbito de la ecología de paisaje.

El tercer capítulo, *Planificación de redes de áreas cortafuegos a escala del paisaje basadas en estructuras de grafos. Caso estudio: Barcelona*, analiza las características del

comportamiento del combustible para establecer las áreas de baja combustibilidad a escala 1:50000 y utiliza las herramientas de conectividad para el análisis de la distribución espacial de las áreas de bosque de baja combustibilidad insustituibles para el mantenimiento de la conectividad y la exclusión o contención del fuego.

El cuarto capítulo, *Efectos de la escala en la planificación de redes de áreas cortafuegos basadas en estructuras de grafos. Caso estudio: Barcelona*, analiza el impacto en el método de la utilización de la escala de paisaje 1:50.000 o de la escala detallada 1:5.000 en la determinación de los elementos clave o elementos prioritarios de áreas de bosque de baja combustibilidad, los más apropiados en la planificación de la prevención contra los incendios forestales.

Finalmente el quinto capítulo, *Validación metodológica para la optimización de una red de áreas de baja combustibilidad. Caso estudio: Barcelona*, evalúa mediante simulaciones en propagación libre el carácter potencial de la respuesta de la red de áreas de baja combustibilidad como elementos preventivos de la propagación.

Cada capítulo incluye diferentes aspectos que permiten caracterizar la vegetación como de baja combustibilidad, evaluarla a través de la teoría de grafos, e identificar los puntos críticos de conectividad en la formación de una red útil a la prevención en la lucha contra los incendios forestales.

1.5 Bibliografía

ALCAMO, J., MORENO, J.M., NOVÁKY, B., BINDI, M., COROBOV, R., DEVOY, R.J.N., GIANNAKOPOULOS, C., MARTIN, E., OLESEN, J.E., SHVIDENKO, A., 2007. Europe. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (Eds.), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 541-580 (Chapter12).

ALESSIO GA. 2006. Plant water and volatile organic compounds in flammability risk of Mediterranean woody species. Doctoral thesis. Universita del Molise, Rome.

BAILEY S. 2007. Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management*. 238, 7-23.

BENNETT A.F., CROOKS K.R., SANJAYAN M. 2006. The future of connectivity conservation. En: CROOKS K.R., SANJAYAN M. (eds): *Connectivity conservation*. 29-43. Cambridge University Press.

BOND W.J., WOODWARD F.I., MIDGLEY G.F. 2004. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165:525–538.

BROWN, T.J., HALL, B.L., WESTERLING, A.L., 2004. The impact of twenty-first century climate change on wildland fire danger in the western United States: an applications perspective. *Climatic Change* 62 (1), 365-388.

CALABRESE J.M., FAGAN W.F., 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2:529-536.

CARVALHO, A., FLANNIGAN, M., LOGAN, K., GOWMAN, L., MIRANDA, A., BORREGO, C., 2010. The impact of spatial resolution on area burned and fire occurrence projections in Portugal under climate change. *Climatic Change* 98 (1), 177-197.

CATRY FX, REGO FC, BAÇÃO FL, MOREIRA F. 2009. Modelling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. *Int J Wildland Fire* 18(8):921–931

CHUVIECO E., ALLGÖWER B., SALAS F.J., 2003. Integration of physical and human factors in fire danger assessment. In: CHUVIECO, E. (Ed.), *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data*. World Scientific Publishing, Singapore, pp. 197–218.

CHUVIECO E., AGUADO I., YEBRA M., NIETO H., MARTÍN M.P., VILAR L., et al. 2007. Generación de un Modelo de Peligro de Incendios Forestales mediante Teledetección y SIG - Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional - vol.1 - Asociación Española de Teledetección. 8pp.

CHUVIECO E., AGUADO I., YEBRA M., NIETO H., SALAS J., MARTÍN M.P., et al. 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling* 221, (1): 46-58.

DEMIR M., KUCUKOSMANOGLU A., HASDEMIR M., OZTURK T., ACAR H.H. 2009. Assessment of forest roads and firebreaks in Turkey. *African Journal of Biotechnology*. 8(18):4553-4561.

DYER R., JACKLYN P., PARTRIDGE I., RUSSELL-SMITH J., WILLIAMS R.J. 2001. 'Savanna Burning: Understanding and Using Fire in Northern Australia.' (Tropical Savannas Cooperative Research Centre: Darwin).

FALK D., MILLER C., MCKENZIE D., BLACK A., 2007. Cross-scale analysis of fire regimes. *Ecosystems* 10 (5), 809-823.

FLANNIGAN, M.D., STOCKS, B.J., WOTTON, B.M., 2000. Climate change and forest fires. *The Science of the Total Environment* 262 (3), 221-229.

FORRESTEL A.B., MORITZ M.A., STEPHENS S.L. 2011. Landscape-Scale vegetation change following fire in Point Reyes, California, USA. *Fire Ecology* 7(2):114-128.

GRALEWICZ, N.J. 2010. Spatial and temporal patterns of wildfire occurrence and susceptibility in Canada. Electronic thesis and dissertations. Department of Geography, University of Victoria, Canada

HELY C, FORTIN MJ, ANDERSON KR, BERGERON Y (2010) Landscape composition influences local pattern of fire size in the eastern Canadian boreal forest: role of weather and landscape mosaic on fire size distribution in mixedwood boreal forest using the prescribed fire analysis system. *Int J Wildland Fire* 19(8):1099–1109.

HODGSON J.A., THOMAS C.D., WINTLE B.A., MOILANEN A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: Back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46, (5): 964-969.

JOHNSON E.A., 1992. Fire and Vegetation Dynamics, Studies from the North American Boreal Forest. Cambridge University Press., Cambridge.

LEONE V., KOUTSIAS N., MARTÍNEZ J., VEGA-GARCÍA C., ALLGÖWER B., LOVREGLIO R. 2003. The human factor in fire danger assessment. In 'Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data'. (Ed. E Chuvieco) Vol. 4, pp. 143–194. (World Scientific Publishing: Singapore).

LIU, Y., STANTURF, J., GOODRICK, S., 2010. Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest Ecology and Management* 259 (4), 685-697.

LLORET F., CALVO E., PONS X., DÍAZ-DELGADO R. 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17: 745- 759.

LOEPFE L., J. MARTINEZ-VILALTA AND PIÑOL J. 2011. An Integrative Model of Human-Influenced Fire Regimes and Landscape Dynamics. *Environmental Modelling and Software* 26 (8): 1028-1040.

LOEPFE L., MARTINEZ-VILALTA J., OLIVERES J., PIÑOL J., LLORET F., 2010. Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenization determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* 259 (12), 2366-2374.

MARTÍNEZ J., VEGA-GARCÍA C., CHUVIECO E. 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* 90, 1241–1252.

MARTÍNEZ RUIZ, ENRIQUE. 2010. Manual de extinción de grandes y peligrosos incendios forestales técnicas eficaces y seguras. Edit. Mundiprensa. Madrid. España. ISBN: 978-84-8476-407-6. p. 1320.

MEYN, A., WHITE, P.S., BUHK, C., JENTSCH, A., 2007. Environmental drivers of large, infrequent wildfires: the emerging conceptual model. *Progress in Physical Geography* 31 (3), 287-312.

MORENO J.M., VÁSQUEZ A., VÉLEZ R. 1998 Recent history of forest fires in Spain. In 'Large Forest Fires'. (Ed. J.M. Moreno) pp. 159–185. (Backhuys Publishers: Leiden, the Netherlands).

MORENO J., VIEDMA O., ZAVALA G., LUNA B. 2011. Landscape variables influencing forest fires in Central Spain. *Int J Wildland Fire*. 20, 678-689.

MOUILLOT F., RAMBAL S., JOFFRE R., 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology* 8, 423-437.

PADILLA M., VEGA-GARCÍA C. 2011. On the comparative importance of fire danger rating indices and their integration with spatial and temporal variables for predicting daily human-caused fire occurrences in Spain. *International Journal of Wildland Fire* 20, 46–58.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21, (7): 959-967.

PAUSAS J.G., FERNÁNDEZ-MUÑOZ S. 2011. Fire regime changes in the western Mediterranean basin : From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*: 1-12.

PAUSAS J.L., VALLEJO R. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In 'Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin'. (Ed. E Chuvieco) pp. 3–16. (Springer-Verlag: Berlin).

PIMONT F., DUPUY J., LINN R.R., DUPONT S. 2009. Validation of FIRETEC wind-flows over a canopy and a fuel-break. *International Journal of Wildland Fire* 18, 775–790.

PRICE O. F., EDWARDS A.C., RUSSELL-SMITH J. 2007. Efficacy of permanent firebreaks and aerial prescribed burning in western arnhem land, northern territory, australia. *International Journal of Wildland Fire*, 16(3), 295-305.

REGO F. 1992. Land use changes and wildfires. In 'Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes'. (Eds A. Teller, P. Mathy, J.N.R. Jeffers) pp. 367–373. (Elsevier Applied Science: London).

SCARFF F.R., WESTOBY M. 2006. Leaf litter flammability in some semi-arid Australian woodlands. *Functional Ecology* 20, 745–752. doi:10.1111/J.1365-2435.2006.01174.X

SCHMIDT D., TAYLOR A.H., SKINNER C.N. 2008. The influence of fuels treatment and landscape arrangement on simulated fire behavior, Southern Cascade range, California. *For Ecol Manag* 255:3170–3184.

VASCONCELOS M.J.P., SILVA S., TOMÉ M., ALVIM M., PEREIRA J.M.C. 2001. Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks. *PERS* 67, 73–83.

VEGA-GARCÍA C., TATAY-NIETO J., BLANCO R., & CHUVIECO E. 2010. Evaluation of the influence of local fuel homogeneity on fire hazard through landsat-5 TM texture measures. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 76(7), 853-864.

VEGA-GARCÍA, C., WOODARD T., ADAMOWICZ L.B. 1995. A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest fires. *International Journal of Wildland Fire*. 5, 101–111.

VÉLEZ MUÑOZ, RICARDO. 2000. La Defensa contra incendios forestales. Edit. McGraw-Hill / Interamericana de España, S.A. Madrid. España. ISBN: 9788448127428. p. 842.

VIEDMA O., ANGELER D.G., MORENO J.M. 2009. Landscape structural features control fire size in Mediterranean forested area of central Spain. *International Journal of Wildland Fire* 18, 575–583. doi:10.1071/WF08030.

VILAR DEL HOYO L., GÓMEZ NIETO I., MARTÍN M.P., MARTÍNEZ VEGA F.J. 2007. Análisis comparativo de diferentes métodos para la obtención de modelos de riesgo humano de incendios forestales - 4th International Wildfire Conference - vol.CDRom - Ministerio de Medio Ambiente. 28pp.

VILAR DEL HOYO L., MARTÍN M.P., MARTÍNEZ VEGA F.J. 2008. Validación de modelos de probabilidad de ocurrencia de riesgo humano de incendio forestal - En: Hernández, L. y Parreño, J. M. (Eds.), Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial, Las Palmas de Gran Canaria, Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC, ISBN: 978-84-96971-53-0. 12pp.

WILLIAMS, A.A.J., KAROLY, D.J., TAPPER, N. 2001. The sensitivity of Australian fire danger to climate change. *Climatic Change* 49 (1), 171-191.

CAPITULO

2 PROPUESTA METODOLÓGICA BASE EN LA MODELIZACIÓN DEL PAISAJE PARA SU APLICACIÓN EN LA GESTIÓN DE INCENDIOS FORESTALES.

El trabajo consta de unos procesos básicos, para no incluirlos de forma repetitiva en cada capítulo, aquí se definen y precisan de forma detallada.

2.1 Modelización de cartografía base de SIG

La modelización a escala, o el uso de modelos reducidos de la realidad, permite estudiar y reproducir condiciones que inciden tanto en la ignición como en la propagación de incendios. La creación de una base cartográfica tiene como principal objetivo definir la estructura espacial sobre la cual se desarrolla este trabajo, proponiendo un modelo de gestión basado en los principios de la teoría de grafos para plantear estrategias que reduzcan la vulnerabilidad del territorio. La modelización de incendios en el paisaje requiere de la creación de una base cartográfica adecuada que recoja los principales elementos de la propagación: combustibles, topografía y meteorología, y dicha base cartográfica se describe en los siguientes epígrafes, sus fuentes y su integración en un SIG.

Los sistemas de información geográfica (SIG) ofrecen la posibilidad de actuar como herramienta útil y complementaria en la toma de decisiones en la problemática de los incendios forestales, puesto que son capaces de capturar, almacenar, manipular, analizar, modelizar y presentar datos referenciados espacialmente para la resolución de problemas complejos de planificación y gestión (Citado por Gutiérrez Puebla y Gould “SIG: Sistema de Información Geográfica”, NCGIA, 1991). Las principales ventajas de los SIG respecto otros sistemas de información son: la posibilidad de trabajar con información georeferenciada, sus capacidades de análisis espacial -combinando varias informaciones espaciales, y la facilidad de poner en relación objetos espaciales con atributos temáticos.

Para esta tesis se disponía de un mapa de modelos de combustibles que fue obtenido a partir del Mapa Forestal de España (MFE) a escala 1:50000. Las teselas se revisaron y fueron reclasificadas con información del Mapa Forestal 1:200000, el Inventario Forestal Nacional segundo y tercero (IFN2 y IFN3), el mapa de modelos de combustible generado por el CREAM 1:50000, el mapa de la red Natura 2000, el mapa de fracción de cabida cubierta 1:25000 y los puntos de inicio de incendios del EGIF para Barcelona, proporcionado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), España). También se dispuso del Mapa

de elevación digital de España a escala 1:25000 (Ministerio de Fomento, 1999), la base cartográfica de perímetros de incendios desde el 2004 hasta el 2010, generado por el Instituto Cartográfico de Catalunya, un mapa de modelos de combustible 1:5000 proporcionado por la Diputación de Barcelona (DIBA) y los datos meteorológicos para Barcelona de la Agencia Estatal de Meteorología, gobierno de España (AEMET) y las estaciones automáticas del servicio meteorológico de Catalunya (XEMA).

2.2 Características de los modelos de combustible utilizados.

El combustible es uno de los factores más importantes y a menudo el decisivo para el comportamiento del incendio. Los modelos de combustible son representaciones de los distintos lechos de combustibles o estructuras de vegetación que existen en la naturaleza y que pueden propagar un fuego.

La carga de combustible se define como la cantidad de combustible por unidad de superficie; se puede encontrar expresada en toneladas por hectárea (t/ha). Existe una extraordinaria variabilidad en la disposición del combustible, tipo, forma, tamaño, compactación, por lo que es necesaria una clasificación del mismo. La forma más común de realizar esta clasificación es mediante una descripción generalizada del combustible en los denominados modelos de combustibles (Rothermel, 1972; Albini, 1976; Deeming et al., 1977; Andrews, 1986; Forestry Canada Fire Danger Group, 1992).

De dichas clasificaciones, la más conocida es la propuesta por Rothermel (1972). Y a pesar de que dicha clasificación responde a las necesidades de los Estados Unidos, con distintas adaptaciones es frecuentemente utilizada en numerosos países. En este sentido, para la aplicación del modelo americano en la península Ibérica, el Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA, actualmente la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, MAGRAMA) adoptó los 13 modelos de combustible de Rothermel, proporcionando una clave con descripción fotográfica. En la Tabla 1 se presenta una breve descripción de los modelos de combustible.

Tabla 1 Descripción simplificada de los modelos de combustible de Rothermel (1972) para el NFDRS (National Fire Danger Rating System) y adaptado por ICONA y DGCN a España. Fuentes Rothermel 1987 y DGCN.

GRUPO	MODELO	DESCRIPCION
Pastos	1	Pasto fino, seco y bajo, que recubre completamente el suelo. El matorral o arbolado se encuentra disperso y ocupa menos de un tercio del área. Carga de combustible (materia seca): 1-2 t/ha.
	2	Pasto fino, seco y bajo, que recubre completamente el suelo. El matorral o arbolado ocupa de uno a dos tercios de la superficie. Carga de combustible (materia seca): 5-10 t/ha.
	3	Pasto grueso, denso, seco y alto (más de 1 metro). Puede haber algunas plantas leñosas dispersas. Los campos de cereales son representativos de este modelo. Carga de combustible (materia seca): 4-6 t/ha.
Matorral	4	Matorral o plantación joven densa, con alturas próximas a 2 m. Carga de combustible (materia seca): 23-35 t/ha.
	5	Matorral denso y joven de menos de 1 m de altura. Poco material muerto. Carga de combustible (materia seca): 5-8 t/ha.
	6	Matorral similar al modelo 5, pero de alturas superiores a 1 m o con restos de cortas de frondosas. Carga de combustible (materia seca): 10- 15 t/ha.
	7	Matorrales de especies muy inflamables con alturas de menos de 2 m o pinares de sotobosque. Carga de combustible (materia seca): 10-15 t/ha.
Hojarasca bajo arbolado	8	Bosque denso o frondoso con hojarasca compacta y poco matorral. Carga de combustible (materia seca): 10-12 t/ha.
	9	Similar al modelo 8 pero con hojarasca menos compacta. Carga de combustible (materia seca): 7-9 t/ha.
	10	Bosques con material leñoso caído como consecuencia de cortas, vientos, plagas, etc. Carga de combustible (materia seca): 25-30 t/ha.
Restos de corta y operaciones silvícolas.	11	Bosque claro o fuertemente aclarado. Restos de poda o zonas claras con plantas herbáceas rebrotando. Carga de combustible (materia seca): 25-30 t/ha.
	12	Predominio de los restos sobre el arbolado. Restos de poda cubriendo todo el suelo. Carga de combustible (materia seca): 50-80 t/ha.
	13	Grandes acumulaciones de restos de más de 76 mm de diámetro cubriendo todo el suelo. Carga de combustible (materia seca): 100-150 t/ha.

2.3 Simulador de comportamiento del combustible frente al fuego para la definición de la condición de baja combustibilidad.

En la actualidad, existen varios simuladores de comportamiento del combustible frente al fuego, sin embargo en este trabajo se utilizó BEHAVE Plus 5.0 (Heinsch y Andrews, 2010, Figura 1), ya que es el simulador más utilizado y sus ecuaciones de base son las mismas que utilizan otros igualmente populares como FARSITE (Finney, 1998).

2.3.1 BehavePlus

El software BEHAVE Plus 5.0 (Heinsch y Andrews, 2010) es una actualización y extensión de BEHAVE Fire Behavior Prediction System, programa computacional que proporciona al gestor tablas con información útil en la planificación para la prevención y extinción de incendios (Andrews, 1986). Este sistema produce gráficos, tablas, diagramas de las relaciones entre humedades, viento, pendiente e índice de propagación obteniendo los valores de altura de llama y velocidad de propagación, elementos importantes para diversas aplicaciones de gestión de fuegos, y en especial para discriminar los modelos de baja combustibilidad (Andrews, 1986). Las áreas con presencia de vegetación de baja combustibilidad constituyen los elementos críticos para la conectividad a analizar mediante el enfoque de la teoría de grafos.

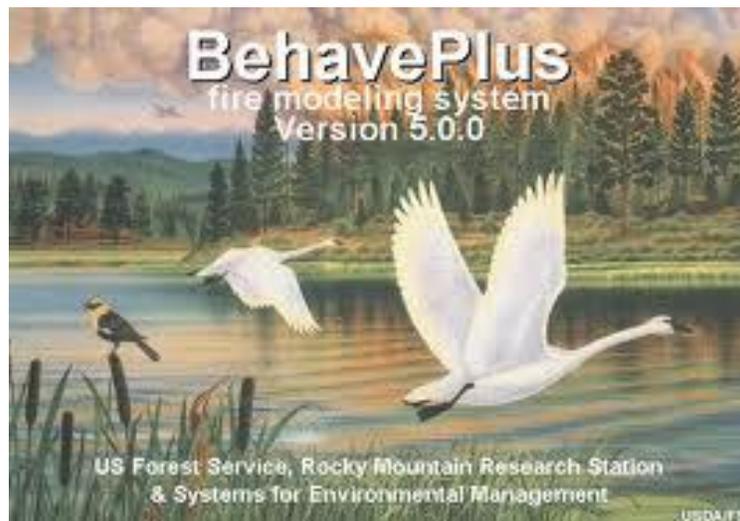


Figura 1. Behave Plus 5.0, Fuente: Heinsch y Andrews, 2010.

La geometría del frente se caracteriza por la altura, la longitud, el ángulo de inclinación y la

profundidad o la anchura de su llama. Las características geométricas de la llama en un incendio forestal son indicadores muy valiosos a la hora de estudiar el comportamiento de un incendio. No son únicamente un claro reflejo de cómo se desarrolla un incendio, sino que también proporcionan datos indispensables para el cálculo de la radiación emitida por el frente, así como de las dimensiones de la superficie radiante, proporcionando una idea de la emisividad de las llamas (Andrews, 1986).

Altura de la llama (H) se define como la media de la dimensión vertical máxima de las llamas del frente de un incendio, medida desde la superficie hasta la punta de dichas llamas. Diferentes investigadores (McArthur, 1966; Nelson, 1980; Nelson y Adkins, 1986), han establecido que está directamente relacionada con la velocidad de propagación del incendio, con la cantidad de combustible y con la velocidad del viento. De acuerdo con las operaciones de extinción de incendios forestales, existen unos límites claramente diferenciados por lo que respecta al ataque directo al incendio forestal con diferentes metodologías; por lo que deberemos aplicar un exquisito análisis del comportamiento del fuego forestal, y en base a ello, asignar los medios correspondientes (ver Figura 2).

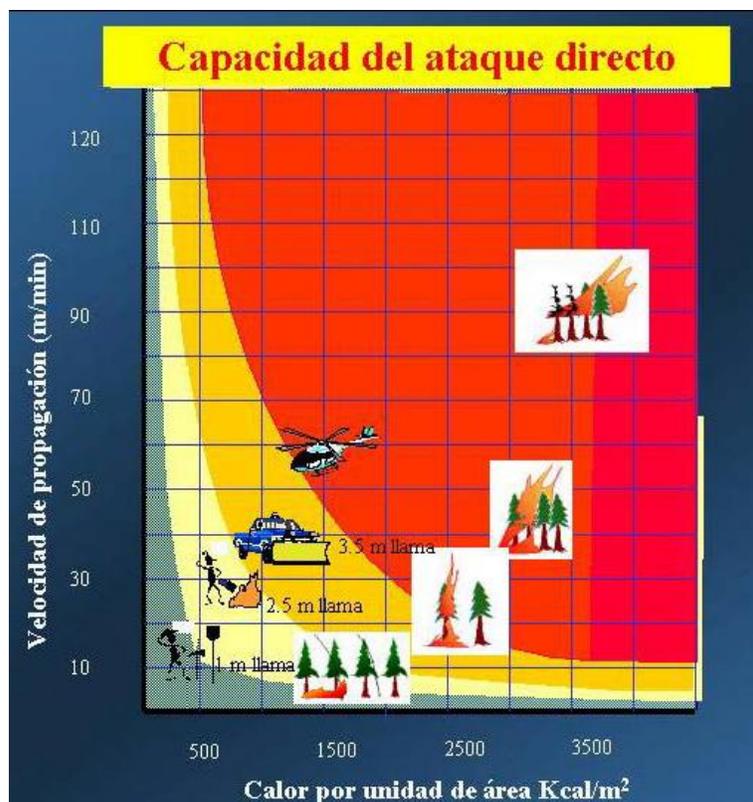


Figura 2. Capacidad del ataque directo. Fuente: manuales editados por el ICONA.DGCN.

2.4 Evaluación de la conectividad para la identificación de teselas críticas en el paisaje.

2.4.1 Teoría de grafos.

Un grafo o red, es un conjunto de nodos y enlaces, donde los nodos son los elementos individuales de la red y los enlaces representan la conectividad entre los nodos como se muestra en la figura 3. La conectividad puede ser binaria (conectado o no) o probabilística (probabilidad de conexión desde 0 a 1).

Según Harary (1969), el grafo (G, mosaico) es un conjunto de objetos llamados vértices o nodos $V(G, \text{teselas})$ unidos por enlaces $E(G, \text{links})$ llamados aristas o arcos, que permiten representar relaciones binarias entre elementos de un conjunto, de tal forma que cada enlace $e = v_i v_j$ conecta los nodos v_i y v_j .

Un grafo G es un par ordenado $G = (V, E)$, donde V es un conjunto de vértices o nodos y E es un conjunto de arcos o aristas, que relacionan estos nodos. Los siguientes conjuntos representan el grafo de la figura 3.

$$V := \{1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12\}$$

$$E := \{(1, 2), (1, 3), (1, 4), (1, 5), (2, 3), (2, 4), (2, 5), (3, 4), (3, 5), (4, 5), (5, 6), (6, 7), (7, 12), (8, 12), (9, 12), (10, 12), (11, 12)\}$$

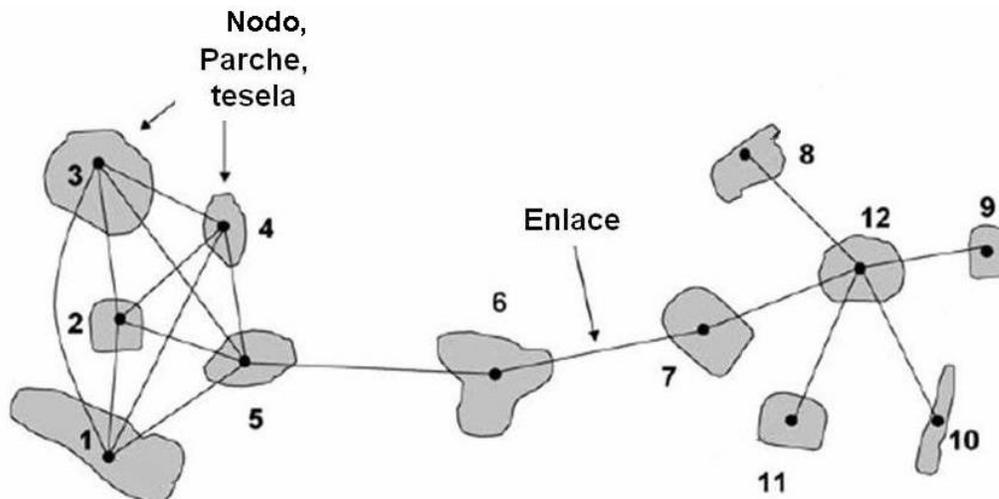


Figura 3. Ilustración de algunos conceptos en la teoría de grafos. (Minor & Urban, 2008).

2.4.2 Índice de Probabilidad de Conectividad.

El índice de probabilidad de conectividad (PC) está definido como la probabilidad de que dos formaciones de baja combustibilidad situadas al azar dentro del paisaje, queden situadas dentro de zonas combustibles interconectadas. Este índice parte de una estimación de la probabilidad de dispersión p_{ij} , que determina la viabilidad de paso entre las teselas i y j . Un paso se define como un movimiento directo de dispersión entre dos teselas, sin pasar por cualquier otra tesela intermedia. Aunque habitualmente estos conceptos se aplican a especies, nada impide su aplicación a la consideración de procesos o perturbaciones que también se desarrollan espacialmente. Dos teselas de hábitat están conectadas si es posible el movimiento entre ellas de individuos de una especie. Se podría decir que dos teselas de combustible están conectadas si es posible que un incendio pase de una a otra (a distancia de emisión de pavesas, por ejemplo). En este caso, dos teselas de baja combustibilidad pueden ser conectadas para el control de la propagación del fuego mediante la aplicación de tratamientos silvícolas por parte de una administración, dentro de una distancia máxima de trabajo que en el caso de Barcelona es de 1000m. El índice de probabilidad es calculado por la siguiente expresión (Ecuación 1, Saura y Pascual-Hortal, 2007):

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2} = \frac{PCnum}{A_L^2} \quad (1)$$

La p_{ij} de cada par de teselas se estima a partir de una ecuación de disminución exponencial negativa en función de la distancia entre las teselas, Ecuación 2 (Bunn 2000, Saura y Pascual-Hortal 2007, Urban y Keitt 2001.), donde d_{ij} es la distancia entre las teselas desde i hasta j , y k es una constante que se deriva de asignar una probabilidad $p=0.5$ definida como la mediana de la distancia máxima de gestión en el monte por los gestores, Ecuación 2.

$$P_{ij} = e^{-k \cdot d_{ij}} \quad (2)$$

2.4.3 Identificación de los elementos críticos o las teselas de importancia del paisaje para el mantenimiento de la conectividad global.

Cuando se analiza la conectividad del paisaje se puede enfocar de dos maneras; 1), una general descriptiva y poco relevante para la toma de decisiones de planificación, para

caracterizar el grado de conectividad de todo el paisaje, lo que nos da una idea de su estado actual y 2) una específica, en la que el análisis puede estar orientado a identificar los elementos más críticos del paisaje requeridos para el mantenimiento de la conectividad global. La clasificación de los elementos del paisaje de acuerdo a su contribución a la conectividad general del paisaje (Keitt et al. 1997; Urban and Keitt 2001, Pascual-Hortal y Saura 2006), en este caso para el índice PC, resulta de calcular el porcentaje de importancia para el índice (dPC) de cada elemento individual. Esta importancia se obtiene calculando el índice (PC) para todo el paisaje completo (valor global actual) y recalculándolo nuevamente para un paisaje en el que hubiera desaparecido una de sus teselas (repetiendo esta operación para cada una de las teselas del área de estudio), de manera que la importancia de esa tesela se cuantifica como la disminución porcentual que se produciría en el índice PC global, de no estar esa tesela de hábitat presente en el territorio, tal como se indica en las siguientes ecuaciones.

$$dPC_k (\%) = 100 * \frac{PC_{inicial} - PC_{eliminado}}{PC_{inicial}} \quad (3)$$

Donde dPC_k es la importancia de la tesela k para el mantenimiento de la disponibilidad general en el paisaje; PC_{inicial} es el valor global del índice para todo el paisaje; PC_{eliminado} es el valor del índice después de la eliminación de la tesela k.

Los valores de dPC para todas y cada una de las teselas en el paisaje, permiten priorizar las teselas más críticas para mantener la conectividad del paisaje (teselas de valores altos), es decir aquellas que por pérdida de esas teselas en el paisaje se produciría un impacto negativo mayor sobre la conectividad del paisaje. De esta manera se pueden integrar estas consideraciones en el diseño de estrategias generales de gestión forestal y particulares de tratamiento del combustible. Sin embargo, los resultados de estos análisis pueden variar en función del índice seleccionado con el que realicemos el análisis, por lo tanto, la selección adecuada del índice de conectividad a nivel de paisaje es fundamental para los resultados de acuerdo con las diferentes propuestas de gestión para la conservación (Saura y Pascual-Hortal 2007).

2.4.4 Fracciones del índice de conectividad dPC.

La importancia de una determinada tesela k para el mantenimiento de la conectividad se puede dividir en tres fracciones diferentes (Ecuación 4 dPC_k) que evalúan las formas en las que dicha tesela puede contribuir a la conectividad y disponibilidad de hábitat en el conjunto del paisaje (Saura, 2008, Saura *et al.*, 2011, Saura y Rubio, 2010).

$$dPC_k = dPC_{intra_k} + dPC_{flux_k} + dPC_{connector_k} \quad (4)$$

La fracción conector “ $dPC_{connector}$ ” mide qué importancia tiene esa tesela, para mantener la conectividad entre el resto de las teselas. Cuantifica el rol de la tesela como elemento conector o tesela puente entre otras teselas (*Stepping Stone*). Es independiente del área de la tesela y depende únicamente de su posición topológica en la red del paisaje. Esta fracción evita asignar valores de conectividad más altos a las teselas más grandes en el paisaje (Ferrari *et al.*, 2007, Saura y Rubio, 2010). Esta fracción se utiliza para evidenciar el papel de distintos elementos del paisaje como proveedores insustituibles de conectividad entre otras áreas de baja combustibilidad (Gurrutxaga *et al.*, 2011).

2.4.4.1 Fracción intra “ dPC_{intra} ”.

Es la contribución de la tesela k correspondiente al área de baja combustibilidad disponible proporcionada por la misma tesela k . Esta fracción se refiere a conectividad interna de la tesela (intrapatch connectivity) y es totalmente independiente de la conexión con otras teselas y de su posición en el paisaje. Cuando una tesela esté completamente aislada, entonces solo contribuirá al valor del índice de conectividad con esta fracción.

2.4.4.2 Fracción flux “ dPC_{flux} ”.

Esta fracción mide el flujo de dispersión a través de la tesela k con el resto de las teselas del paisaje, donde k es la tesela inicial o la tesela final de la conexión. Esta fracción depende del atributo (área) de la tesela y su posición topológica en el paisaje. Su valor es el resultado de ir sumando $a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*$ para todos los pares de teselas en el paisaje. En este trabajo, mide una probabilidad de “paso” o extensión de tratamientos silvícolas entre teselas de baja combustibilidad, siempre limitada a una distancia de trabajo marcada por la DIBA de 1000m.

2.4.4.3 Fracción connector “dPCconnector”.

Cuantifica el rol de la tesela como elemento conector o tesela puente entre otras teselas, es independiente del área de la tesela y depende únicamente de su posición topológica en la red del paisaje. Una tesela contribuirá mediante esta fracción al valor del índice de conectividad si forma parte del camino de máxima probabilidad entre otras dos teselas. Mide qué importancia tiene esa tesela para mantener la conectividad entre el resto de las teselas. Cuanto mayor sea su valor, más importante es una tesela en el mantenimiento de la conectividad general. Y cuanto mayor sea la conectividad entre áreas de baja combustibilidad, más seguro será el paisaje frente a la propagación de incendios.

2.5 FARSITE (Fire Area Simulator) para la validación de la red y de la metodología de determinación de elementos críticos para la prevención.

Farsite es un modelo de simulación de crecimiento del fuego en un paisaje determinado. Corre en entornos Windows y tiene interfaz gráfica. Permite la simulación en tiempo y espacio de la propagación y comportamiento de fuegos bajo condiciones heterogéneas, y por tanto, permite testar el efecto de los elementos críticos de cualquier red de baja combustibilidad en el desarrollo de fuegos en la provincia de Barcelona.

Las simulaciones de crecimiento del frente del fuego aquí desarrolladas con FARSITE (Finney, 1998), que se basa en las ecuaciones de BEHAVE Plus. FARSITE es un modelo de simulación de incendios espacialmente explícito que está basado en el principio de propagación de ondas de Huygens's y este determina la expansión de un frente poligonal de un incendio a través del tiempo (Richards, 1990).

FARSITE diferencia entre dos comportamientos de incendios y utiliza modelos separados para incendios de superficie (Rothermel, 1972) e incendios de copas (Van Wagner, 1977). Tiene como salida la proyección del perímetro del frente del fuego y el comportamiento del fuego. Estas salidas son portables a distintas aplicaciones para Sistemas de Información Geográfica (GIS).

Está orientado a usuarios con conocimientos sobre combustibles, clima, topografía, situaciones de incendios, etc. FARSITE necesita como entrada capas procedentes de

sistemas de información geográfica (GIS) con datos sobre la topografía, la meteorología, el viento, el combustible y condiciones del tiempo (Figura 4).

Los datos meteorológicos tienen que ser suministrados como datos de flujos temporales para el periodo de tiempo para la duración de la simulación, consistiendo en la temperatura y humedad relativa diaria mínima y máxima (y su correspondiente dato de tiempo por cada día), la precipitación diaria, la velocidad de viento por hora y la dirección del viento, la nubosidad y la altura de la estación climática utilizada.

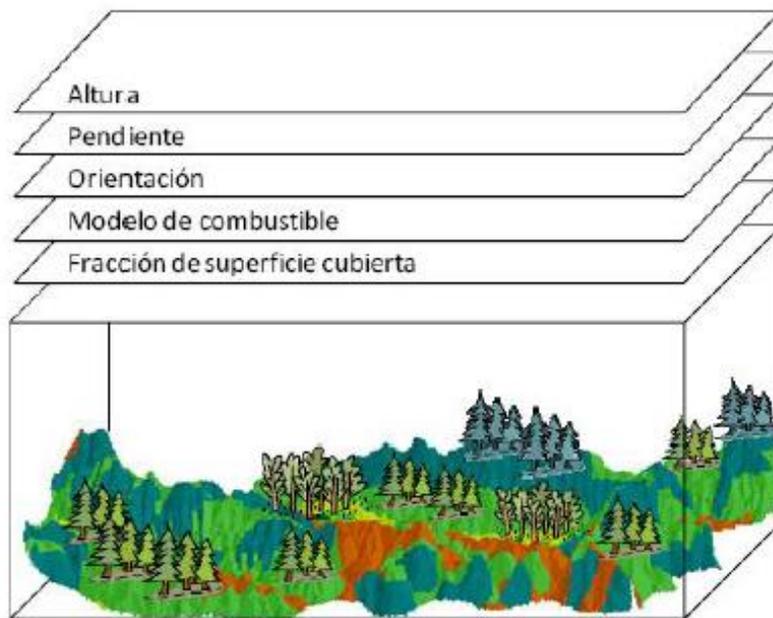


Figura 4. Capas de entrada necesarias para la simulación de Farsite. Fuente: Finney, 1998.

Las propiedades de los diferentes tipos de combustibles en el área de estudio están evaluadas a través de los 13 modelos de combustible de Anderson (Anderson, 1982). Además se incluyen datos-capas de SIG raster de elevación, pendiente, aspecto y fracción de cubierta de copas. El usuario define los puntos de ignición y la duración de la simulación. El modelo genera los siguientes datos de salida: tiempo de llegada del incendio, intensidad de frente, longitud de llama, velocidad de propagación, actividad de copas y dirección de la propagación (Finney, 1998).

Elegimos utilizar FARSITE para el análisis porque está basado en mecanismos de simulación ampliamente utilizados en la investigación y gestión de la prevención de incendios. Previa investigación han mostrado que la exactitud de los rangos de FARSITE es baja (por subestimar el perímetro del incendio y la velocidad de propagación, Fujioka, 2002; Butler et al., 2005), a moderada (Arca et al., 2007). Resultados inexactos son parte de las limitaciones del modelo, especialmente en la forma en que simula las áreas quemadas por el incendio, pero debe tenerse en cuenta la dificultad de obtener datos de entrada confiables para el modelo, como los combustibles (Mutlu et al., 2008), y los datos de viento (Arca et al., 2007), el cual tiene un gran efecto sobre la propagación. Sin embargo aunque FARSITE es imperfecto, es el más contrastado de los modelos de simulación de incendios actualmente disponibles, y es ampliamente aceptado entre gestores de incendios en España (Duguy et al., 2007), y en otros países (e.g. Brasil (Mistry y Berardi, 2005), Estados Unidos (Finney, 2007) e Israel (Carmel et al., 2009)).

2.6 WILDFIRE ANALYST (WFA) para la validación de la red en tiempo real y determinación de elementos críticos para la prevención.

Es una aplicación que proporciona análisis en tiempo real de la propagación y comportamiento de los incendios forestales, también el análisis de impacto y evacuación durante un incidente. Los resultados de las simulaciones son en tiempo real, lo que permite ajustar la simulación con los datos observados y las actividades de supresión propuestas durante el incidente. El Wildfire Analyst™ es un componente del software DTSwildfire Incident Management diseñado para apoyar directamente varias agencias de gestión de incendios forestales. Este software permite una integración completa de los datos durante el incidente, para proporcionar conocimiento de la situación global al jefe de bomberos, al equipo de comando de incidentes y a las agencias locales (Figura 5). Wildfire Analyst™ es un simulador operacional de la propagación del fuego en el territorio basado en algoritmos de predicción como Rothermel o Ferragut, que permite, como herramienta, acoplarse a arquitecturas y entornos GIS para su uso en aplicaciones de emergencias. Su avanzado algoritmo de proceso se basa en el cálculo del modelo digital de terreno, cálculo de modelos de alta resolución del viento (HDWF), planimetría (hidrografía, redes de comunicaciones, líneas eléctricas, etc.) y otros elementos que permiten realizar simulaciones más reales (Ramírez y Monedero, 2011).

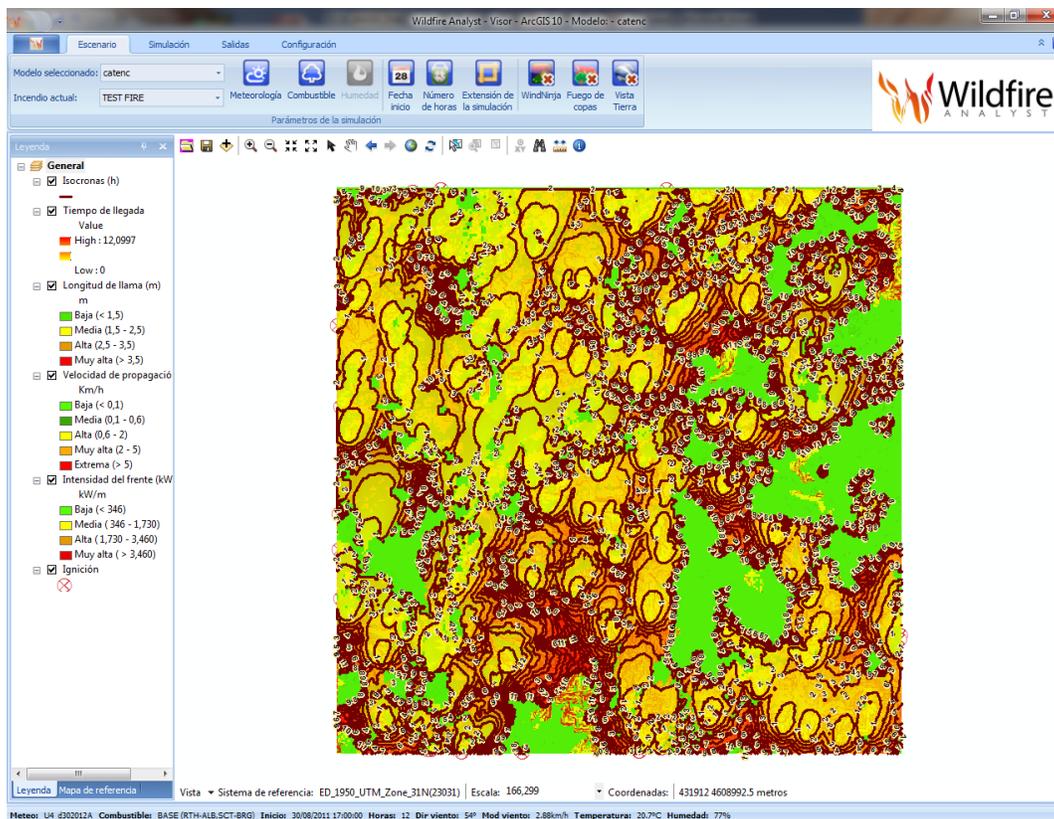


Figura 5. Wildfire Analyst. Fuente: Elaboración propia.

Originalmente desarrollado en el marco del proyecto europeo R+D, Wildfire Analyst™ ha sido utilizado por numerosos organismos en varios países de Europa, entre ellas la Unidad Militar de Emergencias españoles. En América del Norte, Wildfire Analyst™ está siendo aplicada por las agencias de manejo de fuego de varios Estados. Está disponible como una extensión de ESRI ArcGIS o aplicación independiente. También está disponible como un servicio de suscripción web en WildfireMaps.com (BurnEngine). Tiene una integración perfecta con fiRESPONSE (enterprise incident management DSS que forman parte de la estructura ICS) y con el servidor de ArcGIS™ para la aplicación Wildfire COP™ que evalúa el entorno de conocimiento de la situación (Ramírez y Monedero, 2011).

2.7 Bibliografía

ALBINI F.A. 1976. "Estimating wildfire behaviour and effects". USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-30. Intermt. For. And Range Exp. Stn., Ogden.

ANDERSON H.E., 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. USDA Forest Service Intermountain Research Station, 22.

ANDREWS P.L. 1986. "Behave: Fire behavior prediction and fuel modeling system - burn subsystem". Part 1. USDA Forest Service Research, Paper INT-194.

ARCA B., DUCE P., LACONI M., PELLIZZARO G., SALIS M., SPANO D., 2007. Evaluation of FARSITE simulator in Mediterranean maquis. *International Journal of Wildland Fire* 16, 563-572.

BUNN A.G., URBAN D.L., KEITT T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation of graph theory. *Journal of Environmental Management*. 59: 265 – 278.

BUTLER B.W., FORTHOFFER J.M., STRATTON R.D., FINNEY M.A., BRADSHAW, L.S., 2005. Fire growth simulations of the Price Canyon, Thirtymile and Storm King Mountain fires using high resolution wind simulation tools and FARSITE, Joint Sixth Symposium on Fire and Forest Meteorology/Interior West Fire Council Conference: Canmore, AB, Canada.

CARMEL Y., PAZ S., JAHASHAN F., SHOSHANY M., 2009. Assessing fire risk using Monte Carlo simulations of fire spread. *Forest Ecology and Management* 257, 370-377.

DEEMING J.E., BURGAN, R.E., COHEN, J.D. 1977. "The National Fire Danger Rating System". USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-39. Intermt. For. And Range Exp. Stn. Ogden.

DUGUY B., ALLOZA J.A., RÖDER A., VALLEJO R., PASTOR F., 2007. Modelling the effects of landscape fuel treatments on fire growth and behaviour in a Mediterranean landscape (eastern Spain). *International Journal of Wildland Fire* 16, 619-632.

FERRARI J.R., LOOKINGBILL T.R., NEEL M.C. 2007. Two measures of landscape-graph connectivity: assessment across gradients in area and configuration. *Landscape Ecology*. 22, 1315–1323.

FINNEY M.A.,1998. FARSITE: fire area simulator model development and evaluation. USDA Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 47.

FINNEY M.A., 2007. A computational method for optimising fuel treatment locations. *International Journal of Wildland Fire* 16, 702-711.

FORESTRY CANADA FIRE DANGER GROUP. 1992. "Development and structure of the Canadian fire behavior prediction system". Information Rep. ST-X-3 (Forestry Canada).

FUJIOKA F., 2002. A new method for the analysis of fire spread modeling errors. *International Journal of Wildland Fire* 11, 193-203.

GURRUTXAGA M., L. RUBIO, AND S. SAURA. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the cantabrian range to the western alps (SW europe). *Landscape and Urban Planning*. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.02.036.

GUTIÉRREZ P.J., GOULD, M. 1994. SIG: Sistemas de Información Geográfica. Editorial Síntesis, Madrid, España.

HARARY, F., 1969. Graph theory. Addison Wesley, Reading, MA.

HEINSCH F.A.; ANDREWS P.L. 2010. BehavePlus fire modeling system, version 5.0: Design and Features. General Technical Report RMRS-GTR-249. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

KEITT, T. H. ET AL. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. – *Conservation Ecology*. 1: 15–16.

MCARTHUR A.G. 1966. "Weather and grassland fire behaviour". Aust. For. and Timber Bureau Leaflet, No. 100.

MINOR, E.S., URBAN D.L. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology*. 22, (2): 297-307.

MISTRY J., BERARDI, A. 2005. Assessing fire potential in a Brazilian savanna nature reserve. *Biotropica* 37 (3), 439-451.

MUTLU M., POPESCU S.C., ZHAO K., 2008. Sensitivity analysis of fire behavior modeling with LIDAR-derived surface fuel maps. *Forest Ecology and Management* 256 (3), 289-294.

NELSON R. M. JR., ADKINS, C.W. 1986. "Flame characteristics of wind-driven surface fires". *Canadian Journal of Forest Research*, 16: 1293-1300.

NELSON R.M.Jr. 1980. "Flame characteristics for fires in southern fuels". USDA For. Serv., Southeast. For. Exp. Stn. Asheville, North Caroline. Res. Pap. SE-205.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21, (7): 959-967.

RAMIREZ J., MONEDERO S., 2011. New approaches in fire simulations analysis with Wildfire Analys. The 5th International Wildland Fire Conference. Sun City, South Africa.

RICHARDS G.D., 1990. An elliptical growth model of forest fire fronts and its numerical solutions. *International Journal for Numerical Methods in Engineering* 30, 1163-1179.

ROTHERMEL R.C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels, General Technical Report INT-115, Odeon, Utah, USDA Forest Service, Intermountain Research Station.

SAURA S. 2008. Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. – In: LAFORTEZZA R. et al. (eds), *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer, pp. 403–422.

SAURA S., PASCUAL-HORTAL L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. – *Landscape Urban Plann.* 83: 91–103.

SAURA S., RUBIO L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33, (3): 523-537.

SAURA S., VOGT P., VELÁZQUEZ J., HERNANDO A., TEJERA R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*. doi:10.1016/j.foreco.2011.03.017.

URBAN D., KEITT T. 2001. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205–1218.

VAN WAGNER C.E., 1977. Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research* 7, 23-34.

CAPITULO

3 PLANIFICACIÓN DE REDES DE ÁREAS CORTAFUEGOS A ESCALA DEL PAISAJE BASADAS EN ESTRUCTURAS DE GRAFOS. CASO ESTUDIO: BARCELONA.

3.1 Introducción.

En la parte Europea de la cuenca del Mediterráneo, el número y tamaño de los incendios forestales ha aumentado en las últimas décadas como consecuencia del cambio del uso del suelo y el incremento del riesgo climático de incendio (Piñol et al. 1998; Lloret et al., 2002; Pausas 2004), debido a la combinación de altas temperaturas y una baja humedad relativa (Piñol et al., 1998). El fuego es clave en los procesos ecológicos en ambientes climáticos mediterráneos debido a la combinación de veranos calientes y secos con estructuras de vegetación densa (Moreno and Oechel 1994), procedentes de cambios socioeconómicos en las últimas décadas.

El tratamiento de los combustibles en el paisaje puede modificar el riesgo de incendio forestal sobre las vidas y propiedades humanas, aunque la magnitud de este efecto sobre el riesgo es poco conocido (Rodríguez et al, 2008). En el suroeste de Australia la estructura del combustible aparece como el factor más importante para el control de la variación espacial de los intervalos de incendios (O'Donnell et al., 2011). Existe un debate considerable en muchos países sobre cómo los paisajes propensos a incendios podrían ser gestionados para reducir el riesgo de mayores conflagraciones (Keeley et al., 2009a,b; Reinhardt et al., 2008; Stephens et al., 2009). Una propuesta ampliamente aceptada es llevar a cabo tratamientos extensivos del combustible para disminuir la masa total de combustible por unidad de área y alterar la estructura de la vegetación, disminuyendo la velocidad de propagación y el tamaño de los incendios (Finney, 2005; Finney et al., 2007; Stephens et al., 2009). Los tratamientos de combustibles y quemas prescritas en coníferas pueden potencialmente minimizar los efectos ecológicos de los incendios de alta intensidad a escala de paisaje (Syphard *et al.*, 2011). El tratamiento de la superficie de combustibles en conjunto mediante tratamiento mecanizado, podría ser necesario para reducir potencialmente el comportamiento superficial del fuego (Agee and Skinner, 2005; Peterson et al., 2005), pero es inviable en miles de hectáreas. Por ejemplo, Bradstock et al. (2012) obtuvieron una reducción a la mitad del riesgo en sus bosques de estudio, bajo una tasa de tratamiento del 7-10% del área del paisaje por año, después de haber evaluado dos paisajes australianos de 154.287 ha y 187.718 ha.

Trabajos previos sugieren que ciertas áreas del paisaje pueden ser utilizadas como zonas de tratamiento estratégico para reducir la probabilidad de propagación de incendios forestales,

pero las técnicas para su localización espacial están en general poco desarrolladas a nivel del paisaje.

Existen algunos estudios previos específicos sobre las relaciones entre la conectividad de los combustibles y la ocurrencia o propagación de incendios. Miller y Urban (2000) encontraron relaciones entre la conectividad de los combustibles forestales resistentes al fuego están inversamente relacionada con la frecuencia de incendios forestales.

Rodríguez et al (2008) encontró que la reducción de la escala en las actividades de gestión del combustible, tiene un efecto mayor en el momento de estimar la prevención de la conectividad de los incendios, evaluada mediante la simulación del comportamiento de los incendios forestales en FARSITE. Determinaron que la conectividad funcional a escala regional está presente de manera implícita en la propagación de la perturbación. La determinación de la conectividad es un proceso complejo que admite diversos enfoques, y debe tenerse en cuenta que el aumento de área es una forma eficaz de aumentar la conectividad (Hodgson et al. 2009). Sin embargo, la conectividad funcional de un paisaje no necesariamente aumenta con la extensión del área de teselas individuales, como lo interpreta Hodgson, sino que hay más factores que la definen (Doerr et al., 2011).

En términos de prevención de incendios, debería considerarse si es mejor invertir en área tratada alrededor de una superficie de baja combustibilidad ya existente, o en el mantenimiento de una tesela mediante tratamiento silvícola, en una posición estratégica.

En este trabajo, se aplica el índice de probabilidad de conectividad (PC, Saura y Pascual-Hortal, 2007), dentro del cual se considera de máxima importancia la fracción $dPC_{connector}$, la cual mide la conectividad funcional de las teselas dentro de los mosaicos de hábitats del paisaje (Saura y Rubio, 2010). La teoría de grafos se ha aplicado en análisis de paisaje a diversos problemas, y especialmente a la dispersión de especies en función del hábitat (Fu et al., 2010, García-Feced et al., 2011, Laita et al., 2010, Neel, 2008, Pascual-Hortal et al., 2006, 2008, Saura et al., 2011, Saura y Rubio, 2010).

Ningún estudio previo ha aplicado la teoría de grafos en la temática de prevención de incendios forestales que se propone en este trabajo, una metodología con un enorme potencial para evaluar la distribución espacial de los combustibles en el territorio, o alternativamente, una herramienta de monitorización de la conectividad de las formaciones vegetales de baja

combustibilidad, óptimas como elementos cortafuegos pasivos o zonas “seguras” para la extinción.

La meta de esta investigación es identificar las áreas críticas de baja combustibilidad, y establecerlas como elementos prioritarios de mantenimiento y gestión forestal dentro de una red de prevención de incendios. La aplicación de esta metodología a la optimización del diseño de una red de áreas de baja combustibilidad en el territorio es potencialmente relevante para la prevención de la propagación de grandes incendios. La cuestión a estudiar no es si los combustibles presentan condiciones de continuidad que puedan llevar a eventos de alta severidad, puesto que esto ha sido demostrado en trabajos anteriores relacionados con el abandono, la homogeneización y los cambios a mayor carga combustible en el paisaje Mediterráneo (Loepfe, L. et al, 2010, Piñol et al, 1998, Vega-García C. et al., 2010). El objeto de estudio es la conectividad de las áreas de baja combustibilidad, no de los combustibles de mayor riesgo como en trabajos anteriores, dado que el fin último es contribuir a una mejor planificación espacial de la prevención pasiva del territorio, mediante la selvicultura preventiva. Se asume que una mayor conectividad de áreas “seguras” (baja combustibilidad) implica una menor conectividad de áreas de “riesgo” (alta combustibilidad) en un paisaje.

3.2 Área de estudio y caracterización de las teselas en la priorización de intervenciones de vegetación.

El área de estudio corresponde a la provincia de Barcelona, y comprende una superficie aproximada de 7758 km² localizada en la costa central de Catalunya, (coordenadas UTM 361615-4560421 y 480771-4684962 en la zona 31N). Esta provincia es representativa de las condiciones habituales del Mediterráneo en áreas donde abundan los valores en riesgo (elevada población) en mezcla con áreas forestales de elevada carga combustible consecuencia del abandono agrario. En la provincia de Barcelona, se encuentra una superficie forestal de un 44.83%, con un 25.18 % de cobertura forestal conformada principalmente por coníferas. Entre ellas destacan *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus pinea* y *Pinus sylvestris*, pero también está presente la interfaz urbana con un 10.88% de ocupación.

Sobre el límite de la provincia de Barcelona se generó un radio de 20 km, para considerar las teselas con baja combustibilidad de las provincias adyacentes (Figura 6). Mientras la zona costera tiene un clima mediterráneo, las áreas de interior tienen un clima mediterráneo

continental. Hacia el norte las mayores elevaciones de los Pirineos tienen un clima alpino. Todos los datos georeferenciados fueron procesados utilizando ArcGis 10.0 (ESRI, 2011), Miramón 7.0 (Pons, 2008), y ArcView 3.2 (ESRI, 1999) para los diferentes mapas.

Para la realización del estudio se disponía de: Mapa de modelos de combustibles obtenido a partir del Mapa Forestal de España (MFE) a escala 1:50000 (el trabajo de campo procede del 2001 para Catalunya), Mapa de la red Natura 2000 a escala 1:50,000, proporcionado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), España) del año 2010, Mapa de elevación digital de España a escala 1:25,000 (Ministerio de Fomento, 1999).

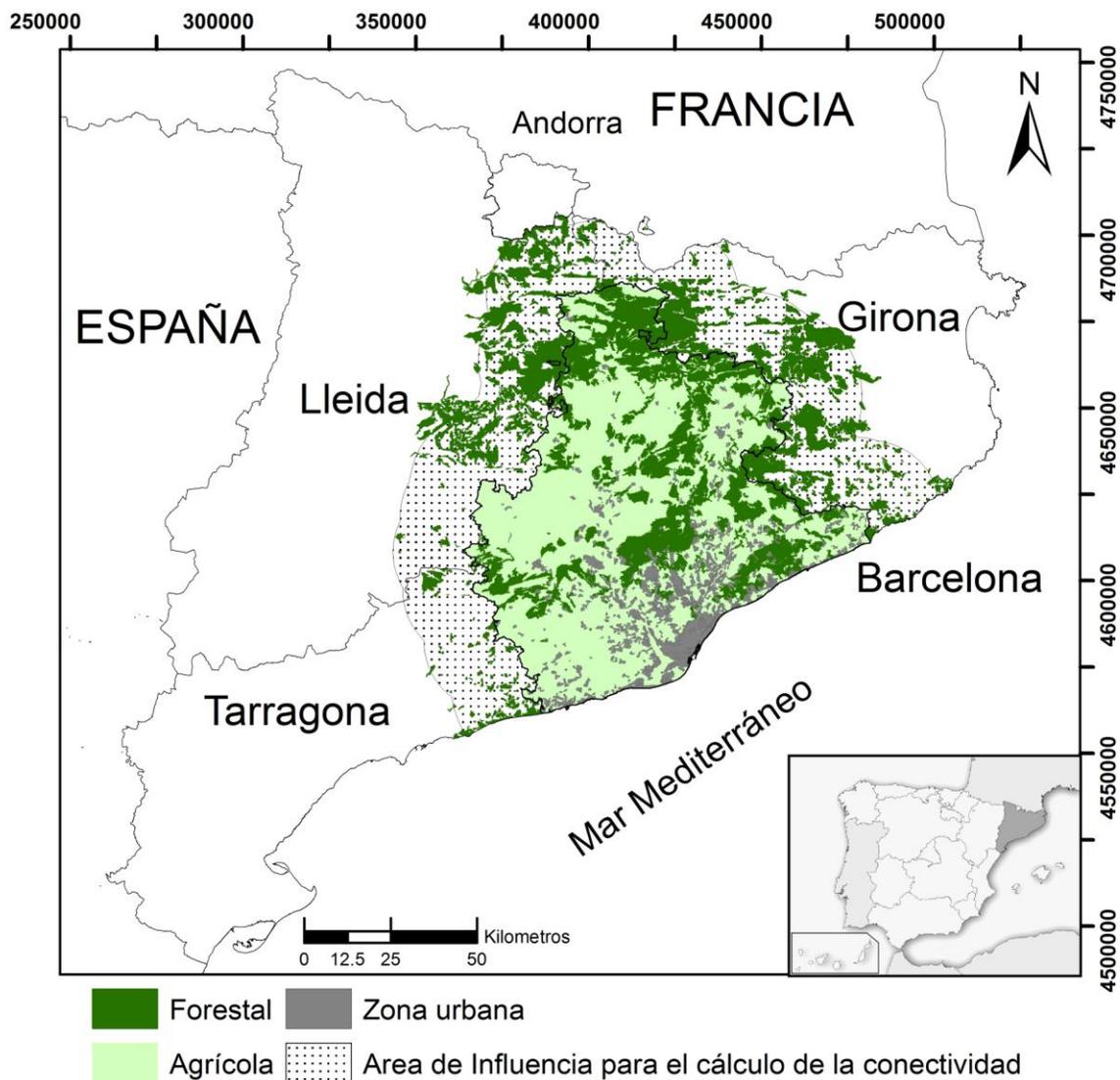


Figura 6. Localización del área de estudio y la provincia de Barcelona.

3.3 Modelización de los datos para establecer la conectividad a escala de paisaje.

3.3.1 Clasificación de combustibilidad de teselas.

Para la determinación de las características de clasificación de las áreas de baja combustibilidad se utilizó el programa BEHAVE Plus 5.0 (Heinsch y Andrews, 2010). Se suministraron los inputs necesarios para calcular la altura de llama y velocidad de propagación que permitieran clasificar las teselas de acuerdo a su combustibilidad en el rango de condiciones físico-biológicas posibles en Barcelona.

Se calculó la pendiente media por cada tesela de modelo de combustible presente en el área de estudio, obtenidas del mapa de elevación digital de España a escala 1:25,000 (Ministerio de Fomento, 1999). Se determinó para el conjunto de teselas del estudio un gradiente de pendiente media desde 0 hasta 100 (0°, 10°, 20°, 40°, 60°, 80° y 100°), mediante la reclasificación de los valores obtenidos.

Las velocidades de viento de cálculo (8, 15, 25 y 30 km/h) se tomaron en base a la literatura (Martínez, 2010, Vélez, 2000). Se tomó como valor de humedad de combustible vivo HCV=100% y se consideró la humedad de combustible fino muerto HCFM (5%), las habituales en condiciones críticas en el área. Con las características obtenidas en los mapas para la provincia de Barcelona y estos valores de cálculo, se procedió a caracterizar el potencial comportamiento del frente del incendio a partir de la altura de llama y la velocidad de propagación para cada modelo de combustible del área de estudio, con el programa BEHAVE plus 5.0 (Heinsch y Andrews, 2010).

Se consideraron modelos de combustible de baja combustibilidad en la provincia de Barcelona y su área de influencia de 20 km, en las condiciones ambientales características de la provincia de Barcelona, a los modelos que presentaron bajos valores de altura de llama -menor a 3 m- y baja velocidad de propagación -menor a 20 m/min- (Rothermel, 1983, Martínez, 2010). Las teselas de la cartografía fueron clasificadas en términos de la dificultad de controlar el incendio y el potencial de comportamiento severo del fuego, y se etiquetaron como baja combustibilidad para construir, un mapa de teselas con baja combustibilidad o red de áreas de baja combustibilidad a escala de paisaje (Figura 8).

3.3.2 Análisis de la conectividad

Para el análisis de la conectividad se consideraron las teselas clasificadas como de baja combustibilidad según el procedimiento descrito anteriormente, dentro del límite político de la provincia de Barcelona, mas las teselas de baja combustibilidad de las provincias adyacentes Lleida, Tarragona y Girona, dentro del área de influencia (buffer) de radio de 20 km.

El software Conefor Sensinode 2.2.28 (Saura y Torné, 2009) fue utilizado para todos los cálculos de la fracción *dPCconnector* del índice de probabilidad PC. Conefor es una herramienta cada vez más utilizada en diversos estudios para evaluar la conectividad a escala de paisaje (Fu *et al.*, 2010, García-Feced *et al.*, 2011, Gurrutxaga *et al.*, 2010, Laita *et al.*, 2010, Neel, 2008, Pascual-Hortal *et al.*, 2006, 2008, Saura 2008,2010, Saura *et al.*, 2011, Saura y Rubio, 2010), utilizando los distintos elementos del índice de probabilidad de conectividad (PC), específicamente la fracción *dPCconnector*. Limitaciones de tipo computacional (16 días de proceso por distancia) restringieron el número de distancias a considerar, por lo que finalmente se calculó el indicador *dPCconnector* para distancias de 250 m, 500 m, 750 m, 1000 m, 1500 m, 2000 m, 2500 m, 3000 m, 3500 m, 4000 m, 4500 m y 5000 m, potencialmente aceptables para la gestión de la prevención de incendios.

La ocurrencia de valores altos encontrados en la fracción conector (*dPCconector*) destacaría aquellas teselas con una alta importancia, los elementos conectores prioritarios para el mantenimiento de la conectividad de la red existente de áreas de baja combustibilidad.

3.4 Resultados

Se encontraron diferencias relevantes al evaluar los 13 modelos de combustible bajo diferentes escenarios ambientales (siete intervalos de pendientes, tres humedades del combustible, cuatro velocidades de viento (8, 15, 25 y 30 km/h), en las teselas del área de estudio. Todos aquellos modelos de combustible, que presentaron valores bajos de altura de llama y velocidad de propagación para Barcelona con las simulaciones proporcionadas por BEHAVE Plus 5.0 (Heinsch y Andrews, 2010), se han tenido en cuenta como modelos óptimos para proponer su integración en la red cortafuegos, por su baja combustibilidad, de acuerdo con la ficha técnica para manejo y control de incendios forestales (Vélez, 2000).

Los modelos seleccionados por estar por debajo de los umbrales establecidos (Figura 7) fueron los modelos 8, 9 y 10. El modelo 8 corresponde a hojarasca en bosque denso de coníferas o frondosas: La hojarasca forma una capa compacta al estar formada por acículas cortas (5 cm. o menos) o por hojas planas no muy grandes, con 10-12 t/ha. El modelo 9 de Hojarasca en bosque denso de coníferas o frondosas, se diferencia del modelo 8 en que forma una capa esponjada poco compacta, con mucho aire interpuesto. Está formada por acículas largas, o por hojas grandes y rizadas, con 7-9 t/ha. El modelo 10 es un bosque menos denso que el modelo 9, con 7-9 t/ha). Sumado a un modelo 0 de No combustible, agua, edificios, elementos artificiales), estas teselas constituyeron la base para el análisis de la conectividad funcional mediante el enfoque de la teoría de grafos a través del indicador *dPCconnector* (Figura 9).

Los modelos que no se clasificaron como de baja combustibilidad fueron los modelos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 por presentar valores por encima del umbral de velocidad de propagación y 2, 3, 4, 6, 7, 12 y 13 por estar por encima del umbral de altura de llama, superando la capacidad de ataque directo, en todos los casos presentes en la provincia como se indica en las tablas 2 y 3, y se muestran en las 7 y 8. El modelo 11 esta ausente en la provincia de Barcelona.

Tabla 2. Distribución de valores de velocidad de propagación y altura de llama con relación a diferentes velocidades de viento estimada con el BehavePlus 5.0.

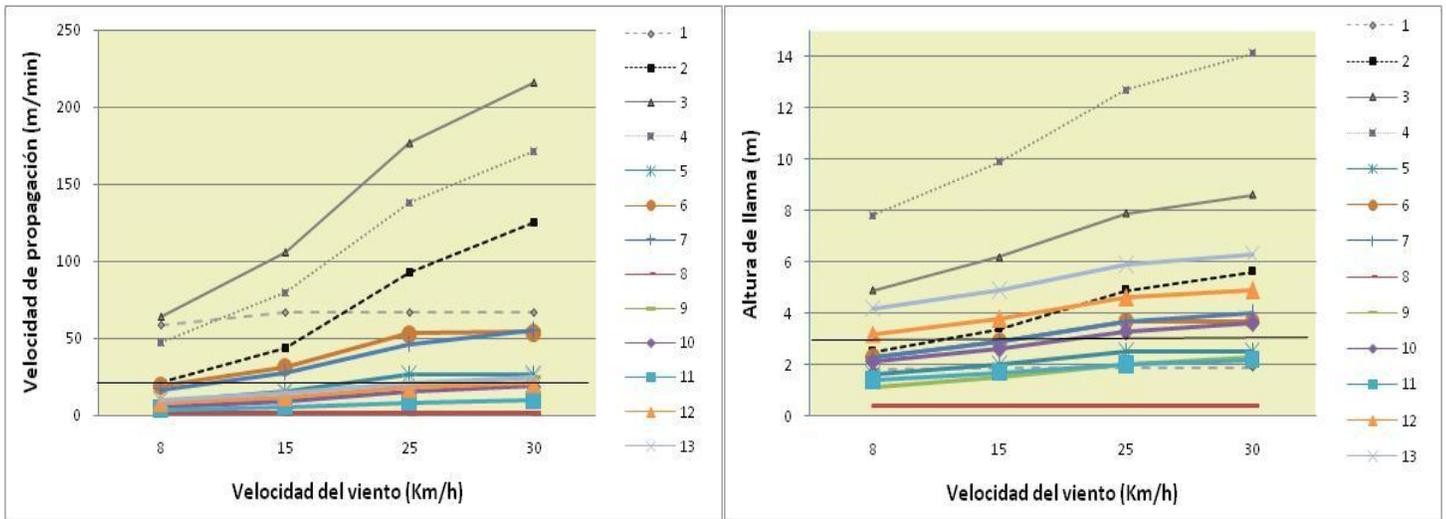
Velocidad de Viento (Km/h)	8	15	25	30	8	15	25	30
Modelo de combustible	Velocidad de propagación (m/min)				Altura de llama (m)			
1	58.8	66.6	66.6	66.6	1.8	1.9	1.9	1.9
2	21.8	43.6	93	125.2	2.5	3.4	4.9	5.6
3	63.8	105.6	176.6	215.9	4.9	6.2	7.9	8.6
4	47.2	79.5	137.9	171.3	7.8	9.9	12.7	14.1
5	9.4	15.8	26.6	26.6	1.6	2	2.5	2.5
6	19.2	31.5	52.9	54	2.3	2.9	3.7	3.7
7	16.8	27.7	46.4	55.6	2.3	2.9	3.7	4
8	1.2	1.3	1.3	1.3	0.4	0.4	0.4	0.4
9	5	9.4	18.9	24.9	1.1	1.5	2	2.3
10	5.4	8.9	15.2	18.8	2.1	2.6	3.3	3.6
11	3.9	5.6	8.4	9.9	1.4	1.7	2	2.2
12	8.4	12.1	17.8	20.7	3.2	3.8	4.6	4.9
13	10.1	14.5	21.2	24.8	4.2	4.9	5.9	6.3

Fuente. Elaboración propia utilizando el BehavePlus 5.0.

Tabla 3. Distribución de valores de velocidad de propagación y altura de llama con relación a diferentes pendientes calculada con el BehavePlus 5.0.

Modelo de combustible	% Pendiente						% Pendiente					
	0	20	40	60	80	100	0	20	40	60	80	100
	Velocidad de propagación (m/min)						Altura de llama (m)					
1	7.9	35.3	42.7	54.9	72	94	0.8	1.5	1.6	1.8	2.1	2.3
2	4.7	13.2	15.5	19.5	25	32.2	1.4	2	2.2	2.4	2.7	3.1
3	18.3	45.2	52.3	64	80.5	101.6	3.3	4.5	4.8	5.2	5.8	6.5
4	19,1	27.9	32.8	40.9	52.2	66.8	6.1	6.3	6.8	7.5	8.4	9.4
5	6.8	8.8	10.3	12.7	16.2	20.6	2.2	1.9	2.1	2.3	2.6	2.9
6	5.3	13.1	15.4	19	24.2	30.8	1.6	2.1	2.2	2.4	2.7	3
7	5.6	10.7	12.4	15.4	19.5	24.7	1.6	1.9	2.1	2.3	2.6	2.9
8	0.3	0.8	0.9	1.2	1.5	1.9	0.3	0.4	0.4	0.4	0.5	0.6
9	1.2	3.4	4	4.9	6.3	8.1	0.7	1	1.1	1.2	1.3	1.5
10	2.1	3.2	3.8	4.8	6.2	8	1.6	1.7	1.8	2	2.3	2.6
11	1.2	2.3	2.8	3.5	4.6	5.9	1	1.1	1.2	1.4	1.6	1.8
12	2.8	5.2	6.2	7.9	10.3	13.4	2.3	2.7	3	3.3	3.7	4.2
13	3.4	6.4	7.6	9.8	12.7	16.6	3	3.6	3.9	4.4	4.9	5.6

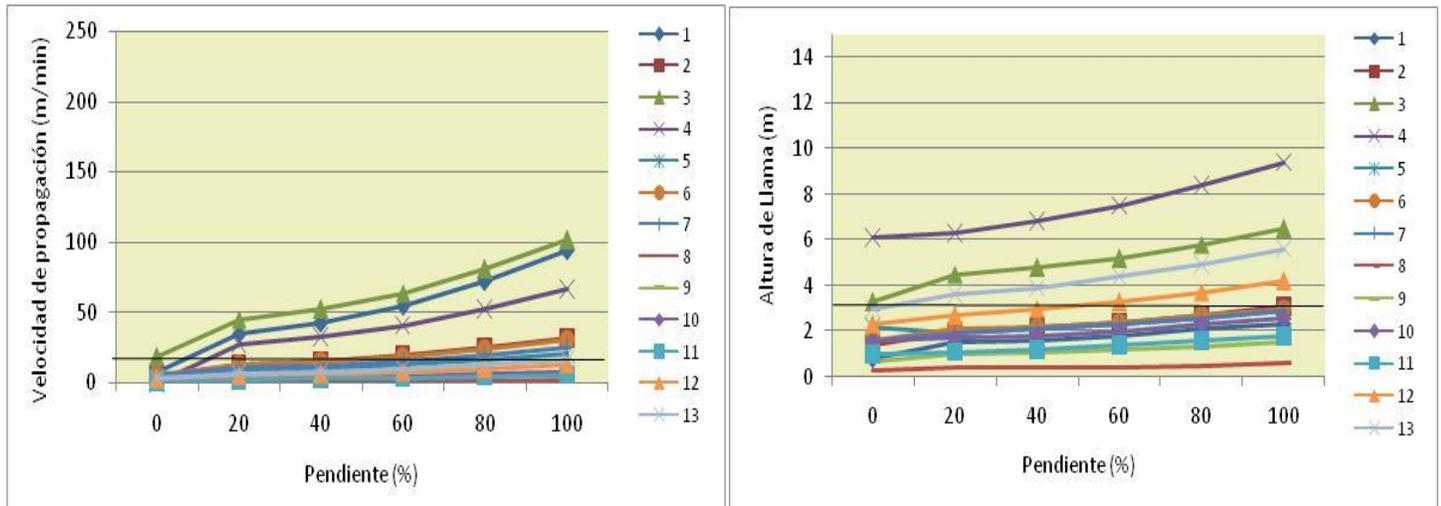
Fuente. Elaboración propia.



(a) Velocidad de propagación.

(b) Altura de la llama.

Figura 7. Velocidad de propagación (a) y la altura de llama (b) con relación a la velocidad del viento estimada con el BehavePlus 5.0.



(a) Velocidad de propagación. (m/min).

(b) Altura de la llama (m).

Figura 8. Velocidad de propagación (a) y la altura de llama (b) con relación a la pendiente estimada con el BehavePlus 5.0.

Se obtuvieron valores mas extremos de altura de llama y de velocidad de propagación con relación al viento que con la relación a la pendiente. Las peores condiciones se obtienen para los modelos 3 (pasto leñoso) y 4 (matorral) en todas las gráficas. Podemos observar que cada modelo tiene un comportamiento definido, con un mínimo y un máximo, permitiendo realizar una estratificación de alta y baja combustibilidad. Es necesario tener en cuenta que las variables altura de llama y la velocidad de propagación son fundamentales en el momento de precisar la capacidad de ataque directo. Para aquellos modelos poco afectados en la velocidad de propagación y la altura de llama por la velocidad del viento y la pendiente, los clasificamos como modelos de baja combustibilidad, entre ellos encontramos los modelos de combustible 8 9 y 10 presentes en la provincia de Barcelona (Figuras 7 y 8).

3.4.1 Identificación de los elementos prioritarios para el establecimiento de la red de teselas.

Como consecuencia de la aplicación del procedimiento para la identificación de las teselas de baja combustibilidad, se seleccionaron 383 teselas ocupando el 36 % de los 7758 km² de extensión del área de estudio, el 25.17% en áreas forestales y el 10.8% en zonas urbanas (modelo 0). En cuanto a la evaluación de los valores de importancia *dPCconnector* de cada una de ellas, pudo identificarse una distancia crítica o límite de 1000 m frente a las diferentes distancias evaluadas, y de acuerdo con las posibilidades de gestión en la provincia de

Barcelona (hasta 1000 m). A valores de distancia más altos de 1000 m se observó que la clasificación de las teselas de acuerdo a su importancia mantenía la misma configuración, igualmente a menos limitadas por la distancia (Figura 9). Respecto a la red obtenida sobre el límite de la provincia de Barcelona en un radio de 20 km, también se encontró que los valores de importancia $dPCconnector$ establecidos para las teselas eran prácticamente iguales considerando este buffer o sin considerarlo.

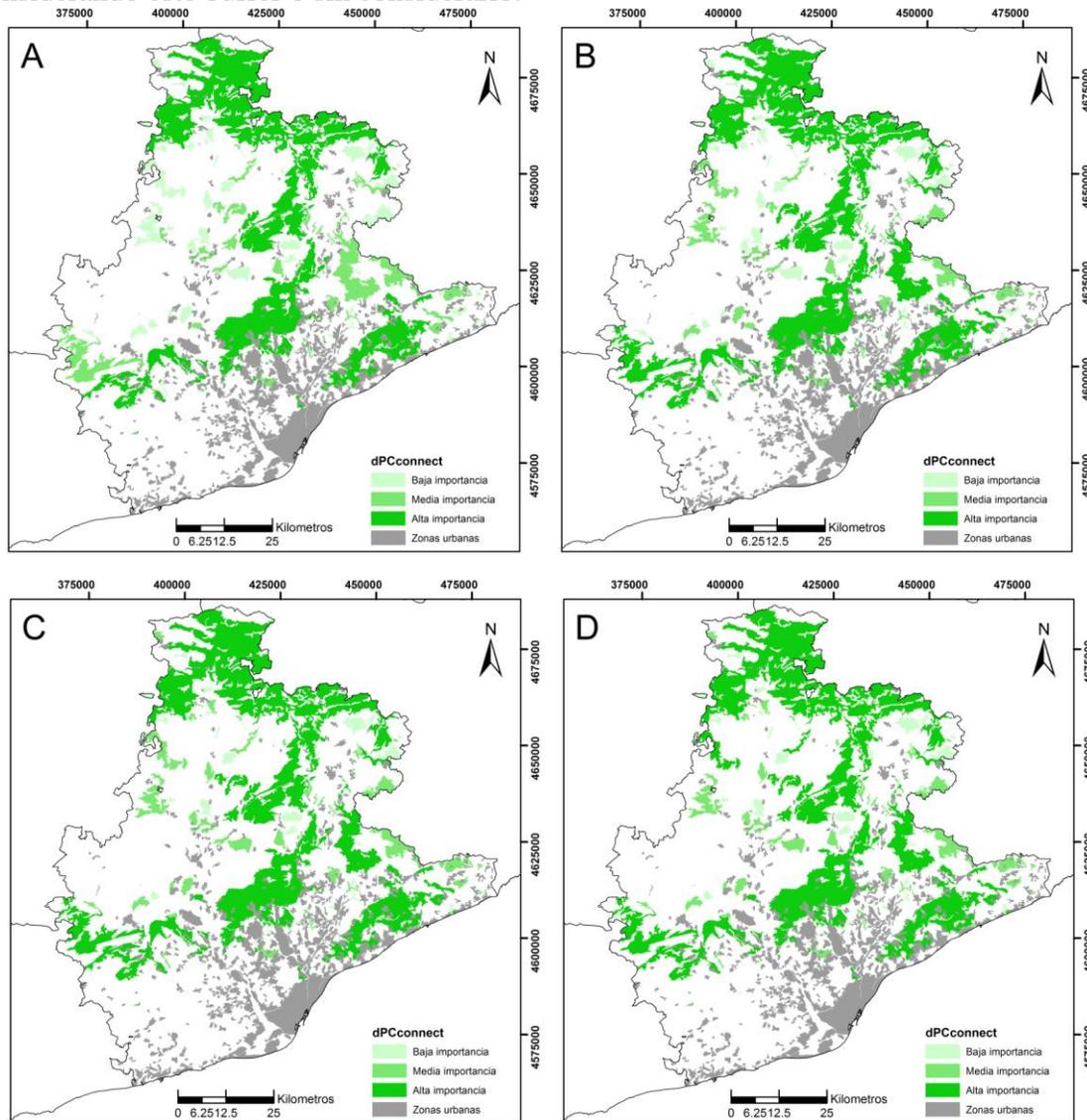


Figura 9. Efecto de la fragmentación de la conectividad del paisaje para cuatro escenarios (A, B, C y D) con un $p_{ij}=0.5$ y d_{ij} de 250 m, 500 m, 750 m y 1,000 m, respectivamente. La importancia de teselas como elementos conectores está clasificada como “Alta”, “Media”, y “Baja” basado en $dPCconnector$ con intervalo geométrico.

Los resultados señalaron fuertes diferencias en las teselas respecto a su valor $dPCconnector$, indicando áreas potencialmente relevantes para la gestión forestal y la prevención de

incendios. Puesto que la función de este indicador es precisar los elementos conectores de valores más altos o más bajos dentro del paisaje (Figura 9), su uso permite establecer la prioridad entre las formaciones vegetales de baja combustibilidad dentro de la red "cortafuegos" preventiva o de prevención pasiva.

3.4.2 Validación de la red de áreas de baja combustibilidad con áreas quemadas.

Se evaluó la presencia de áreas incendiadas desde el 2002 hasta el 2009, y su grado de afectación de las zonas caracterizadas por tener baja velocidad de propagación y altura de llama. Encontramos al cuantificar mediante superposición espacial, que el área compartida con las zonas quemadas está por debajo del 0.47 % del área total de la red identificada de formaciones de baja combustibilidad en este estudio, y por debajo del 0.31 % de las áreas críticas para el mantenimiento de la conectividad de la red de áreas de vegetación de baja combustibilidad (Figura 10 y Tabla 4).

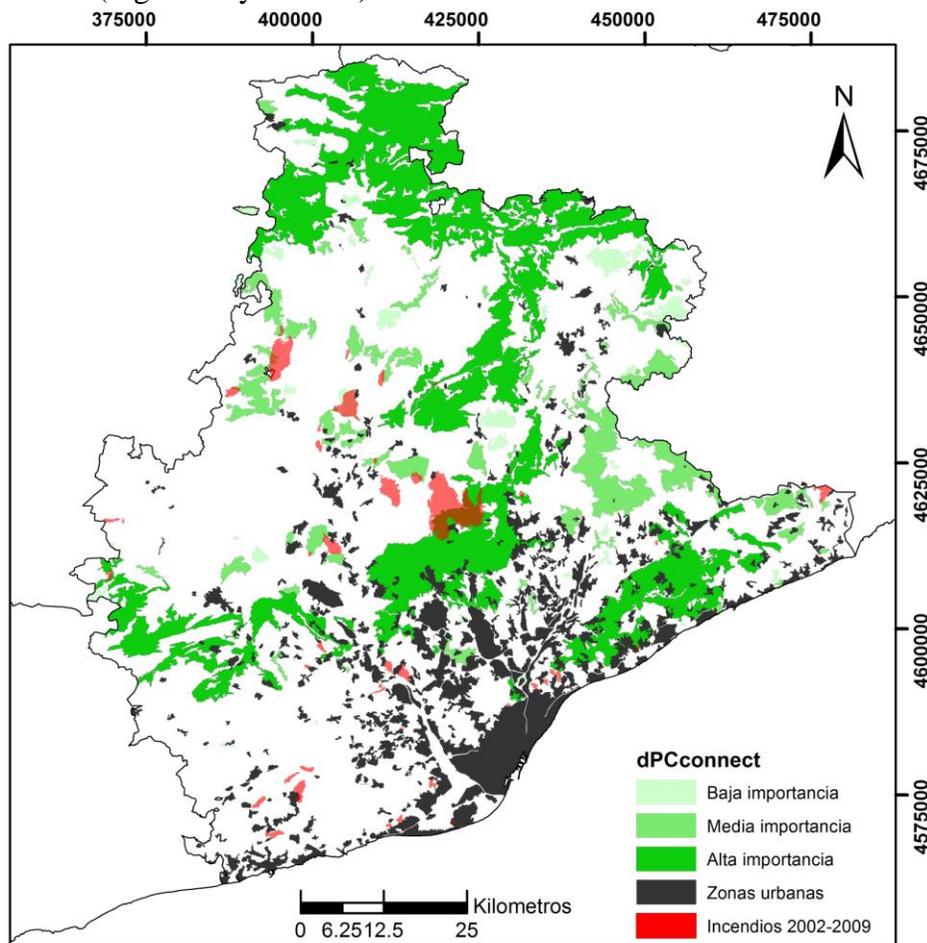


Figura 10. Caracterización de la incidencia de la zona de estudio y superposición con las áreas quemadas para Barcelona desde 2002 hasta 2009.

Tabla 4. Descripción de las áreas de estudio a escala de paisaje 1:50,000.

TOTAL	Área ha	Porcentajes
Área de Estudio	775825	100.00%
Teselas de baja combustibilidad	279140	35.98%
Baja combustibilidad modelo combustible 0	83795	10.80%
Baja combustibilidad Forestal	195345	25.18%
Superposición áreas quemadas	3546	0.46%
dPCconnect alto con áreas quemadas	2635	0.34
dPCconnect medio con áreas quemadas	167	0.02
dPCconnect bajo con áreas quemadas	744	0.10

Fuente. Elaboración propia.

3.5 Discusión e implicaciones para la gestión.

En la provincia Barcelona hay 273.670 ha (35.27%) identificadas con los modelos de combustible 4, 5 y 6. Estos modelos presentan valores de alto riesgo frente a incendios forestales. De acuerdo con los valores obtenidos en las variables, altura de llama y velocidad de propagación, el ataque directo no es posible en las condiciones predominantes en Barcelona. Los modelos de combustible 4, 5 y 6, dada su peligrosidad, requieren de soluciones preventivas y con una óptima gestión se evitarían siniestros de alta magnitud.

En estas condiciones generales de severidad potencial alta, ciertas áreas del paisaje pueden ser utilizadas como zonas de tratamiento estratégico para reducir la probabilidad de propagación de incendios forestales. Los tratamientos de reducción de combustible son comúnmente utilizados para reducir el riesgo de incendios forestales severos (Covington et al., 1997; Vega et al., 2000). Muchos estudios muestran que el fuego prescrito en combinación con la remoción manual o mecánica de grandes materiales es el camino más efectivo para reducir la severidad de los incendios (Schwilk et al., 2009; Stephens et al., 2009; Evans et al., 2011). Por ejemplo, la efectividad del tratamiento del combustible en coníferas forestales de California, combinando procesos de remoción mecánica y quemas prescritas, que incorporaban la eliminación explícita de los combustibles superficiales, encontró una reducción significativa

de la severidad del incendio forestal y la mortalidad del dosel arbórea, incluso en condiciones climáticas relativamente extremas (Safford et al., 2012).

Este trabajo pone de manifiesto la posibilidad de priorizar la localización de los tratamientos del combustible en elementos de baja combustibilidad que maximicen la conectividad de las áreas “seguras” en el paisaje de la provincia de Barcelona. Una menor conectividad de las áreas de alta combustibilidad es la consecuencia natural, o proceso opuesto, de la mayor conectividad de áreas no combustibles. Las áreas identificadas como de baja combustibilidad no han resultado prácticamente afectadas por incendios en el pasado. Si este esquema metodológico se implementara dentro del plan de manejo preventivo de los organismos encargados de su gestión, todo indica que contribuiría a la prevención de futuros grandes incendios forestales.

La priorización del mantenimiento de aquellas formaciones de baja combustibilidad con los valores más altos en su indicador *dPCconnector* garantiza la conectividad más allá de la existencia de unidades de hábitats forestales que están físicamente contiguos. Permite establecer una conectividad funcional relacionada con la gestión forestal, a partir de una distancia de trabajo marcada por una administración forestal, y que puede variarse para observar tanto sus efectos en el paisaje como en la inversión económica anual necesaria en el ciclo de planificación (cada 4 años). Considerada la provincia de Barcelona una matriz permeable, el conjunto de unidades conectoras designadas en este trabajo piloto establecen una conectividad funcional que a distancias mayores ya no es aplicable (Adriaensen et al, 2003, Manning et al, 2009, With et al, 1997).

Las especificaciones técnicas actuales indican que los rodales resistentes al paso del fuego o áreas cortafuegos deben presentar discontinuidad en el matorral, unos 200 árboles/ha, y una separación entre copas, con una poda hasta 5 m gestionada a través de quemas prescritas (Molina, 2004). La buena práctica exige la habilidad en el análisis del incendio e identificación de oportunidades de ataque del mismo, y un conocimiento previo del patrón de propagación que permita definir una eficaz estrategia de ataque. Se considera que los rodales resistentes al fuego presentan las mismas ventajas que los cortafuegos lineales sin arbolado alguno, en cuanto a ofrecer una clara opción de control del fuego por bomberos o brigadas forestales (Molina et al., 2006), pero preservan mejor la riqueza botánica y faunística. Por

razones económicas, es frecuente que la creación de áreas cortafuegos sea la única intervención que reciba una masa forestal en España. Así pues, resulta de gran importancia para los ecosistemas forestales que estas actuaciones se realicen. La toma en consideración de los elementos críticos de conectividad redundará en una mejor utilización de los escasos recursos destinados a las intervenciones forestales.

La aplicación de los tratamientos necesarios para la condición de baja combustibilidad medida en este trabajo, no presentaría problemas de incompatibilidad espacial con áreas protegidas susceptibles de algún tipo de gestión para la conservación en Barcelona: los lugares de interés comunitario (LIC), las Zonas de especial protección para las aves (ZEPA), y la red de parques naturales (R.P.N.), identificadas en el mapa de la red Natura 2000 (Figura 10). En otras localizaciones el posible desarrollo de incompatibilidades al aplicar una gestión unidireccionalmente adecuada para el manejo y prevención de incendios debería analizarse caso a caso, aunque también deberían considerarse los beneficios ecológicos potenciales del uso de las herramientas de tratamiento del combustible (por ejemplo, fuego prescrito o pastoreo).

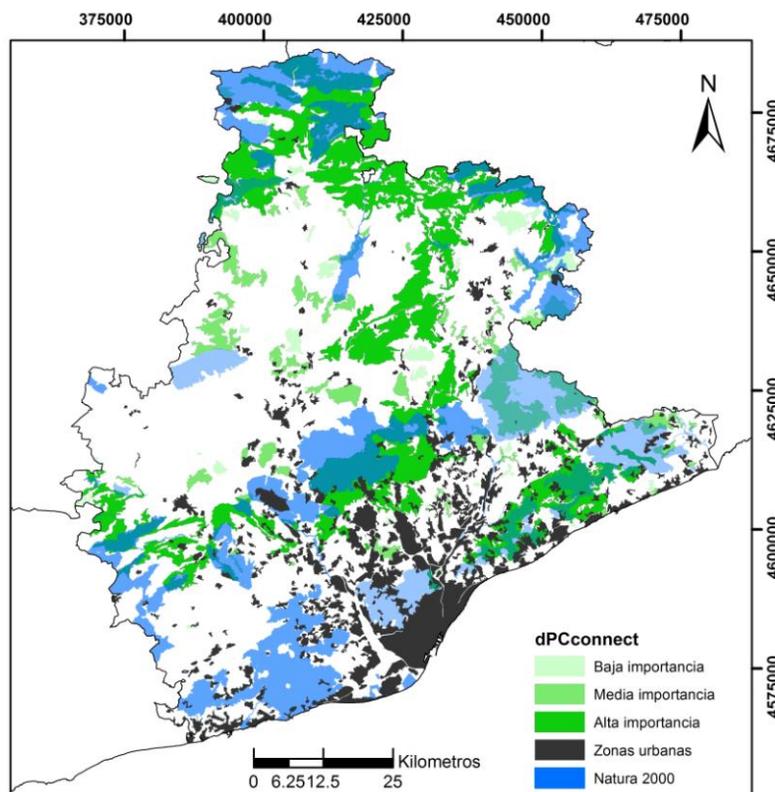


Figura 11. Caracterización de la incidencia de la zona de estudio y superposición con la red Natura 2000.

3.6 Conclusiones.

Nuestros resultados muestran que es posible identificar teselas de baja combustibilidad, menos susceptibles históricamente a la propagación de fuegos, y establecer su prioridad como elementos conectores en el paisaje de Barcelona a través del indicador *dPCconnector* (Gurrutxaga et al, 2011). Este análisis se centra en la función conectora de las teselas determinada por el indicador *dPCconnector*, que caracteriza los posibles enlaces que permiten mantener una mejor conectividad funcional entre áreas de baja combustibilidad o “seguras” y designa los bosques prioritarios para mantenerla. La conectividad funcional de las teselas viene establecida en este trabajo por la posibilidad de realización de tratamientos silvícolas en distancia máximas de 1000 m, establecidas por la administración forestal competente.

La aplicación de estas técnicas o herramientas basadas en estructuras de grafos en la caracterización de un sistema de prevención pasiva de grandes incendios puede ser un complemento útil a las estrategias actuales de gestión forestal dentro de la provincia de Barcelona. Es un enfoque novedoso capaz de identificar áreas críticas y guiar las intervenciones en la prevención contra grandes incendios forestales.

3.7 Bibliografía

ADRIAENSEN F., CHARDON J.P., DE BLUST G., SWINNEN E., VILLALBA S., GULINCK H., MATTHYSEN E. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape Urban Plan* 64, 233-247.

AGEE, J.K., SKINNER, C.N., 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For. Ecol. Manage.* 211, 83–96.

BRADSTOCK R.A., CARY G.J., DAVIES I., LINDENMAYER D.B., PRICE O.F., WILLIAMS R.J.. 2012. Wildfires, fuel treatment and risk mitigation in Australian eucalypt forests: Insights from landscape-scale simulation. *Journal of Environmental Management* 105 :66-75.

COVINGTON W.W., FULÉ P.Z., MOORE M.M., HART S.C., KOLB T.E., MAST J.N., SACKETT S.S., WAGNER R.R. 1997. Restoring ecosystem health in ponderosa pine forests of the southwest. *J. Forest.* 95, 23-29.

DOERR V., BARRETT A.J.T., DOERR, E.D. 2011. Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: A response to hodgson et al. *Journal of Applied Ecology* 48, (1): 143-147.

ESRI. 1999. ArcView GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. New York.

ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

EVANS A.M., EVERETT R.G., STEPHENS S.L., YOUTZ J.A. 2011. Comprehensive fuels treatment practices guide for mixed conifer forests: California, central and southern Rockies, and the Southwest. Joint Fire Science Program fuel treatment guide, The Forest Guild, Santa Fe, NM.

FINNEY M.A., 2005. The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology & Management* 211, 97-108.

FINNEY M.A., 2007. A computational method for optimising fuel treatment locations. *International Journal of Wildland Fire* 16, 702-711.

FU W., LIU S., DEGLORIA S.D., DONG S., BEAZLEY R. 2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in xishuangbanna, southwest china. *Landscape and Urban Planning* 95, (3): 122-129.

GARCÍA-FECED C., SAURA S., ELENA-ROSSELLÓ R. 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management* 261, (1): 154-161.

GURRUTXAGA M., L. RUBIO, AND S. SAURA. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the cantabrian range to the western alps (SW europe). *Landscape and Urban Planning*. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.02.036.

GURRUTXAGA M., LOZANO, P.J., DEL BARRIO G. 2010. Assessing Highway Permeability for the Restoration of Landscape Connectivity between Protected Areas in the Basque Country, Northern Spain', *Landscape Research*, 35: 5, 529 — 550.

HEINSCH F.A.; ANDREWS P.L. 2010. BehavePlus fire modeling system, version 5.0: Design and Features. General Technical Report RMRS-GTR-249. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

HODGSON J.A., THOMAS C.D., WINTLE B.A., MOILANEN A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: Back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46, (5): 964-969.

KEELEY J.E., SAFFORD H., FOTHERINGHAM C.J., FRANKLIN J., MORITZ M., 2009a. The 2007 southern California wildfires: lessons in complexity. *Journal of Forestry* 107, 287-296.

KEELEY J.E., APLET G.H., CHRISTENSEN N.L., CONARD S.G., JOHNSON E.A., OMI P.N., PETERSON D.L., SWETNAM T.W., 2009b. Ecological foundations for fire management in North American forest and shrubland ecosystems. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General. Technical. Report PNW-GTR-779.

LAITA A., MÖNKKÖNEN M., KOTIAHO J.S.. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation* 143, (5): 1212-1227.

LLORET F., CALVO E., PONS X., DÍAZ-DELGADO R. 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17: 745- 759.

LOEPFE L., MARTINEZ-VILALTA J., OLIVERES J., PIÑOL J., LLORET F., 2010. Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenization determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* 259 (12), 2366-2374.

MARTÍNEZ RUIZ, ENRIQUE. 2010. Manual de extinción de grandes y peligrosos incendios forestales técnicas eficaces y seguras. Edit. Mundiprensa. Madrid. España. ISBN: 978-84-8476-407-6. p. 1320.

MANNING A.D., GIBBONS P., LINDENMAYER D.B. 2009. Scattered trees: A complementary strategy for facilitating adaptive responses to climate change in modified landscapes? *Journal of Applied Ecology* 46, (4): 915-919.

MILLER C., URBAN D.L.. 2000. Connectivity of forest fuels and surface fire regimes. *Landscape Ecology* 15, (2): 145-154.

MINISTERIO DE FOMENTO. 1999. Modelo Digital del Terreno 1:25000. Dirección General del Instituto Geográfico Nacional. Centro Nacional de Información Geográfica. Madrid.

MOLINA D.M., GARASA M.A., PELLISA O., GORT J., 2004. Plan de Gestión de Grandes Incendios Forestales en el Matarraña, Teruel. Convenio CTT-C0625, Universidad de Lleida. 132 pp.

MOLINA T.D.M., DELGADO F.G., GARCÍA M.D.. 2006. Uso del fuego prescrito para la creación de rodales cortafuegos: estudio del caso de Las Mesas de Ana López, Vega de San Mateo, Gran Canaria (España). *Invest Agrar: Sist Recur For* 15(3), 271-276.

MORENO J.M., OECHEL W.C. 1994. The role of fire in Mediterranean type ecosystems. Springer, New York, p 201.

NEEL M.C. 2008. Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). – *Biol. Conserv.* 141: 938–955.

O'DONNELL A.J., BOER M.M., MCCAWE W. L., AND GRIERSON P.F. 2011. Vegetation and landscape connectivity control wildfire intervals in unmanaged semi-arid shrublands and woodlands in Australia. *J. Biogeogr.* 38 :112–124.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21, (7): 959-967.

- PASCUAL-HORTAL L., SAURA, S. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: Application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). – *Eur. J. For. Res.* 127: 23–31.
- PAUSAS J.G. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Clim Chang* 63:337–350.
- PETERSON D.L. JOHNSON M.C., AGEE J.K., JAIN T.B., MCKENZIE D., REINHARDT E.R. 2005. Forest structure and fire hazard in dry forests of the western United States. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-628.
- PIÑOL J., TERRADAS J., LLORET F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Clim. Change* 38, 345–357.
- PONS X. 2008. MiraMon. Sistema de Información Geográfica y software de Teledetección. Bellaterra, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAL. [Consulta: 03.08.2011]. Disponible en <http://www.creaf.uab.cat/MiraMon>.
- REINHARDT E.R. 2005. Forest structure and fire hazard in dry forests of the western United States. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-628.
- RODRÍGUEZ G. J., DEL BARRIO G., DUGUY B. 2008. Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales-A cost-surface model approach applied to surface fire spread. *Ecological Modelling* 211, (1-2): 121-141.
- ROTHERMEL R. C. 1983. How to predict the spread and intensity of forest and range fires, US Department of Agriculture - Forest Service. INT-143, 166.
- SAFFORD H.D., STEVENS J.T., MERRIAM K., MEYER M.D., LATIMER A.M.. 2012. Fuel treatment effectiveness in California yellow pine and mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management* 274 17–28.
- SAURA S., PASCUAL-HORTAL L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. – *Landscape Urban Plann.* 83: 91–103.

SAURA S. 2008. Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. – In: LAFORTEZZA R. *et al.* (eds), *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer, pp. 403–422.

SAURA S., TORNÉ J.. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.

SAURA S. 2010. Measuring connectivity in habitat mosaics: The equivalence of two existing network indices and progress beyond them. *Community Ecology* 11, (2): 217-222.

SAURA S., RUBIO L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33, (3): 523-537.

SAURA S., VOGT P., VELÁZQUEZ J., HERNANDO A., TEJERA R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*. doi:10.1016/j.foreco.2011.03.017.

SCHWILK D.W., KEELEY J.E., KNAPP E.E., MCIVER J., BAILEY J.D., FETTIG C.J., FIEDLER C.E., HARROD R.J., MOGHADDAS J.J., OUTCALT K.W., SKINNER C.N., STEPHENS S.L., WALDROP T.A., YAUSSY D.A., YOUNGBLOOD A., 2009. The national Fire and Fire Surrogate study: effects of fuel reduction methods on forest vegetation structure and fuels. *Ecol. Appl.* 19, 285–304.

STEPHENS S.L., ADAMS M.A., HANDMER J., KEARNS F.R., LEICESTER B., LEONARD J., MORITZ M.A., 2009. Urban-wildland fires: how California and other regions of the US can learn from Australia. *Environmental Research Letters* 4, 014010, p.5.

SYPHARD A.D., SCHELLER R.M., WARD B.C., SPENCER W.D., STRITTHOLT J.R. 2011. Simulating landscape-scale effects of fuels treatments in the Sierra Nevada, California, USA. *International Journal of Wildland Fire* 20, 364–383.

VEGA J.A., CUIÑAS P., FONTURBEL T., FERNÁNDEZ C., 2000. Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemas prescritas. Cuadernos S.E.C.F. 9, 189-198.

VEGA-GARCÍA C., TATAY-NIETO J., BLANCO R., & CHUVIECO E. 2010. Evaluation of the influence of local fuel homogeneity on fire hazard through landsat-5 TM texture measures. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 76(7), 853-864.

VÉLEZ-MUÑOZ, RICARDO. 2000. La Defensa contra incendios forestales. Edit. McGraw-Hill / Interamericana de España, S.A. Madrid. España. ISBN: 9788448127428. p. 842.

WITH K.A., GARDNER R.H., TURNER M.G.. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. Oikos 78, (1): 151-169.

CAPITULO

4 EFECTOS DE ESCALA EN LA PLANIFICACIÓN DE REDES DE ÁREAS CORTAFUEGOS BASADAS EN ESTRUCTURAS DE GRAFOS. CASO ESTUDIO: BARCELONA

4.1 Introducción

En las últimas décadas del siglo veinte se ha registrado un incremento de los grandes incendios forestales en España (Lloret et al., 2009; Moreno et al., 1998) que ha sido atribuido a la combinación de acumulación de combustible como consecuencia de abandono de campos de cultivo o cambios en la agricultura tradicional y ganadería (Debussche et al., 1999; Terradas et al., 1998), el aumento del riesgo climático (Piñol et al., 1998), y el aumento de las fuentes de ignición debido a las extensas actividades humanas a través del territorio (Terradas et al., 1998). Se han detectado importantes modificaciones en el régimen de esta perturbación, ya que el aumento en la frecuencia de días cálidos y secos durante el verano ha aumentado considerablemente el riesgo de ignición (Cary et al., 2012, Piñol et al. 1998; Williams & Bradstock 2008). Durante los años 1978, 1985, 1989 y 1994 la superficie quemada en España alcanzó las 400.000 ha, aunque en los últimos años se ha mantenido por debajo de las 200.000 ha (<http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/defensa-contra-incendios-forestales/estadisticas-de-incendios-forestales/default.aspx>).

La importancia relativa de la acumulación de combustible y de las condiciones climáticas varía entre ecosistemas (Meyn et al., 2007; Fall et al., 2007), debido al impacto de las actividades humanas. Los factores ambientales más importantes que afectan a la tipología de incendios forestales incluyen el clima, topografía, cargas de combustible, tipos de vegetación y fuentes de ignición natural y de causa humana (Hessl, 2011; Hessl, McKenzie, & Schellhaas, 2004; Kellogg, McKenzie, Peterson, & Hessl, 2008; Kernan & Hessl, 2010; Lutz, van Wagendonk, Thode, Miller, & Franklin, 2009; Perry et al., 2011; Syphard et al., 2008).

La probabilidad de ocurrencia y propagación de un incendio se incrementa con la homogeneización del paisaje y el aumento del combustible (Moreira et al. 2001; Lloret et al. 2002; Vega-García & Chuvieco 2006). La heterogeneidad u homogeneidad del combustible tiene efectos determinantes en el patrón espacial de los incendios forestales (Hessburg & Agee, 2003; Perry et al., 2011). El proceso se retroalimenta a nivel paisajístico, ya que la homogeneización causada por un incendio puede favorecer recurrencias posteriores. Patrones y procesos están interrelacionados a escala del paisaje

(Forman, 1998). Salvador et al. (2005) encontraron que las áreas quemadas en Catalunya tienen una alta probabilidad de volver a quemarse. Igualmente, Vázquez y Moreno (2001) encontraron que los incendios en el centro de España presentan agregación espacialmente con una alta probabilidad de volver a quemarse. Se ha propuesto que el mosaico de tierras forestales y agrícolas muy probablemente influencia el régimen de incendios, por ejemplo, los campos agrícolas que pueden algunas veces actuar como cortafuegos debido a su baja inflamabilidad (Lloret et al., 2002; Loepfe et al., 2010).

Existen precedentes en el estudio de la relación entre estructura del paisaje e incendios (Chuvieco et al., 2003, 2007, 2010, Martínez et al., 2004, 2009, Padilla y Vega-García, 2011, Vasconcelos et al., 2001, Vega-García et al., 1995, Vega-García et al. 2010, Vilar del Hoyo et al., 2007, 2008), pero hay escasos antecedentes que consideren específicamente la conectividad de los elementos de distinta combustibilidad en el paisaje.

La importancia de integrar la conectividad dentro de los objetivos de la gestión y planificación del paisaje están actualmente reconocidos (Crooks y Sanjayan, 2006). Hay un interés creciente en el uso de los métodos enfocados en la teoría de grafos que permiten desarrollar indicadores para la identificación de los elementos clave del paisaje y la cuantificación de su contribución a la conectividad general del paisaje (Baranyi et al. 2011). Medidas basadas en grafos han sido aplicadas en un gran número de estudios con respecto a la conectividad de la red del paisaje en años recientes (Bodin and Norberg, 2007; Brooks, 2006; Erös et al., 2011; Fall et al., 2007; Galpern et al., 2011; Jordán et al., 2007; Minor and Lookingbill, 2010; Neel, 2008; Pautasso et al., 2010; Pereira et al., 2011; Ribeiro et al., 2011; Saura and Pascual-Hortal, 2007).

La combinación de diversos procedimientos y la elección de la escala es fundamental para una correcta interpretación de las características morfológicas de los paisajes y de los patrones paisajísticos (Vila et al., 2006). Este capítulo se construye sobre los análisis de conectividad realizados en el anterior a escala 50.000, pero aplicados a una escala de mayor resolución 5.000, para evaluar los efectos sobre la metodología propuesta de la elección de una escala u otra.

4.2 Áreas de estudio y datos de alta resolución.

El área de estudio es la provincia de Barcelona, descrita en el capítulo 3, que cubre 7750 km², albergando un número importante de áreas naturales con gran diversidad ecológica y elevados valores en riesgo asociados a la alta densidad poblacional. Su topografía muy contrastada (rango de elevación de 0 a 2200 m.s.n.m.) y clima (con gradientes NE-SW desde húmedo a seco y NE-SW desde el menos al más continental) muestra gran variabilidad ambiental dentro de sus condiciones mediterráneas, que es responsable de una alta biodiversidad.

Para la realización del estudio se disponía de los siguientes mapas en un mismo sistema de referencia, el European Datum ED 1950 30 N: Mapa de elevación digital de España a escala 1:25000 (Ministerio de Fomento, 1999). La base cartográfica de perímetros de incendios desde el 2004 hasta el 2009, Instituto Cartográfico de Catalunya a escala 1:50,000. A escala de paisaje se utilizó el mapa forestal español (MFE) 1:50,000, proporcionado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), España). A escala detallada el mapa de modelos de combustibles a escala 1:5,000 gestionado por la Diputación de Barcelona (Mapa de 2011, digitalizada en Microstation con el apoyo de los técnicos forestales que después de sus rutas de muestreo permanente actualizan la información en los polígonos).

4.3 Modelización de los datos para establecer la conectividad para las dos escalas.

4.3.1 Clasificación de combustibilidad de teselas.

El procedimiento de clasificación de las teselas como de baja combustibilidad se ha descrito en el capítulo 2, y en estos análisis se procedió de la misma manera que se había seguido para la cartografía 50.000, con la nueva cartografía 5.000. Las teselas de esta capa se reclasificaron en función del comportamiento del frente del incendio a partir de la altura de llama y la velocidad de propagación para cada modelo de combustible del área de estudio (Andrews, 1986).

Se consideraron modelos de combustible de baja combustibilidad, mediante la aplicación del modelo propuesto en el BEHAVE Plus, con características ambientales de la provincia de Barcelona, los modelos que presentaron valores de altura de llama menor a 3 m y

velocidad de propagación menor a 20 m/min (Rothermel, 1983, Martínez, 2010). Estos valores se determinaron en función de la dificultad de controlar el incendio y el potencial de comportamiento severo del fuego.

Las teselas de ambas cartografías a escala de paisaje 1:50,000 y a escala detallada 1:5,000 pasaron a estar disponibles bajo una misma clasificación y se presentan en las figuras 11 y 12. Respecto a la cartografía de combustibles gestionada por la Diputación de Barcelona a escala 1:5000, había mas categorías en la escala 1:5,000 que en la escala 1:50,000. Las categorías forestales, se correspondían con exactitud. Había modelos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, pero la diferencia se encontró en las categorías urbanas, agrupadas dentro del modelo de combustible 0, como Illa Urbanitzada, Limit nucli urba, Recinte de aigua, Urbanizació tipus A y Urbanizació tipus B y había algo más de desglose en modelos de baja combustibilidad como Erms, Franja vegetal de baixa combustibilitat, Tallafocs, Vegetació de ribera y Viña. A escala detallada para la provincia de Barcelona no esta presente el modelo 8, 10 y 11.

4.3.2 Metodología de análisis de la conectividad.

Aplicamos para el análisis de la conectividad el enfoque basado en la teoría de grafos del Capítulo 3, que utilizaba un elementos del índice PC (Ferrari *et al.*, 2007, Saura y Pascual-Hortal, 2007, Saura y Rubio, 2010). Dentro del área de estudio identificada por el límite político de la provincia de Barcelona, disponíamos de 383 teselas de baja combustibilidad entre las 2.165 teselas de la provincia a escala de paisaje (25.18%), y de 4.294 teselas de las 247.177 teselas de la provincia de Barcelona a escala detallada (8.44%).

El software Conefor Sensinode 2.2.28 (Saura y Torné, 2009) fue utilizado para todos los cálculos de la fracción *dPCconnector* del índice de probabilidad PC. El Conefor es una herramienta que está siendo utilizada en numerosos estudios para evaluar la conectividad a escala de paisaje (Fu *et al.*, 2010, García-Feced *et al.*, 2011, Laita *et al.*, 2010, Neel, 2008, Pascual-Hortal *et al.*, 2006, 2008, Saura *et al.*, 2011, Saura y Rubio, 2010).

Se calculó específicamente la fracción *dPCconnector* del índice de probabilidad de conectividad (PC), para todas las teselas y para la distancia de 1000 m determinada como distancia probable ($p=0.5$, mediana) de capacidad para gestionar el combustible por parte de los gestores de la Diputación de Barcelona. Las limitaciones de tipo computacional (16

días de proceso a escala de paisaje y 47 días de proceso a escala detallada) se vieron aumentadas con la mejora de la resolución. Los valores altos encontrados en la fracción conector ($dPCconector$) permitían identificar aquellas teselas con una alta importancia, que serían los elementos conectores prioritarios para el mantenimiento de la conectividad de la red de áreas de baja combustibilidad, a las dos escalas de trabajo.

4.4 Resultados y Discusión.

4.4.1 Análisis comparativo de los efectos de la escala en la distribución de las áreas de baja combustibilidad identificadas como elementos prioritarios para la conservación de la conectividad.

Comparando la variabilidad entre la escala de paisaje y la escala detallada, ya la previa identificación de las áreas de baja combustibilidad seleccionadas revela unas diferencias considerables. A escala de paisaje, los resultados muestran áreas definidas como modelos de baja combustibilidad que al ser evaluadas a escala detallada, no lo son (Figuras 12 y 13). Sin embargo, el nivel de detalle que proporciona el mapa a escala 1:5000 (Año 2011) es muy superior al del mapa a escala 1:50,000 (1998-2007, datos de campo para Catalunya, 2001), debido a la diferencia en resolución entre imágenes: 0.5 m y 50 m de pixel, respectivamente (Figuras 12 y 13). Además pueden existir considerables cambios en la vegetación entre el año 2001 y el año 2011. A escala detallada se denota la ausencia del modelo de combustible 8, porque en las evaluaciones del terreno en campo por parte de los forestales técnicos de la Diputación de Barcelona sólo consideran que el modelo de combustible 7 para todas las formaciones boscosas.

Las diferencias halladas son significativas en las dos escalas evaluadas. Los elementos de baja combustibilidad a escala 1:50,000 aparecen sobreestimados, ya que cubren un 35,97 % del área total de la provincia de Barcelona, mientras que a escala 1:5,000, las zonas “seguras o de prevención pasiva” sólo alcanzan un 20,74%. Estas diferencias se encuentran asociadas sobre todo a la superficie forestal (diferencia de un 25,18% a un 8,44%), ya que hay escasas diferencias en cuanto al modelo tipo no combustible (de un 10,8% a un 12,3%, ver Tabla 5).

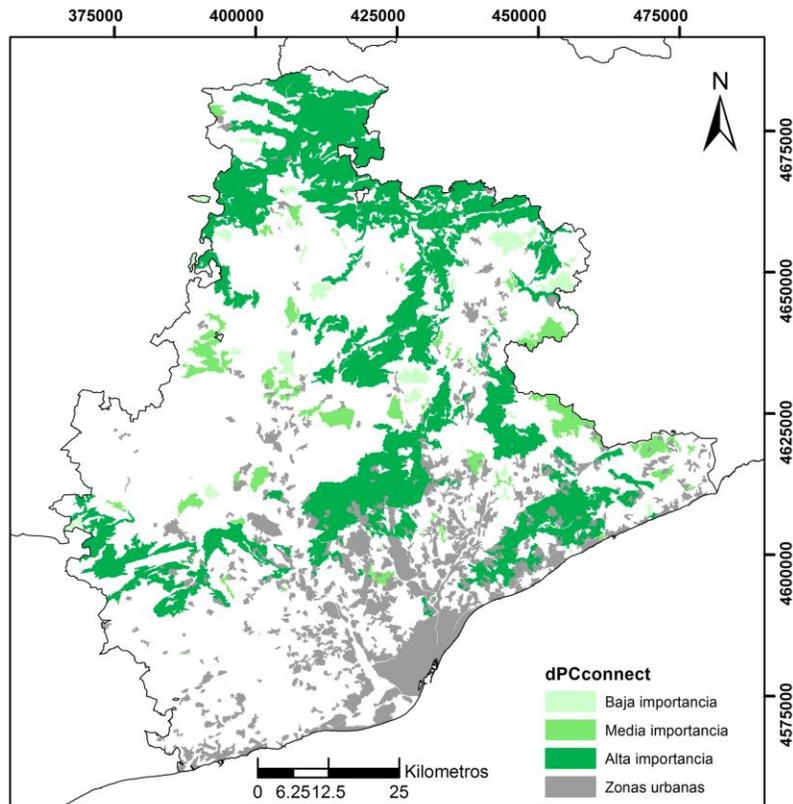


Figura 12. Red de áreas de baja combustibilidad de la provincia de Barcelona, escala 1:50,000

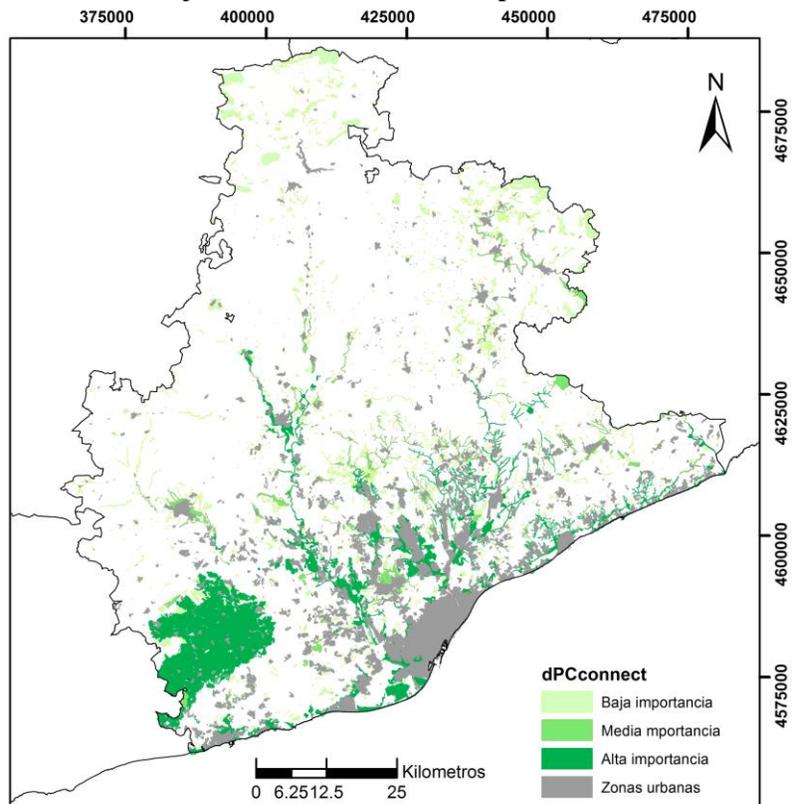


Figura 13. Red de áreas de baja combustibilidad de la provincia de Barcelona, escala 1:5,000.

El tratamiento de combustibles sobre superficies forestales reduce la cantidad, profundidad y continuidad del combustible vertical y horizontal para mitigar el comportamiento y la severidad potencial de los incendios forestales (Graham et al. 2004).

Estudios de modelos de tratamientos espaciales y paisajes hipotéticos muestran que densidades de tratamiento de 20-30% son altamente efectivas, especialmente si nos situamos en un contexto de condiciones de vientos y de incendios esperados (Finney 2001, Loehle 2004). Por tanto, la diferencia encontrada relativa a la superficie forestal de baja combustibilidad (diferencia de un 25,18% a un 8.44%) es significativa, ya que en el primer caso (paisaje) estaríamos dentro de los límites indicados como efectivos, pero en el segundo no (escala detallada).

Tabla 5. Descripción de las áreas en las escalas de paisaje (1:50,000) y detallada (1:5,000), y la cantidad de áreas con superposición entre las dos escalas.

	Escala 1:50000		Escala 1:5000		Área superposición de las dos escalas	
	área (ha)	%	área (ha)	%	área (ha)	%
Área de estudio	775825	100.00%	775825	100.00%		
Teselas de baja combustibilidad	279140	35.98%	160948	20.75%	107387	13.84%
Baja combustibilidad modelo combustible 0 urbano, recinto de agua	83795	10.80%	95460	12.30%	86116	11.10%
Baja combustibilidad Forestal	195345	25.18%	65488	8.44%	21270	2.74%

Fuente. Elaboración propia.

Ottmar et al. (2012) en su estudio sobre 74000 ha de terrenos forestales en Savannah River Site (SRS), South Carolina, han determinado que las mediciones a escala detallada en pueden ser el único medio para proporcionar estimaciones fiables en la efectividad del tratamiento del combustible sobre la peligrosidad del incendio. Carlson et al (2011) encontraron que los resultados de la severidad de los incendios forestales en 1200 ha. en el norte del pequeño lago Gabbro, en Minesota, USA, al comparar la escala detallada y la escala de paisaje, dejan ver una heterogeneidad alta, sugiriendo que las evaluaciones a escala de paisaje generan resultados erróneos.

La mejora en la caracterización del combustible a las unidades de escala de gestión dependerá de la elaboración de métodos para medir la variabilidad espacial y temporal de los combustibles, Fernandes et al. (2006) realizó un estudio comparativo de las evaluaciones de combustible entre escala detallada y escala de paisaje, se logro evidenciar áreas de bosque que a presentan baja combustibilidad sin serlo. Sin embargo, que en el momento de ser evaluadas a escala detallada, realmente corresponden a modelos de combustibilidad alta. Sea debido al factor escala u otros factores relacionados con las fechas y metodologías de trabajo de diferentes instituciones, los resultados encontrados pueden ser muy variables, lo que aconseja cautela en la determinación de la escala y fuente óptima de la capa de combustibles en la aplicación de la metodología propuesta en esta tesis en general, cuanto más detallada sea la escala de resolución su veracidad será mejor.

Es importante considerar que los combustibles no son estáticos en ninguna clasificación, por ejemplo, si el modelo 7 se tratara con la gestión apropiada, se conseguiría que tuviese menor carga de combustible. De esta manera, si a la red propuesta, le agregamos un combustible 7(tratado), podríamos incrementar en un 12 % las áreas de baja combustibilidad con características óptimas como barreras cortafuego, disminuyendo costos a largo plazo.

4.5 Conclusiones.

En la comparativa de dos escalas para la evaluación de una red de áreas baja combustibilidad para Barcelona encontramos que a escala de paisaje se sobreestima el área de la red, por lo que sugerimos que la gestión en prevención de incendios forestales utilizando el enfoque de la teoría de grafos se evalúe a escala detallada.

Las decisiones relacionadas con el esquema de clasificación aplicado también son relevantes, ya que diferencias en la consideración e interpretación de la relación entre estructura de las masas forestales y sus categorías como modelo de combustible pueden potencialmente afectar mucho a la definición de la red.

4.6 Bibliografía

ANDREWS P.L. 1986. "Behave: Fire behavior prediction and fuel modeling system - burn subsystem". Part 1. USDA Forest Service Research, Paper INT-194.

BARANYI, G., SAURA, S., PODANI, J., & JORDÁN, F. 2011. Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators*, 11(5), 1301-1310.

BODIN Ö., NORBERG J. 2007. A network approach for analyzing spatially structured populations in fragmented landscape. *Landscape Ecol.* 22, 31–44.

BROOKS C.P. 2006. Quantifying population substructure: extending the graphtheoretic approach. *Ecology* 87, 864–872.

CARLSON, D. J., REICH, P. B., & FRELICH, L. E. 2011. Fine-scale heterogeneity in overstory composition contributes to heterogeneity of wildfire severity in southern boreal forest. *Journal of Forest Research*, 16(3), 203-214.

CARY G.J., BRADSTOCK R.A., GILL A.M. AND WILLIAMS R.J. 2012. Global change and fire regimes in Australia. In *Flammable Australia: Fire Regimes, Biodiversity and Ecosystems in a Changing World* (Eds. Bradstock RA, Gill AM, Williams RJ). pp. 149–169. CSIRO Publishing, Melbourne.

CHUVIECO E., ALLGÖWER B., SALAS F.J., 2003. Integration of physical and human factors in fire danger assessment. In: CHUVIECO, E. (Ed.), *Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data*. World Scientific Publishing, Singapore, pp. 197–218.

CHUVIECO E., AGUADO I., YEBRA M., NIETO H., MARTÍN M.P., VILAR L., et al. 2007. Generación de un Modelo de Peligro de Incendios Forestales mediante Teledetección y SIG - Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional - vol.1 - Asociación Española de Teledetección. 8pp.

CHUVIECO E., AGUADO I., YEBRA M., NIETO H., SALAS J., MARTÍN M.P., et al. 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling* 221, (1): 46-58.

CROOKS K.R., SANJAYAN, M., 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–19.

DEBUSSCHE M., LEPART J., DERVIEUX, A. 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecol. Biogeogr.* 8, 3–15.

ERÖS T., SCHMERA D., SCHICK R.S. 2011. Network thinking in riverscape conservation: a graph-based approach. *Biol. Conserv.* 144, 184–192.

FALL A., FORTIN, M., MANSEAU M., O'BRIEN D. 2007. Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* 10, 448–461.

FERNANDES, P., LUZ, A., LOUREIRO, C., GODINHO-FERREIRA, P., BOTELHO, H., 2006. Fuel modelling and fire hazard assessment based on data from the Portuguese National Forest Inventory. In: Viegas, D.X. (Ed.), *Proceedings V International Conference Forest Fire Research, 27–30 November 2006*. Figueira da Foz, Coimbra, Portugal.

FERRARI J.R., LOOKINGBILL T.R., NEEL M.C. 2007. Two measures of landscape-graph connectivity: assessment across gradients in area and configuration. *Landscape Ecology*. 22, 1315–1323.

FINNEY M.A. 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science* 47, 219–228.

FORMAN R.T.T. 1998. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

FU W., LIU S., DEGLORIA S.D., DONG S., BEAZLEY R. 2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in xishuangbanna, southwest china. *Landscape and Urban Planning* 95, (3): 122-129.

GARCÍA-FECED C., SAURA S., ELENA-ROSSELLÓ R. 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management* 261, (1): 154-161.

GALPERN P., MANSEAU M., FALL A. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: a guide to construction, analysis and application for conservation. *Biol. Conserv.* 144, 44–55.

GRAHAM R.T., MCCAFFREY S., JAIN T.B. 2004. Science basis for changing forest structure to modify wildfire behavior and severity. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, General Technical Report RMRS-GTR-120. (Ogden, UT).

HESSBURG P. F., & AGEE J. K. 2003. An environmental narrative of Inland Northwest United States forests, 1800e2000. *Forest Ecology and Management*, 178, 23-59.

HESSL A. E. 2011. Pathways for climate change effects on fire: models, data, and uncertainties. *Progress in Physical Geography*, 35, 393-407.

HESSL A. E., MCKENZIE D., & SCHELLHAAS R. 2004. Drought and pacific decadal oscillation linked to fire occurrence in the inland Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 14, 425-442.

JORDÁN F., MAGURA T., TOTHMERESZ B., VASAS V., KODOBOCZ V. 2007. Carabids (Coleoptera: Carabidae) in a forest patchwork: a connectivity analysis of the Bereg Plain landscape graph. *Landscape Ecol.* 22, 1527–1539.

KELLOGG L. B., MCKENZIE D., PETERSON D. L., & HESSL A. E. 2008. Spatial models for inferring topographic controls on historical low-severity fire in the eastern cascade range of Washington, USA. *Landscape Ecology*, 23, 227-240.

KERNAN J.T., & HESSL A.E. 2010. Spatially heterogeneous estimates of fire frequency in ponderosa pine forests of Washington, USA. *Fire Ecology*, 6(3), 117-135.

LAITA A., MÖNKKÖNEN M., KOTIAHO J.S.. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation* 143, (5): 1212-1227.

LLORET F., CALVO, E., PONS X., DIAZ-DELGADO R. 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17 (8), 745-759.

LLORET F., PIÑOL J., CASTELLNOU M. 2009. Wildfires. In: Woodward, J.C. (Ed.), *The Physical Geography of the Mediterranean Basin*. Oxford University Press, Oxford, pp. 541–558.

LOEHLE C. 2004. Applying landscape principles to fire hazard reduction. *Forest Ecology and Management* 198, 261–267. doi:10.1016/J.FORECO.2004.04.010.

LOEPFE L., MARTINEZ-VILALTA J., OLIVERES J., PIÑOL J., LLORET F. 2010. Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenization determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* 259 (12), 2366-2374.

LUTZ J.A., VAN WAGTENDONK J.W., THODE A.E., MILLER J.D., & FRANKLIN J.F. 2009. Climate, lightning ignitions, and fire severity in Yosemite National Park, California, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 765-774.

MARTÍNEZ R.E. 2010. *Manual de extinción de grandes y peligrosos incendios forestales técnicas eficaces y seguras*. Edit. Mundiprensa. Madrid. España. ISBN: 978-84-8476-407-6. p. 1320.

MARTÍNEZ J., CHUVIECO E., MARTIN M.P. 2004. Estimating human risk factors in wildland fires in Spain using logistic regression: II. *International Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global Vision*. University of Cordoba, CD-Rom, Córdoba, p. 15.

MARTÍNEZ J., VEGA-GARCÍA C., CHUVIECO E. 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* 90, 1241–1252.

MEYN A., WHITE P.S., BUHK C., JENTSCH, A. 2007. Environmental drivers of large, infrequent wildfires: the emerging conceptual model. *Progress in Physical Geography* 31 (3), 287-312.

MINOR E.S., LOOKINGBILL T.R. 2010. A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conserv. Biol.* 24, 1549–1558.

MOREIRA, F., REGO, F.C., FERREIRA, P.G. 2001. Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecol.* 16, 557–567.

MORENO J., VÁSQUEZ A., VÉLEZ R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. In: Moreno, J. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backbuy Publishers, Leiden, pp. 159–185.

NEEL M.C. 2008. Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biol. Conserv.* 141, 938–955.

OTTMAR, R.D., PRICHARD, S.J., 2012. Fuel treatment effectiveness in forests of the upper Atlantic Coastal Plain—An evaluation at two spatial scales. *For. Ecol. Manage* 273, 17–28.

PADILLA M., VEGA-GARCÍA C. 2011. On the comparative importance of fire danger rating indices and their integration with spatial and temporal variables for predicting daily human-caused fire occurrences in Spain. *International Journal of Wildland Fire* 20, 46–58.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21, (7): 959-967.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA, S. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: Application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). – *Eur. J. For. Res.* 127: 23–31.

PAUTASSO M., MOSLONKA-LEFEBVRE M., JEGER M.J. 2010. The number of links to and from the starting node as a predictor of epidemic size in small-size directed networks. *Ecol. Complex.* 7, 424–432.

PEREIRA M., SEGURADO P., NEVES N. 2011. Using spatial network structure in landscape management and planning: a case study with pond turtles. *Landscape Urban Plann.* 100, 67–76.

PERRY D.A., HESSBURG P.F., SKINNER C.N., SPIES T.A., STEPHENS S.L., TAYLOR A.H. 2011. The ecology of mixed severity fire regimes in Washington, Oregon, and Northern California. *Forest Ecology and Management*, 262, 703-717.

PIÑOL J., TERRADAS J., LLORET F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Clim. Change* 38, 345–357.

RIBEIRO R., CARRETERO M.A., SILLERO N., ALARCOS G., ORTIZ-SANTALIESTRA M., LIZANA M., LLORENTE G.A. 2011. The pond network: can structural connectivity reflect on (amphibian) biodiversity patterns? *Landscape Ecol.* 26, 673–682.

ROTHERMEL R. C. 1983. How to predict the spread and intensity of forest and range fires, US Department of Agriculture - Forest Service. INT-143, 166.

SALVADOR R., LLORET F., PONS X., PIÑOL J. 2005. Does fire occurrence modify the probability of being burned again? A null hypothesis test from Mediterranean ecosystems in NE Spain. *Ecol. Model.* 188, 461-469.

SAURA S., PASCUAL-HORTAL L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape Urban Plann.* 83, 91–103.

SAURA S., RUBIO L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33, (3): 523-537.

SAURA S., TORNÉ J.. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.

SAURA S., VOGT P., VELÁZQUEZ J., HERNANDO A., TEJERA R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*. doi:10.1016/j.foreco.2011.03.017.

SYPHARD A.D., RADELOFF V.C., KEULER N.S., TAYLOR R.S., HAWBAKER T.J., STEWART S.I., et al. 2008. Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 602-613

TERRADAS J., PIÑOL J., LLORET F. 1998. Risk factors in wildfires along the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. In: Trabaud, L. (Ed.), *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, pp. 297–304.

VASCONCELOS M.J.P., SILVA S., TOMÉ M., ALVIM M., PEREIRA J.M.C. 2001. Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks. *PERS* 67, 73–83.

VÁZQUEZ A., MORENO J.M. 2001. Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). *Front. Ecol. Manage.* 147, 55-65.

VEGA-GARCÍA C., WOODARD T., ADAMOWICZ L.B. 1995. A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest fires. *International Journal of Wildland Fire*. 5, 101–111.

VEGA-GARCÍA C., CHUVIECO E. 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 21, (4): 595-605.

VEGA-GARCÍA C., TATAY-NIETO J., BLANCO R., & CHUVIECO E. 2010. Evaluation of the influence of local fuel homogeneity on fire hazard through landsat-5 TM texture measures. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 76(7), 853-864.

VILA J., VARGA D., LLAUSÀS A., RIBAS A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anàl. Geogr.* 48. 151-166.

VILAR DEL HOYO L., GÓMEZ NIETO I., MARTÍN M.P., MARTÍNEZ VEGA F.J. 2007. Análisis comparativo de diferentes métodos para la obtención de modelos de riesgo humano de incendios forestales - 4th International Wildfire Conference - vol.CDRom - Ministerio de Medio Ambiente. 28pp.

VILAR DEL HOYO L., MARTÍN M.P., MARTÍNEZ VEGA F.J. 2008. Validación de modelos de probabilidad de ocurrencia de riesgo humano de incendio forestal - En: Hernández, L. y Parreño, J. M. (Eds.), Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial, Las Palmas de Gran Canaria, Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC, ISBN: 978-84-96971-53-0. 12pp.

WILLIAMS R.J., BRADSTOCK R.A. 2008. Large fires and biodiversity in landscapes: diversity or disaster? *International Journal of Wildland Fire* 17 (Issue 6; Special Issue), 688-822.

CAPITULO

5 VALIDACIÓN METODOLÓGICA PARA LA OPTIMIZACIÓN DE UNA RED DE ÁREAS DE BAJA COMBUSTIBILIDAD. CASO ESTUDIO: BARCELONA.

5.1 Introducción

Los grandes incendios forestales son característicos de muchos ecosistemas (Keane et al. 2008), y en los últimos años ha aumentado su presencia en el Mediterráneo. La frecuencia de grandes incendios ha aumentado en las últimas décadas en España, como queda reflejado en los informes estadísticos publicados anualmente sobre incendios forestales (MAGRAMA, 2012). Se ha propuesto que estas condiciones resultan de una combinación de factores de riesgo que abarcan prácticas de abandono de ciertos usos del suelo por los agricultores, cambios socioeconómicos en el medio rural, la alteración del clima, las políticas forestales europeas, el abandono silvícola y muchos otros, incluyendo cambios hacia una gestión más efectiva de los incendios (Loepfe L., 2011, Moreno et al., 1998, Verdú et al., 2011).

Desde 1980, los modelos de simulación de incendios ha surgido como una poderosa herramienta para investigar incendios forestales en la planificación de la gestión preventiva del fuego. Sullivan (2009) proporciona una buena revisión de trabajos desde 1990 hasta el 2007, junto con los avances completados y aplicados en el desarrollo de nuevos modelos físicos, empíricos, de simulación y matemáticos. Hay varios modelos de simulación de incendios determinísticos y espacialmente explícitos, pero el modelo más ampliamente utilizado es FARSITE, por lo que se adoptó también para este trabajo. Recientemente, Ramírez y Monedero (2011) han mostrado el potencial del Wildfire AnalystTM, un simulador que proporciona en tiempo real la progresión de incendios forestales, su comportamiento, impacto durante un incidente, simulaciones en tiempo inverso y tiempos de evacuación. Presenta ventajas de implementación, aunque su base matemática de cálculo, sin embargo, coincide con la de FARSITE (Finney, 1998).

El principal objetivo de este capítulo es cuantificar el efecto de la simulación de incendios forestales en propagación libre con FARSITE y Wildfire AnalystTM sobre la red de áreas de baja combustibilidad designada por los procedimientos descritos en capítulos anteriores de esta tesis. El dominio al que se aplicaron las simulaciones fue el paisaje mediterráneo de la provincia de Barcelona utilizando un enfoque de simulación múltiple con FARSITE y Wildfire AnalystTM. Las salidas espaciales explícitas de información de probabilidad de

áreas quemadas proporcionadas por estas herramientas son cruciales en la planificación estratégica de gestión de incendios y combustibles (Miller et al., 2008). Aunque Rodríguez y Molina (2012) proponen que el sistema de modelización del comportamiento de los incendios forestales debería hacerse con modelos de combustibles correctamente adaptados al Mediterráneo, creando por definición modelos híbridos para aumentar la fiabilidad de las simulaciones, sin embargo, las instituciones con atribuciones para la defensa contra incendios no han abordado aún en su cartografía esta adaptación.

Evaluar el riesgo de incendios requiere una comprensión de la probabilidad de incendios forestales, y del nivel de intensidad y magnitud del efecto potencial positivo y negativo de los recursos desde los diferentes niveles de intensidad del incendio (Finney, 2005). Por lo tanto, los gestores podrían proyectar a corto plazo el comportamiento del incendio utilizando información climática en tiempo real para informar la toma de decisiones de supresión (Andrews et al 2007, Ramírez y Monedero 2011), pero la simulación también permite examinar cambios en el comportamiento de los incendios forestales como respuesta a actividades de gestión preventiva en el combustible (e.g. Kim et al., 2009).

Para los gestores, es importante entender como procesos, tales como los incendios, pueden modificar radicalmente la distribución de los diferentes tipos de vegetación (Forrestel et al., 2011). Pocos sistemas combustibles son plásticos en su respuesta a incendios forestales y a la variación espacial de la composición de la vegetación en plazos relativamente cortos.

5.2 Metodología para la validación de la red de áreas de baja combustibilidad.

Para la realización de las simulaciones las capas raster se colocaron en un mismo sistema de referencia, el European Datum ED 1950 30 N. Los inputs de entrada para FARSITE se construyeron a partir de: Mapa de elevación digital de España a escala 1:25,000 (Ministerio de Fomento, 1999), Mapa de Fracción de Cobertura, tercer inventario Forestal IFN3 escala 1:25,000, Mapa de modelos de combustibles a escala 1:5,000 gestionado por la Diputación de Barcelona (Año 2011), Mapa de puntos de inicio de Barcelona desde 1998 hasta 2008 (EGIF 2009), Mapa de la red de estaciones automáticas climáticas de Barcelona. Fuente: Red de Estaciones automáticas de Catalunya (XEMA), disponible en línea url: <http://www.meteo.cat/xema/AppJava/TaulaEMAs.do>, Series meteorológicas de la Agencia

Estatal de Meteorología (AEMET)-Gobierno de España, estaciones de la provincia de Barcelona (Serie Meteorológica diaria desde 1920 hasta 2012, http://www.aemet.es/es/idi/clima/registros_climaticos), Registro diario de los datos meteorológicos correspondiente al mes de Agosto de 2011, obtenido de la red de estaciones automáticas (XEMA) del Servicio Meteorológico de Catalunya (disponible en línea url: <http://www.meteo.cat/xema/AppJava/TaulaEMAs.do>).

Se utilizó el mapa de combustibles gestionado por la Diputación de Barcelona a escala 1:5,000 para determinar las áreas de baja combustibilidad y su conectividad como se ha descrito en el Capítulo 4. En el análisis con FARSITE, existían limitaciones de proceso para desarrollar las simulaciones, por lo tanto, se necesitó como escala mínima posible la de 1:25,000. Fue necesario remuestrear la capa de combustible de escala 1:5,000 a escala 1:25,000. Todos los análisis de simulaciones múltiples de incendios forestales en propagación libre se procesaron a escala 1:25,000, y se utilizaron las mismas capas a efectos de comparación para ejecutar simulaciones en WildFire Analyst™. Las teselas de baja combustibilidad de la red a testar cumplían con las características de comportamiento frente al fuego caracterizadas en el Capítulo 2. Sin embargo, a la hora de clasificar teselas como de baja combustibilidad se consideraron tres situaciones alternativas o escenarios posibles: 1) Las teselas de modelos de baja combustibilidad actual se mantienen como tales en el tiempo, 2) como consecuencia de una futura y previsible falta de gestión las teselas de modelo 9 actual pasarían a presentar condiciones de modelo 7 (matorral inflamable, de 0.6 a 2 metros de altura, que propaga el fuego bajo el arbolado, con una carga de combustible en materia seca de 10-15 t/ha. Rothermel, 1972), y 3) si se adopta una política de gestión forestal mas activa o de tratamiento del combustible, las teselas de modelo 7 actual podrían pasar a presentar condiciones de modelo 9 (baja combustibilidad). En este último caso, se consideraron tres subescenarios: 3a- se trata todo el combustible 7, 3b- se tratan las teselas de combustible 7 con alta importancia para la conectividad (alto *dPCconector*), y 3c- se tratan las teselas de combustible 7 con alta importancia para la conectividad y tamaño reducido.

El área de estudio de la provincia de Barcelona de 7750 km² sirvió de marco para la localización de dos ventanas cada una con un área de 90 km² (30x30 km), con diferentes

condiciones de ocurrencia histórica de incendios para el desarrollo de las simulaciones múltiples en FARSITE y Wildfire AnalystTM (Figura 14). La ventana A presentó 294 puntos de inicio y la ventana B 586, entre 1998 y 2008, tomados de la base de datos del EGIF. Fue para el periodo de referencia de 1998 a 2008 cuando se comenzó la toma de datos de puntos de inicio localizados con coordenadas GPS en la base de datos del EGIF. El periodo de planificación de prevención de incendios forestales de España, para la actualización de los mapas de vegetación es generalmente de alrededor de 4 o 5 años (Chuvieco, 1996, Vega-García y Chuvieco, 2006, Viegas et al., 2000), por lo que consideramos el periodo de simulación adecuado.

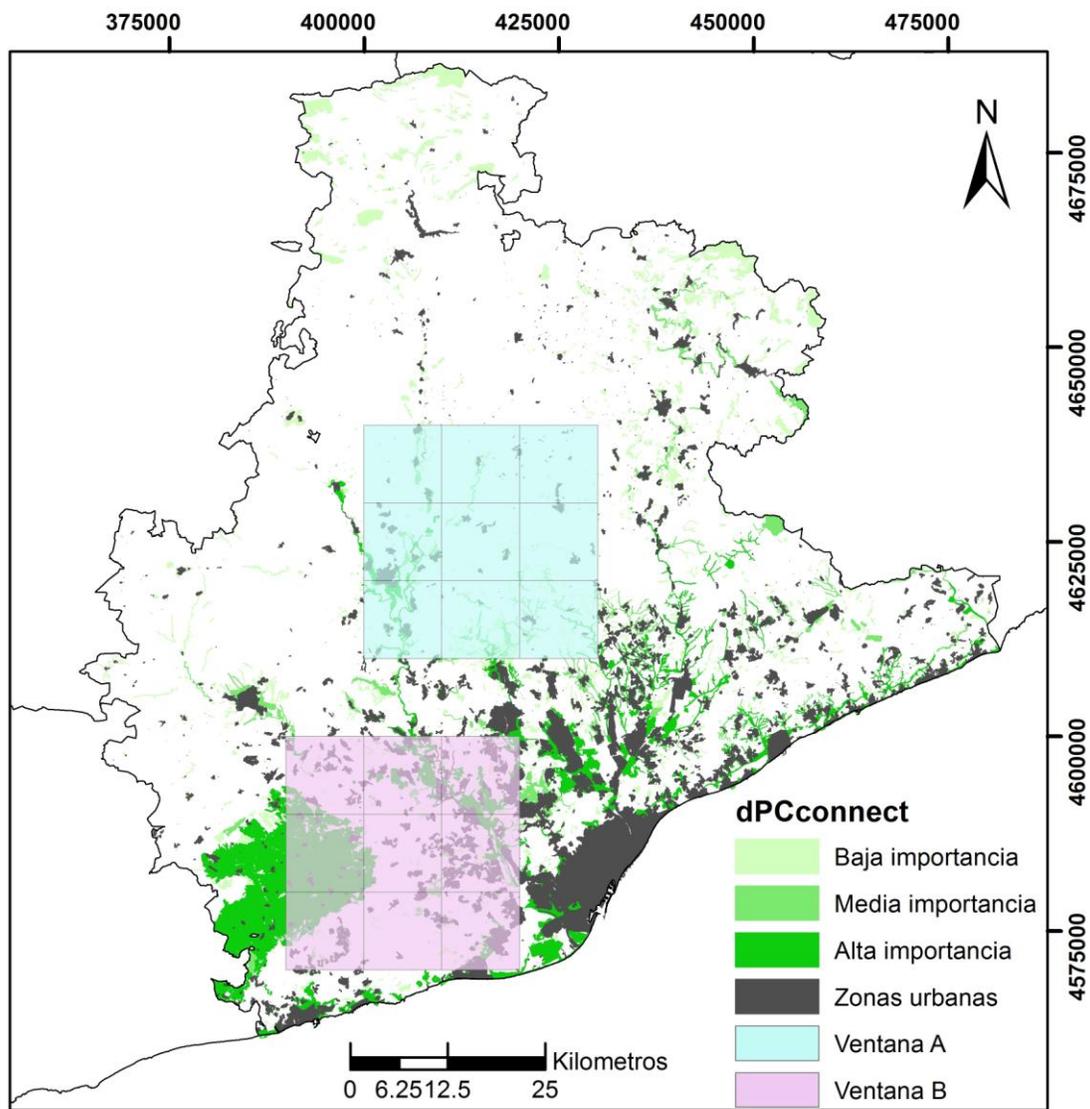


Figura 14. Área de estudio y ventanas de simulación en propagación libre en FARSITE y Wildfire AnalystTM.

5.3 Modelización: Simulación múltiple de incendios en zonas con presencia de áreas de baja combustibilidad.

Los puntos de origen de ignición históricos de la base de datos del EGIF (MAGRAMA) sirvieron de inicios para el desarrollo de simulaciones de incendios. Para la caracterización de variables del entorno físico-biológico se consideraron dos tipos de condiciones reales del área para construir el fichero de humedad inicial del combustible (.FMS), y dos escenarios meteorológicos (día normal o extremo).

La AEMET determina el año 2011 como el más cálido de la serie histórica, por eso se seleccionó el año 2011 para desarrollar las simulaciones múltiples en propagación libre, siendo el mes más crítico Agosto (Figura 15), que presento las temperaturas más altas y precipitaciones más bajas en la zona donde se desarrolló la simulación. Como días normales se tomaron por sus valores medios el 9 y 10 de Agosto de 2011, como días con los valores más críticos se seleccionaron el 21 y 22 de Agosto de 2011(Figura 16).

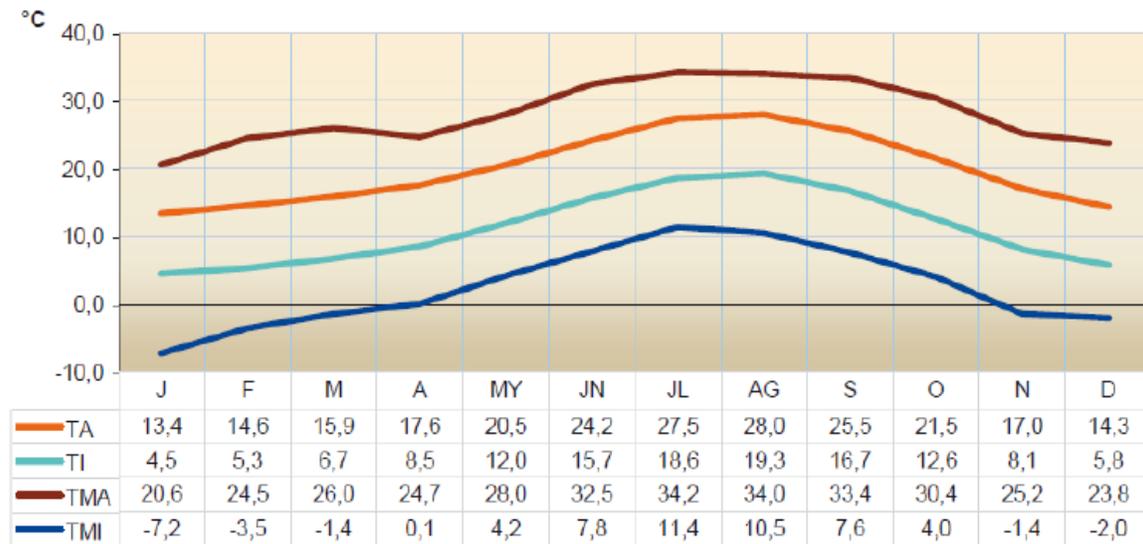


Figura 15. Normales climatológicas de la temperatura del aire en Barcelona (1971-2011). J, F, M, A, MY, JN, JL, AG, S, O, N, D. Enero, febrero, marzo, abril, mayo, junio, julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre. TA Temperatura media de las máximas TI Temperatura media de las mínimas. TMA Temperatura máxima absoluta. TMI Temperatura mínima absoluta. Fuente: Atlas Climático Ibérico, 2011.

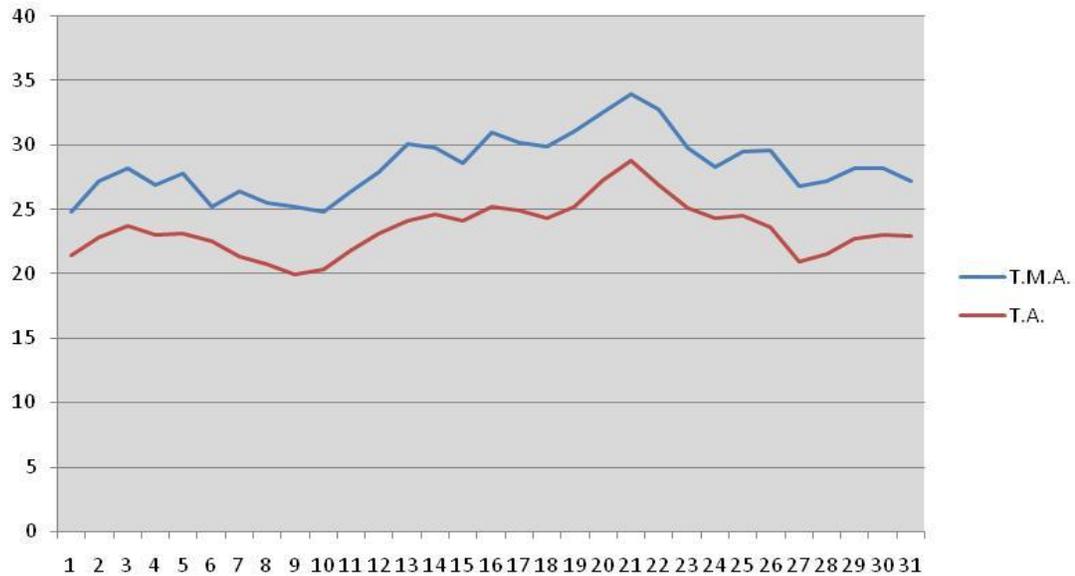


Figura 16. Normales climatológicas de la temperatura del aire en Barcelona para el mes de Agosto de 2011. T.A. Temperatura media de las máximas, T.M.A. Temperatura Máxima absoluta. Fuente: Atlas Climático Ibérico, 2011.

Numerosas simulaciones individuales en FARSITE fueron calculadas, para cada combinación de ventana (A o B, con 294 y 586 puntos de ignición respectivamente, Figura 17), Escenario (gestión actual, sin gestión forestal, con gestión forestal optimizada), humedad inicial del combustible (carga inicial de combustible expresada en tn/ha para cada caso. 1)- día normal, 1 hr(8), 10hr(10), 100 hr(12), humedad del combustible de hierba vivo (LH=100), humedad del combustible maderable vivo (LW=100) y 2)- día extremo, 1 hr(4), 10hr(6), 100 hr(8) humedad del combustible de hierba vivo (LH=100), humedad del combustible maderable vivo (LW=100)), y meteorología (media o extrema). Se realizaron 11.736 simulaciones (cada incendio histórico en 2 ventanas x 3 escenarios de gestión x 2 tipos de humedad inicial del combustible x 2 condiciones meteorológicas).

Los valores de entrada a las simulaciones se construyeron a partir de los datos de series meteorológicas de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) del Gobierno de España y aquellos valores complementarios necesarios fueron tomados de la red de estaciones automáticas (XEMA) del Servicio Meteorológico de Catalunya (Figura 17). Los valores de viento y dirección se tomaron de la estación más cercana a la simulación. Una vez formados los inputs de entrada se procedió a simular con el software FARSITE y WildFire

Analyst™ el comportamiento de fuego a partir de los puntos de ignición georeferenciados históricamente en la base de datos EGIF, en propagación libre (Figura 17).

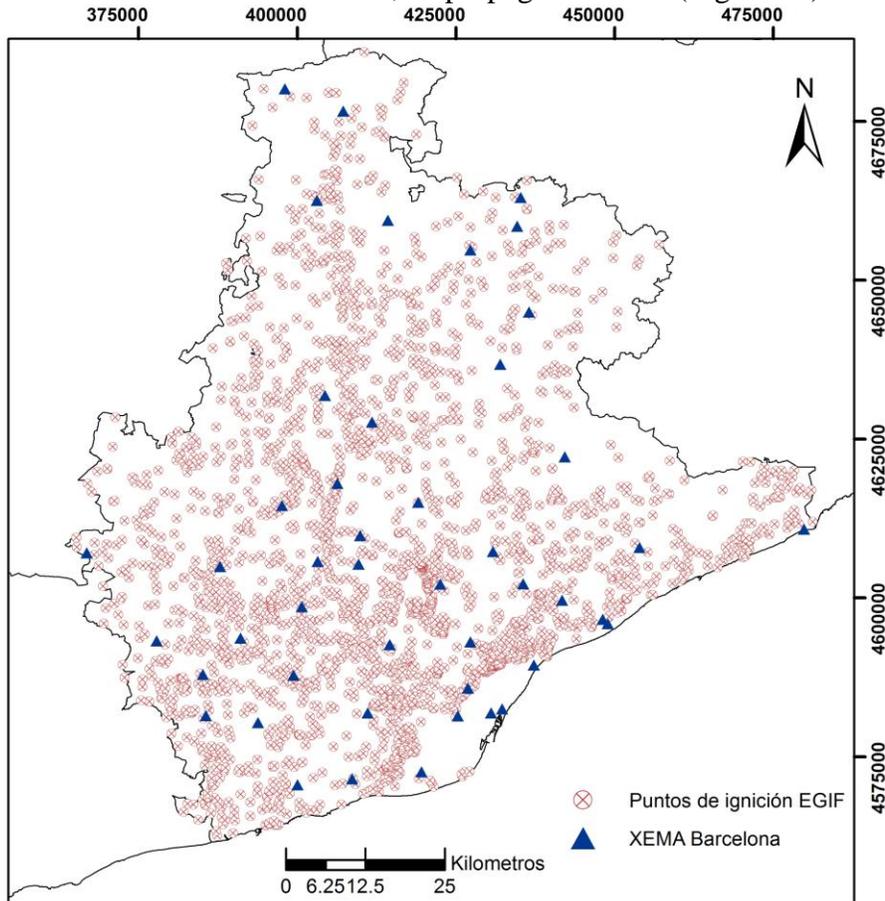


Figura 17. Estaciones climáticas automáticas del Servicio meteorológico de Catalunya (XEMA) y Puntos de Ignición desde 1998 a 2008 EGIF (MARGRAMA).

Se identificó como período de máxima ocurrencia de incendios forestales en Barcelona el comprendido entre las 13 y las 19 horas, incluyendo aproximadamente un 58% de los siniestros, mientras que de 24 a 10 horas se registra menos del 15% de los siniestros. La principal explicación a estos datos se encuentra en la variación diaria del estrés hídrico que sufre la vegetación en los meses de verano. Por tanto, el inicio para cada simulación fue a las 5:00 PM, y la duración del incendio de 12 horas. Las duraciones de cada simulación se mantuvieron constantes con el fin de mejorar la comparabilidad, eliminando el efecto del tamaño y duración del incendio. En cada simulación, el flujo de condiciones ambientales se llevó a cabo de manera constante e independiente de la ubicación del incendio y para cada ventana se utilizó el valor de una estación.

En la ventana A existían tres estaciones posibles, pero se descartó la estación Artes (WW), en la comarca de Bages, por falta de datos meteorológicos necesarios para hacer las simulaciones como la velocidad del viento y su dirección, y utilizamos los valores de la estación Castellnou de Bages (U4), ya que presentaban valores similares a la estación del Pont de Vilomara (R1).

En la ventana B hemos utilizado los datos de la estación Vallirana (D3) en la comarca de Baix Llobregat, por ubicarse cerca del centro de la ventana B. Estas tres estaciones posibles tenían valores similares pero se encontraban periféricas a la ventana B, como Els Hostalets de Pierola (CE) en la comarca de Anoia, la estación La Granada (W4) en la comarca de Alt Penedès y la estación de Cabrils (UP) en la comarca de Maresme. Al final de cada simulación, se calculó el área quemada resultante.

5.4 Resultados.

Se evaluó la efectividad en controlar la propagación para cada tipo de gestión (Ver figuras 18 y 19) en cada ventana de estudio, usando como elemento indicador el área quemada obtenida en la simulación múltiple.

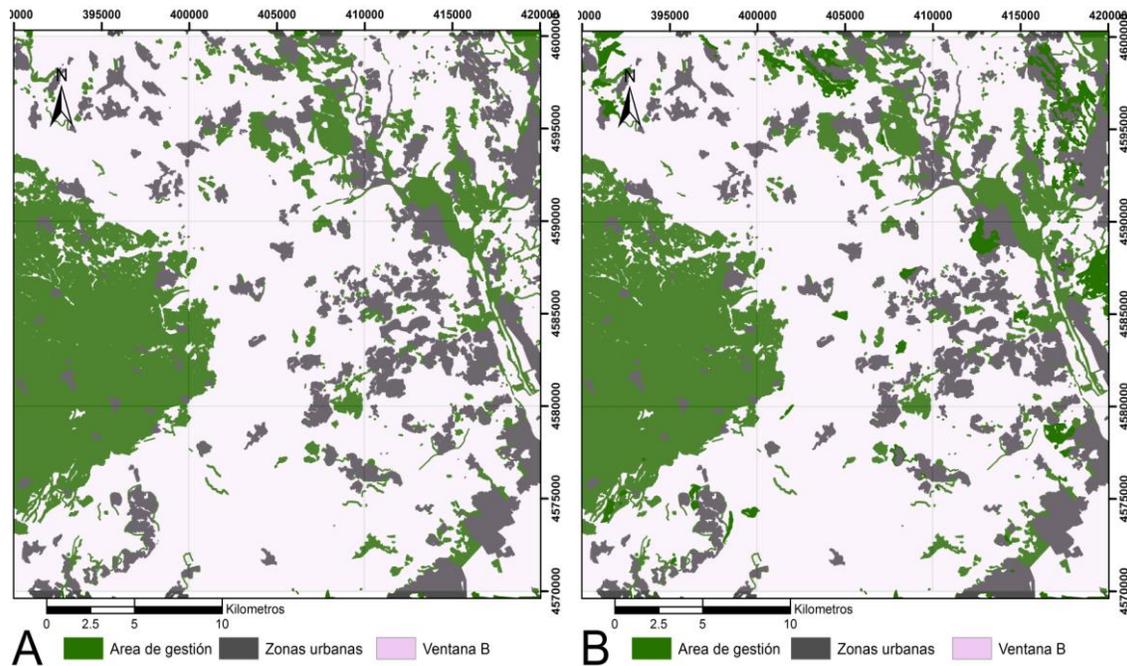


Figura 18. Áreas de gestión en la Ventana B para realizar las simulaciones múltiples.

A. Área de la red actual. B. Área de la red con gestión a combustible 7 tratado (7tr.).

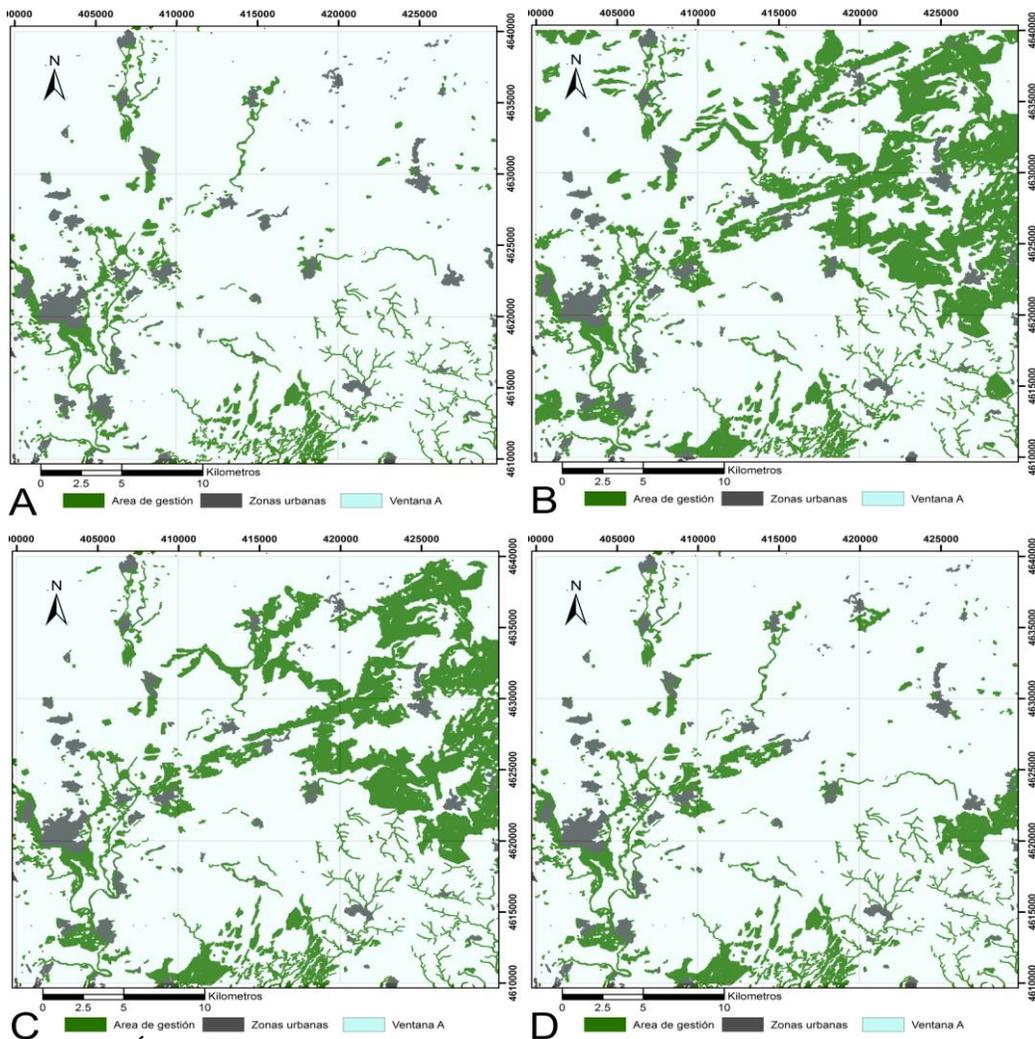


Figura 19. Áreas de gestión en la Ventana A para realizar las simulaciones múltiples. A. Área de la red actual. B. Área de la red con gestión a combustible 7 tratado (7tr.). C. Área de la red con gestión a combustible 7 tratado con *dPCconnector* de alta importancia. D. Área de la red con gestión a combustible 7 con *dPCconnector* de alta importancia y bajo tamaño de área de la tesela.

Las simulaciones en este estudio difieren ampliamente en cuanto a su severidad dentro de cada modelo de combustible o cubierta, y condiciones de simulación, aunque las simulaciones realizadas con respecto a la humedad inicial del combustible generan diferencias mínimas en la cantidad de área quemada para cada caso estudiado. El tamaño de los incendios fue de gran magnitud en condiciones climáticas extremas comparado con las condiciones medias, como sería lógico esperar. Las salidas de las simulaciones con FARSITE para las Ventanas evaluadas A y B se muestran en las figuras 20, 21, 22 y 23. La contabilidad de áreas quemadas tras las simulaciones en propagación libre con FARSITE en Barcelona evidencia la importancia de las áreas de baja combustibilidad y de su mantenimiento como elementos prioritarios en la prevención contra incendios forestales.

En la ventana A, encontramos un mayor número de hectáreas quemadas con relación a la ventana B, a pesar de tener una mayor número de hectáreas de modelo de combustible 9 (860 ha (A) y 790 ha (B) respectivamente). La configuración espacial dispersa del modelo 9 y la gran cantidad de modelo de combustibilidad alta en la ventana A, hace que las simulaciones de incendios forestales en propagación libre, muestren un efecto grande en la cantidad de área quemada, mientras que en la ventana B, hay menor cantidad de áreas quemadas, por la presencia de abundante interfaz urbana, que distorsiona las simulaciones. Se discute en mayor detalle a partir de este punto, la ventana A.

El área quemada potencialmente calculada en las simulaciones desarrolladas en FARSITE para cada caso propuesto, y obtenidas para condiciones meteorológicas medias y extremas se relacionan en la Tabla 6.

Tabla 6. Estimación de la eficacia del tipo de gestión en el escenario de estudio en una simulación múltiple en propagación libre de 12 horas en FARSITE.

Ventana	Humedad inicial del combustible	Condición climática	Puntos de ignición	ha quemadas con la red actual*	ha quemadas sin gestión**	ha quemadas con gestión (7tr.)***
A	FMS1	media	294	21908	22458	16250
		extremo	294	81391	82828	72523
	FMS2	media	294	23765	24343	18001
		extremo	294	83102	83351	73481
B	FMS1	media	586	23927	24125	22358
		extremo	586	65618	66045	64640
	FMS2	media	586	24663	24990	23003
		extremo	586	66148	66347	58490

FMS1. Humedad inicial del combustible: 1 hr(8), 10hr(10), 100 hr(12), humedad del combustible de hierba vivo (LH=100), humedad del combustible maderable vivo (LW=100). FMS2. Humedad inicial del combustible: 1 hr(4), 10hr(6), 100 hr(8) humedad del combustible de hierba vivo (LH=100), humedad del combustible maderable vivo (LW=100). Condición climática media, días 9 y 10 de Agosto de 2011 y extrema días 21 y 22 de agosto de 2011. * Si se mantiene la gestión el modelo 9. ** Si el modelo 9 cambia a modelo de combustible 7. ***Si el modelo 7 cambiara a un modelo 7 tratado (7tr. con menos carga de combustible). Fuente. Elaboración propia.

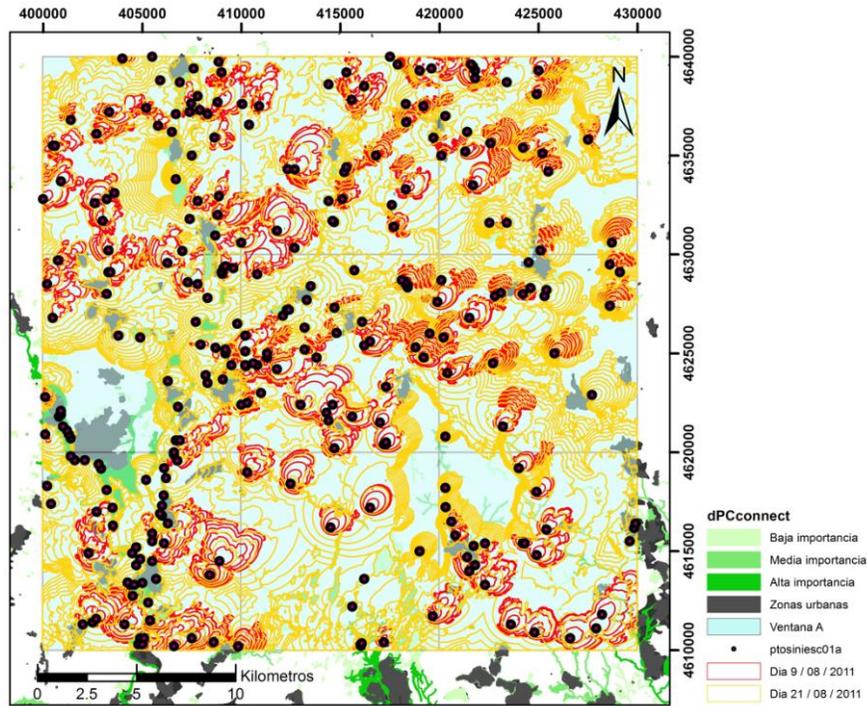


Figura 20. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la Ventana A en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad normal.

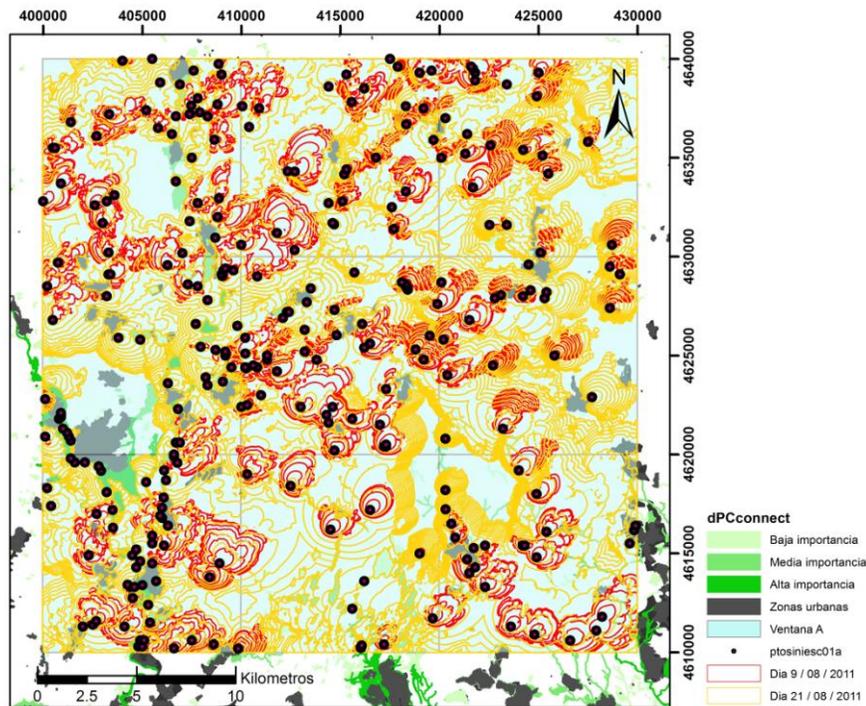


Figura 21. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la Ventana A en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad baja.

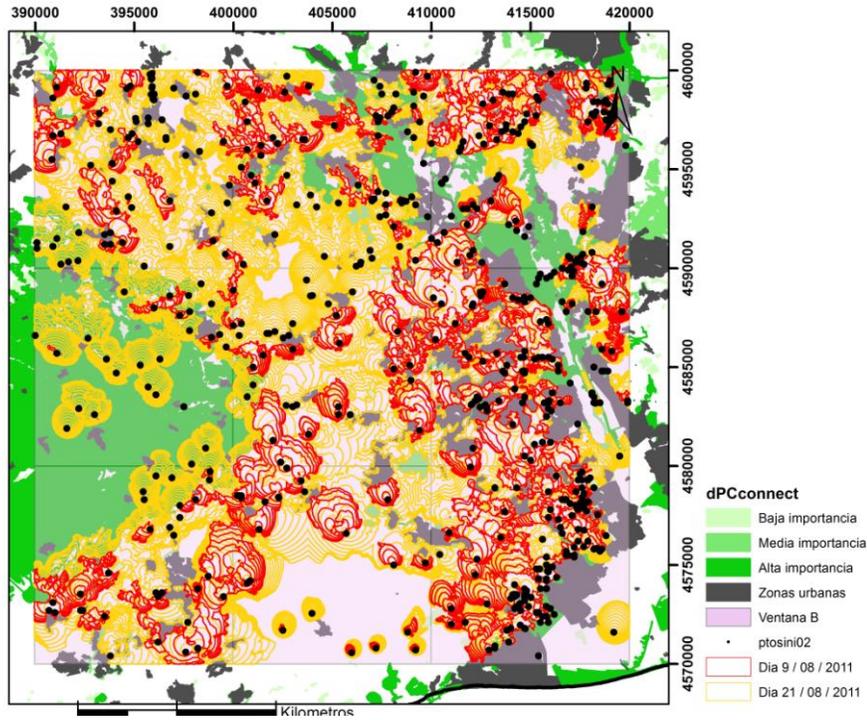


Figura 22. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la Ventana B en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad normal.

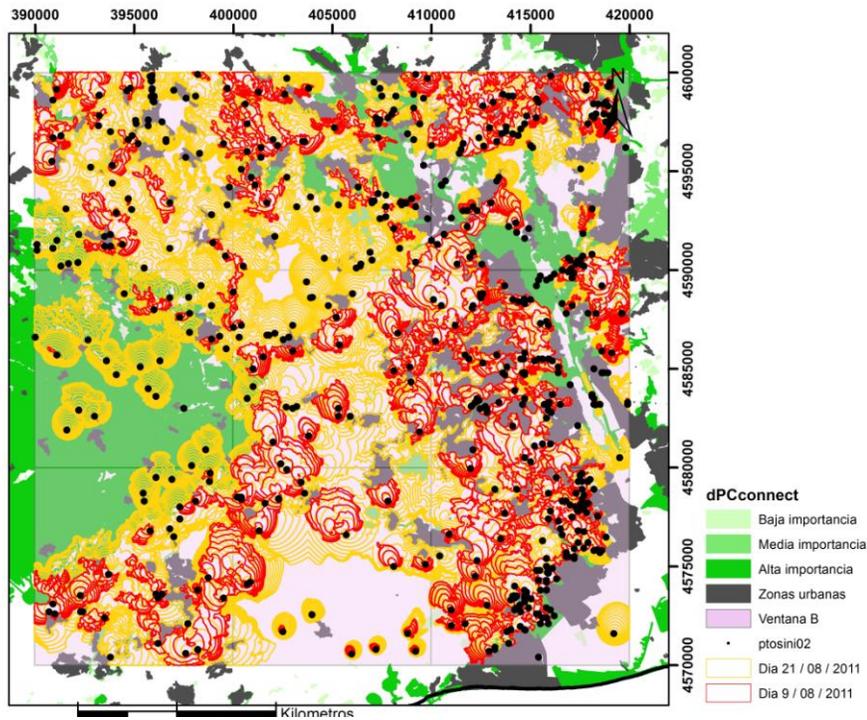


Figura 23. Áreas quemadas de simulaciones en FARSITE para la ventana B en condiciones meteorológicas medias y extremas para la actual gestión y tipo inicial de humedad baja.

Se evaluó el área quemada en la ventana A detallando una diferencia de 550 ha (22.458ha-21.908ha) y 1437 ha (82.828ha-81.391ha) para cada condición climática entre la red actual y la red sin gestión. El tipo de gestión realizada impacta considerablemente los resultados de las simulaciones, que a partir de este punto se muestran sólo para la humedad normal, dadas las escasas diferencias que las condiciones imponen. El abandono y la no-gestión implican más hectáreas quemadas, pero hay una mayor diferencia en ahorro de área quemada si se trata todo el combustible 7 (escenario 3a). Cuando se trata el combustible 7 de alta importancia para la conectividad (*dPCconnector*), la diferencia asciende a 5.372 ha (22.458ha-17.086ha) y 9.062 ha (82.828ha-73.766ha) respectivamente, como se muestra en la tabla 7.

Tabla 7. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en la Ventana A en una simulación múltiple en propagación libre en FARSITE de 12 horas y 294 puntos de ignición localizados.

Condición climática	Tipo de gestión	área de red (ha)	área gestionada (ha)	área quemada (ha)	%ha respecto a red sin gestión	% de disminución de área quemada
media	red actual 1*	6177	0	21908	97.55%	2.45%
	red sin gestión 2**	5377	-800	22458	100.00%	0.00%
	red gestión 3a, modelo 7tr.***	20451	14274	16250	72.36%	27.64%
	red gestión 3b, modelo 7tr. y <i>dPCconnet</i> alto.	17589	11412	17086	76.08%	23.92%
	red gestión 3c, modelo 7tr. y <i>dPCconnet</i> alto y área de tesela baja.	8751	2574	20873	92.94%	7.06%
extrema	red actual 1*	6177	0	81391	98.27%	1.73%
	red sin gestión 2**	5377	-800	82828	100.00%	0.00%
	red gestión 3a, modelo 7tr.***	20451	14274	72523	87.56%	12.44%
	red gestión 3b, modelo 7tr. y <i>dPCconnet</i> alto.	17589	11412	73766	89.06%	10.94%
	red gestión 3c, modelo 7tr. y <i>dPCconnet</i> alto y área de tesela baja.	8751	2574	79621	96.13%	3.87%

* Si se mantiene la gestión del modelo 9. ** Si el modelo 9 cambia a modelo de combustible 7. ***Si todo el modelo 7 cambiara a un modelo 7 tratado (7tr. con menos carga de combustible). Fuente: Elaboración propia.

La Figura 24 permite evaluar mejor la relación entre la superficie forestal tratada y la superficie potencialmente quemada obtenida en la simulación con FARSITE para cada caso

propuesto, destacando el alto impacto relativo de la gestión sobre el combustible 7 hacia un combustible 7 tratado (7tr) en teselas pequeñas que presentaron valores altos en su *dPCconnector*, que evidencia un alto impacto en el área potencialmente quemable en relación a la cantidad de área gestionada. Con una gestión básica de estas teselas (2.574 ha), a mínimos territoriales, el ahorro de área potencialmente quemable estaría entre 1.585 ha (día medio) y 3.207 ha (día extremo).

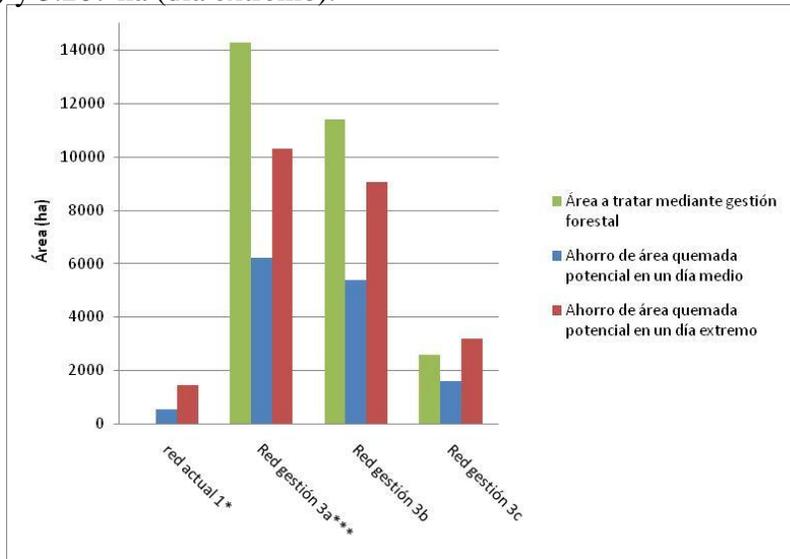


Figura 24. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en la ventana A en una simulación múltiple en propagación libre en FARSITE. Red gestión 3a (modelo 7tr.), red gestión3b (modelo 7tr. y *dPCconnector* alto) y red gestión 3c (modelo 7tr. y *dPCconnector* alto y área de tesela baja).

La repetición de simulaciones múltiples con Wildfire AnalystTM en el modo propagador, presentó resultados muy similares a las simulaciones desarrolladas en FARSITE (Tabla 8). Se evaluó el área quemada en la ventana A con Wildfire AnalystTM encontrando una diferencia de 3111 ha (71.320ha-68.209h) y 538 ha (79.957ha-79.419h) para cada condición climática, entre la red actual y la red sin gestión. Se evidencia también un alto impacto al gestionar el combustible 7 de alta importancia para la conectividad (*dPCconnector*) en teselas pequeñas (Figura 25), ya que con una gestión básica de estas teselas (2574 ha), el ahorro de área potencialmente quemable estaría entre 5.162 ha (71.320ha-66.158ha) y 3.177 ha (79.957ha-76.780ha), como se muestra en la tabla 8. Este programa aumenta el beneficio potencial del tratamiento de manera considerable, y señala que tanto en un día normal como extremo, el ahorro en superficie quemada supera a la superficie tratada.

Tabla 8. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en la Ventana A en una simulación múltiple en propagación libre en Wildfire Analyst™ de 12 horas y 294 puntos de ignición localizados.

Condición climática	Tipo de gestión	área de red (ha)	área gestionada (ha)	área quemada (ha)	%ha respecto a red sin gestión	% de disminución de área quemada
media	red actual 1*	6177	0	68209	95.64%	4.36%
	red sin gestión 2**	5377	-800	71320	100.00%	0.00%
	red gestión 3a, modelo 7tr.***	20451	14274	59347	83.21%	16.79%
	red gestión 3b, modelo 7tr. y dPCconnector alto.	17589	11412	60814	85.27%	14.73%
	red gestión 3c, modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja.	8751	2574	66158	92.76%	7.24%
extrema	red actual 1*	6177	0	79419	99.33%	0.67%
	red sin gestión 2**	5377	-800	79957	100.00%	0.00%
	red gestión 3a, modelo 7tr.***	20451	14274	70382	88.02%	11.98%
	red gestión 3b, modelo 7tr. y dPCconnector alto.	17589	11412	71123	88.95%	11.05%
	red gestión 3c, modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja.	8751	2574	76780	96.03%	3.97%

* Si se mantiene la gestión el modelo 9. ** Si el modelo 9 cambia a modelo de combustible 7. ***Si el modelo 7 cambiara a un modelo 7 tratado (7tr. con menos carga de combustible). Fuente: Elaboración propia.

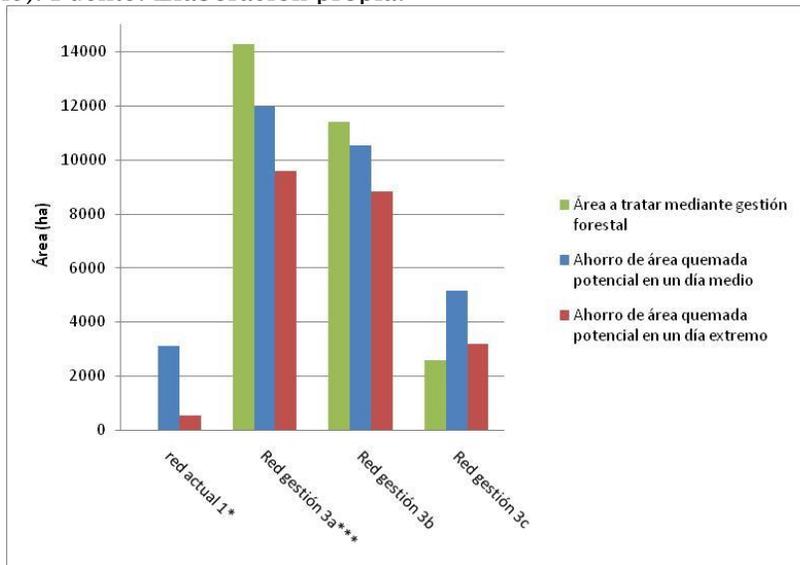


Figura 25. Estimación de la eficacia de la metodología propuesta en el escenario de estudio en una simulación múltiple en propagación libre en WildFire Analyst™ en la Ventana A. red gestión 3a (modelo 7tr.), red gestión 3b (modelo 7tr. y dPCconnector alto) y red gestión 3c (modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja).

Las salidas de las simulaciones con Wildfire Analyst™ para las Ventanas A y B se muestran en las figuras 26, 27, 28 y 29, a efectos comparativos. La contabilidad de áreas quemadas tras las simulaciones en propagación libre con Wildfire Analyst™ en Barcelona también evidencia la importancia de las áreas de baja combustibilidad y de su mantenimiento como elementos muy importantes en la prevención territorial contra incendios forestales.

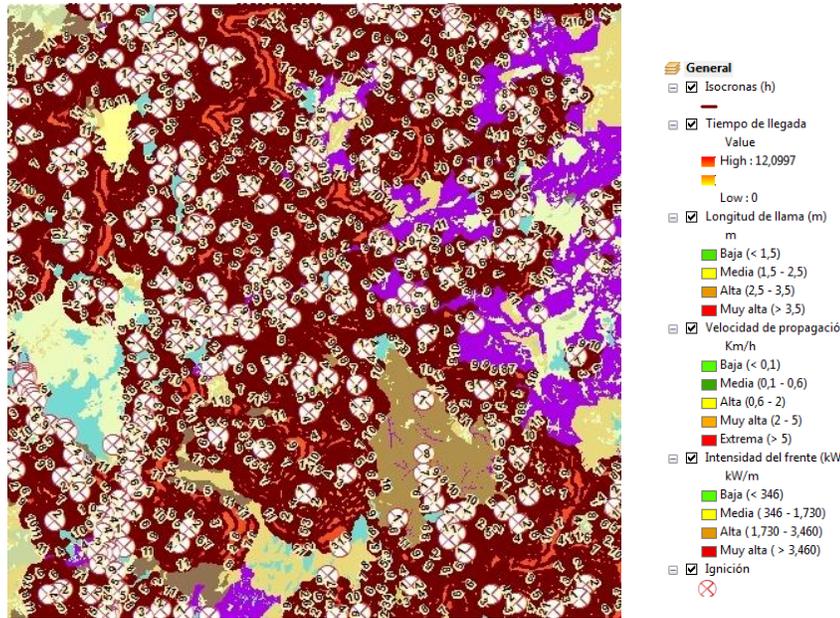


Figura 26. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana A en condiciones meteorológicas medias para la actual gestión.

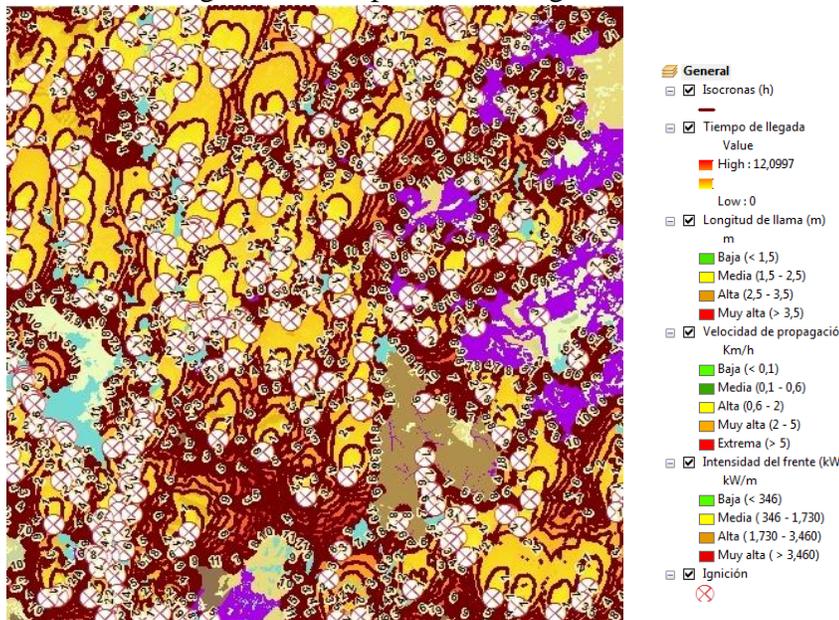


Figura 27. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana A en condiciones meteorológicas extremas para la actual gestión.

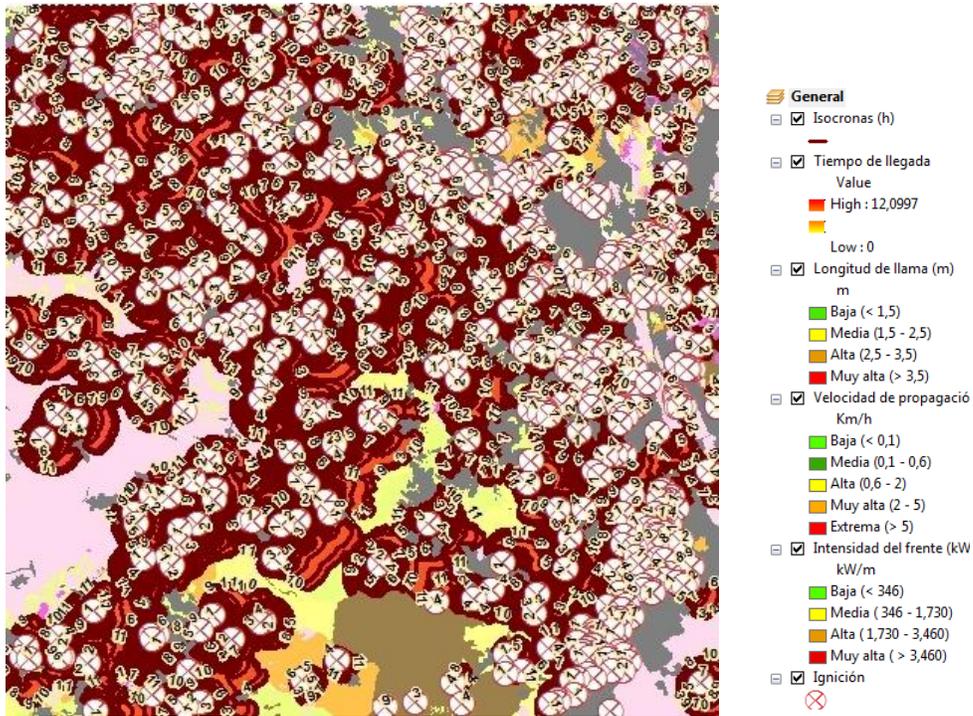


Figura 28. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana B en condiciones meteorológicas medias para la actual gestión.

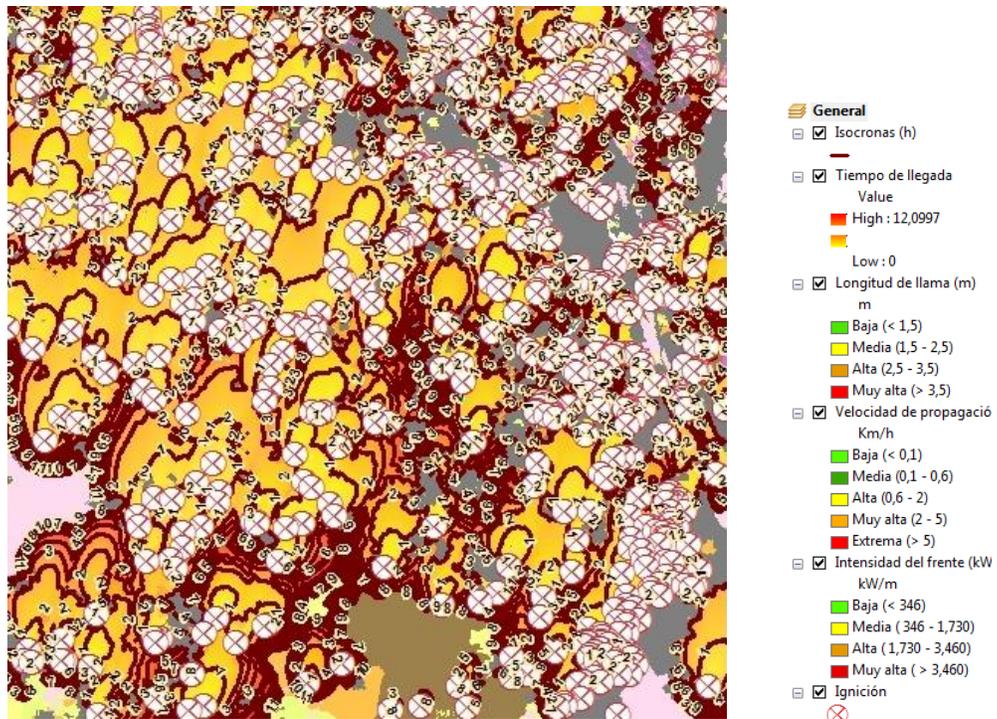


Figura 29. Áreas quemadas de simulaciones en WildFire Analyst™ para la Ventana B en condiciones meteorológicas extremas para la actual gestión.

Los resultados a partir de los cálculos WildFire Analyst™ para la ventana A, muestran un rápido efecto en el área potencialmente quemable en condiciones meteorológicas extremas. Sin embargo, las diferencias en relación a los diferentes tipos de gestión, red escenario 3a (modelo 7tr.), red escenario 3b (modelo 7tr. y dPCconnector alto) y 3) red escenario 3c (modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja), presentaron un efecto considerable en la cantidad de área quemada en la evolución del incendio en las 12 horas de simulación en propagación libre. En condiciones meteorológicas normales no hay una diferencia significativa en las primeras 2 horas de la simulación, pero, luego la diferencia aumenta gradualmente en el resto de la simulación, como se muestra en las figuras 30 y 31.

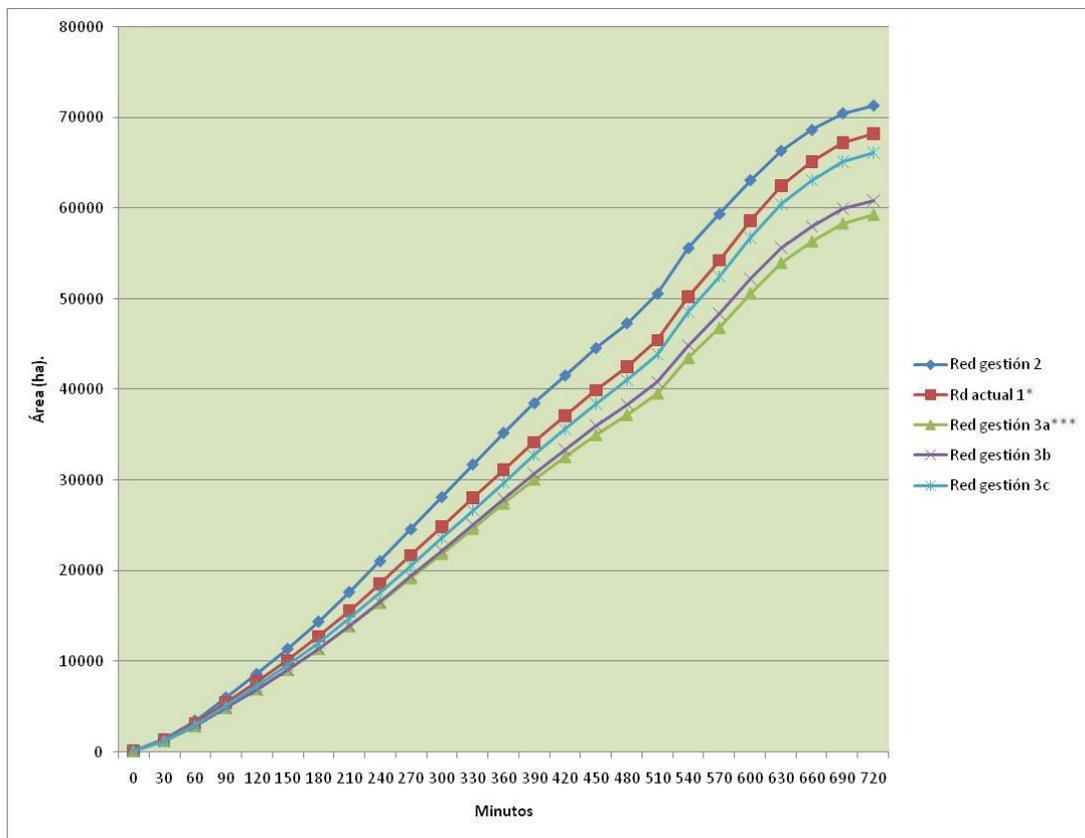


Figura 30. Evolución del área potencialmente quemable en la Ventana A del presente estudio en relación al tiempo simulado 12h (720 minutos), indicada para cada caso propuesto en condiciones meteorológicas medias calculadas en WildFire Analyst™. Red gestión actual 1, red sin gestión 2, red gestión 3a (modelo 7tr.), red gestión 3b (modelo 7tr. y dPCconnector alto) y red gestión 3c (modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja).

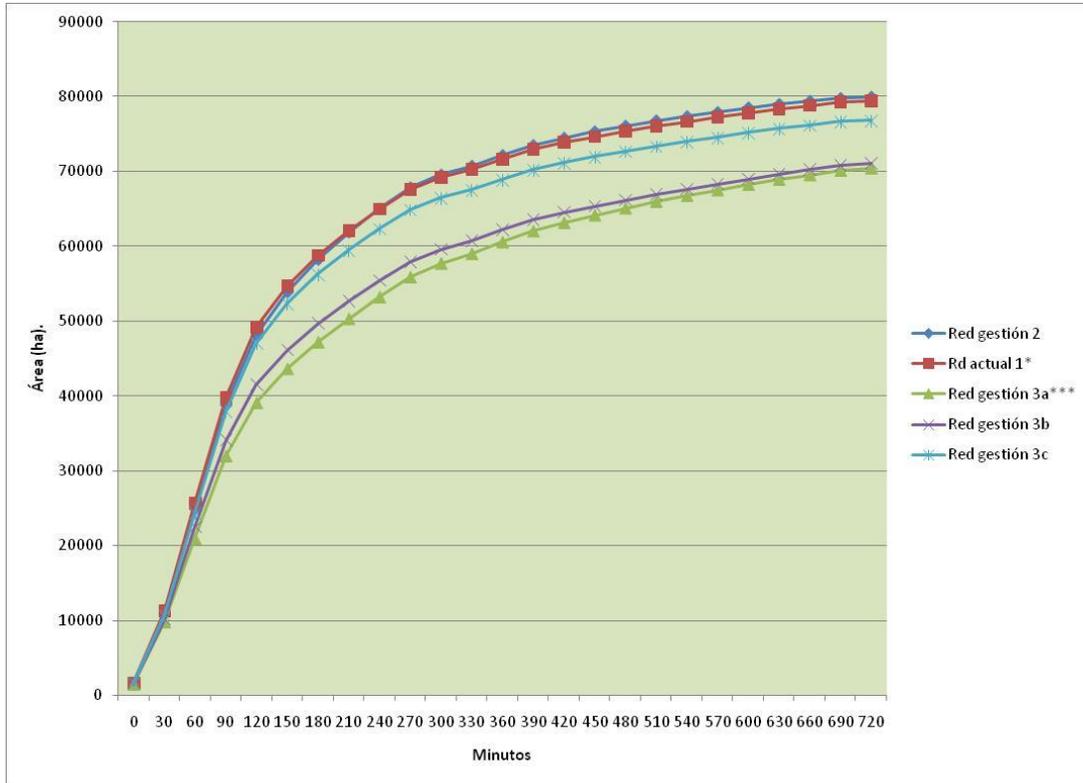


Figura 31. Evolución del área potencialmente quemable en la Ventana A del presente estudio en relación al tiempo simulado 12h (720 minutos), indicada para cada caso propuesto en condiciones meteorológicas extremas calculadas en WildFire AnalystTM.

Red gestión actual 1, red sin gestión 2, red gestión 3a (modelo 7tr.), red gestión 3b (modelo 7tr. y dPCconnector alto) y red gestión 3c (modelo 7tr. y dPCconnector alto y área de tesela baja).

5.5 Discusión.

La realización de simulaciones en una zona determinada debe considerar un gran número de variables, la mayoría de las cuales se pueden georeferenciar. Modelos como FARSITE (Finney, 2004), LANDIS (He et al., 1999), Prometeo (Anon., 2008) y Wildfire Analyst (Ramírez y Monedero, 2011), están siendo utilizados cada vez más por los administradores de parques y bomberos para apoyar decisiones hechas en tiempo real en el contexto de lucha contra incendios forestales. El WildFire AnalystTM permite de una manera rápida y efectiva, obtener resultados absolutos y acumulados del área quemada en la simulación cada 30 minutos, y de esta manera, evaluar la evolución del incendio para determinar las posibles estrategias para aplicar durante el incidente, también permite calcular la influencia de un cortafuego sobre el comportamiento del fuego, permite antes y durante la simulación

tener un escenario modificado teniendo en cuenta los componentes ambientales y físicas de un incendio y las normas de base de procedimiento para la supresión de incendios.

El uso de un SIG puede simplificar a través de un índice sintético la identificación de las áreas en las que los factores de riesgo son más severos, orientando así las líneas de actuación de los programas de lucha contra incendios (Chuvienco et al., 2007), pero la simulación de incendios reales suministra un mayor número de datos y variables de análisis. Por ejemplo, los resultados de este trabajo muestran que el tipo de humedad inicial de combustible tiene un fuerte impacto en las salidas de los modelos simulados espacialmente explícitos. En nuestro estudio el efecto exacto del modelo de simulación del incendio puede variar de región en región, dependiendo de las complejas interacciones entre los puntos de ignición, la configuración espacial de los combustibles y la topografía y las condiciones climáticas.

Estas simulaciones realizadas en propagación libre no corresponden a las condiciones reales en Barcelona, una de las provincias con mayor rapidez de detección y respuesta ante un fuego, pero sí han permitido evaluar la efectividad de las áreas clasificadas como críticas mediante el índice *dPCconnector* en el grafo del paisaje. Los resultados obtenidos de las simulaciones son de interés en perspectivas metodológicas y ecológicas para evaluar el efecto de la distribución espacial de áreas de baja combustibilidad en la prevención de grandes incendios en el paisaje actual, y posiblemente futuro, de Barcelona. Dada la situación actual del sector forestal en la España mediterránea, donde la ausencia de gestión contribuye a la persistencia de estructuras desfavorables en las masas forestales, existe un riesgo muy real de que los tratamientos de selvicultura preventiva disminuyan en el tiempo con la financiación disponible.

El tratamiento efectivo del combustible es necesario si se pretende disminuir el riesgo de grandes incendios en el paisaje es necesario priorizar. El tratamiento de la superficie de combustibles mediante tratamiento mecanizado, podría ser necesario para reducir potencialmente el comportamiento superficial del fuego (Agee and Skinner, 2005; Peterson et al., 2005), pero es inviable en miles de hectáreas. Se sabe que los tratamientos de combustibles alteran el comportamiento y severidad de los incendios dentro de los bosques tratados (Pollet and Omi 2002; Finney et al. 2005; Raymond and Peterson 2005; Cram et al.

2006; Martinson and Omi 2008; Wimberly et al. 2009). Los tratamientos de combustible están diseñados para reducir la carga y continuidad del potencial del combustible horizontal y vertical, cambiando la disponibilidad del combustible y la velocidad con la que son consumidos en un incendio. La efectividad de cada tratamiento podría variar en función del tipo, cantidad, tamaño, distribución espacial, intensidad del tratamiento, el tiempo desde su implementación, el tipo de ecosistema, la topografía y las condiciones climáticas a la vez que la ubicación geográfica. A pesar de todas estas variables, los tratamientos pueden teóricamente alterar la interacción del incendio, combustible y clima del paisaje (Finney et al. 2007), mejorando las condiciones de protección de las vidas y propiedades de las personas, y del medio forestal.

Aunque algunos autores abogan por infraestructuras clásicas de tipo lineal, la mayoría propone soluciones más acordes con la conservación de condiciones ecológicas, y la combinación de diferentes tratamientos. Por ejemplo, Suffling et al (2008) propone un cortafuego como un sistema integrado de características naturales y tratamientos forestales para incendios, por tala u otro medio, diseñado para crear un efecto regional cortafuego. Venn y Calvin (2005) revisaron una variedad de enfoques que han sido aplicados en el contexto de gestión de incendios forestales, destacando que manteniendo una cubierta por debajo de un cuarenta por ciento como tratamiento se reduce la incidencia de los incendios forestales considerablemente. Un diseño cuidadoso de áreas de baja combustibilidad creados a través de quemas prescritas pueden reducir el riesgo de escape del incendio forestal a otros bosques aledaños o a bosques gestionados comercialmente (Suffling, 2008).

La presencia de áreas de baja combustibilidad afecta directamente el comportamiento y la propagación de incendios forestales dentro de sus límites, y el efecto de una red así permitiría crear cambios en el riesgo de incendio que pueden combinarse con los efectos de tratamientos individuales. Esta gestión sobre los combustibles ha sido previamente demostrada para incendios de superficie, los cuales interactúan con tratamientos simulados disminuyendo el riesgo de grandes incendios (Finney 2001; Finney et al. 2007). Con esta metodología sería posible proponer áreas nuevas y simular el efecto.

Resaltando la importancia de la gestión forestal y la selvicultura preventiva, estos análisis indican que en relación a condiciones de propagación libre en la provincia de Barcelona, la

presencia de la red actual de baja combustibilidad ha supuesto un decremento de la superficie quemada acumulada sobre 880 incendios de 148873 ha. El impacto potencial económico de la no-extinción y no-prevención (no red), si aceptamos una estimación actual de unos 3.000 euros/ha quemada (Ortuño, 2012) implicaría pérdidas por valor de 446.619.000 euros. Si la red existente se mantiene, las pérdidas potenciales decrecen en 5.592.000 euros. Si a la red existente se añade la gestión de todo el combustible 7 para disminuir su carga, las pérdidas potenciales decrecen en 35.130.000 euros. Si a la red existente se añade sólo la gestión del combustible 7 con alta importancia para la conectividad, las pérdidas potenciales decrecen en 31.401.000 euros. Si a la red existente se añade la gestión del combustible 7 con alta importancia para la conectividad y un tamaño de área de tesela bajo, las pérdidas potenciales decrecen sólo en 13.836.000 euros, pero en todos los casos debe considerarse la inversión efectuada y el balance entre inversión en tratamiento del combustible y reducción de pérdidas potenciales. Debe incorporarse el coste total de tratamiento por ha (Peman, 2013, entre 200 y 1200 €/ha dependiendo de la pendiente y densidad de matorral) de las teselas, y entonces los datos indican que es mucho más rentable la selvicultura preventiva o el tratamiento de combustible que la ocurrencia del área quemada. En el último escenario, el más eficiente en tratamientos (3c), la inversión requerida sería de 1.815.800 € (2594 ha * 700 €/ha), lo que siempre será mucho menor que 9.351.000 € (3000 €/ha quemada * 3117 ha) de pérdidas en un día normal o 15.570.000 € (3000 €/ha*5190 ha) en un día extremo.

5.6 Conclusiones.

Las simulaciones bajo diversas condiciones han conducido con alta frecuencia a una convergencia en la estimación de las superficies quemadas mediante los dos sistemas evaluados, especialmente en condiciones extremas, pero en condiciones normales presentan diferencias considerables. Aparentemente, se encontró una mayor sensibilidad a la propagación en días normales con el WildFire Analyst™ que con FARSITE. En cualquier caso, las condiciones elegidas son aproximaciones bastante cercanas a la realidad del área de estudio. Respecto al área quemada en teselas que presentan actualmente el mismo modelo de combustible que el que se había quemado históricamente, la resultante de la simulación ha sido la misma en forma y tamaño que se encuentra en el registro histórico

para la provincia de Barcelona en un 99%, por lo que este procedimiento puede ser considerado de utilidad en la planificación de la prevención de incendios.

El desarrollo de miles de simulaciones permitió identificar y cuantificar numéricamente el impacto de la existencia, posición espacial y estado de mantenimiento de áreas de bajas combustibilidad sobre la propagación de incendios. El efecto de las áreas identificadas como de máxima importancia para la conectividad (*dPCconnector*) fue correspondientemente mayor que el de otras teselas de menor importancia de acuerdo a este criterio, validando la metodología propuesta. La superficie ocupada por el modelo de combustible 9 no es muy elevada (800 ha), por lo que su abandono (nada deseable, por otro lado) implicaría cambios moderados en el paisaje, sin embargo, la gestión del modelo de combustible 7, muy abundante en las ventanas de estudio, implicaría efectuar tratamientos sobre un 15.06% del área total, una decisión política que debería considerarse en la provincia de Barcelona.

Los resultados presentados se centran primordialmente en la prevención, no la extinción de incendios. Los resultados indican que la combinación de métodos basados en grafos para la determinación de la conectividad de áreas “seguras” o de prevención pasiva y simulaciones espaciales son herramientas con un gran potencial para la mejora de la planificación forestal y territorial de la prevención de incendios, con importantes posibilidades de justificación económica.

5.7 Bibliografía

AGEE, J.K., SKINNER, C.N., 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For. Ecol. Manage.* 211, 83–96.

AGENCIA ESTATAL DE METEOROLOGÍA - MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 2011. Atlas Climático Ibérico. Editorial Closas-Orcoyen S. L. ISBN: 978-84-7837-079-5 Pp. 80.

ANDREWS P., FINNEY M., FISCHETTI M. 2007. Predicting wildf ires. *Scientific American*, August, 47–55.

ANON. A. 2008. Prometheus: The Canadian Wildfire Growth Model. Retrieved June 5, 2008 from <http://www.firegrowthmodel.com>.

CRAM D.S., BAKER T.T., BOREN J.C. 2006. Wildland fire effects in silviculturally treated vs. untreated stands of New Mexico and Arizona. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Research Paper RMRSRP-55. (Fort Collins, CO).

CHUVIECO E., 1996. Fundamentos de teledetección espacial. 5^a ed. revisada, Ed. RIALP S.A., Madrid, 570 pp.

CHUVIECO E., MARTÍN M. P. 2007. Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales. CSIC, Instituto de Economía y Geografía. Madrid.

FINNEY M.A., 1998. FARSITE: fire area simulator model development and evaluation. USDA Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 47.

FINNEY M.A. 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science* 47, 219–228.

FINNEY M.A. 2004. FARSITE: fire area simulator – model development and evaluation. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, 47 pp.

FINNEY M.A., MCHUGH C.W., GRENFELL I.C. 2005. Stand- and landscape-level effects of prescribed burning on two Arizona wildfires. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 1714–1722. doi:10.1139/X05-090.

FINNEY M.A. 2005. The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 211, 97–108.

FINNEY M.A., SELI R.C., MCHUGH C., AGER A.A., BAHRO B., AGEE J.K. 2007. Simulation of long-term landscape level fuel treatment effects on large wildfires. *International Journal of Wildland Fire* 16, 712–727. doi:10.1071/WF06064.

FORRESTEL A.B., MORITZ M.A., STEPHENS S.L. 2011. Landscape-Scale vegetation change following fire in Point Reyes, California, USA. *Fire Ecology* 7(2):114-128.

HE S.H., MLADENOFF D.J., BOEDER J., 1999. An object-oriented forest landscape model and its representation of tree species. *Ecological Modeling* 119, 1–19.

KEANE R.E., AGEE J.A., FULE P., KEELEY J.E., KEY C., KITCHEN S.G., MILLER R., SCHULTE L.A. 2008. Ecological effects of large fires on US landscapes: benefit or catastrophe? *International Journal of Wildland Fire* 17, 696–712. doi:10.1071/WF07148

KIM Y., BETTINGER P., FINNEY M. 2009. Spatial optimization of the pattern of fuel management activities and subsequent effects on simulated wildfires. *European Journal of Operational Research*, 197, 253–265.

LOEPFE L., J. MARTINEZ-VILALTA AND PIÑOL J. 2011. An Integrative Model of Human-Influenced Fire Regimes and Landscape Dynamics. *Environmental Modelling and Software* 26 (8): 1028-1040.

MARTINSON E.J., OMI P.N. 2008. Assessing mitigation of wildfire severity by fuel treatments an example from the Coastal Plain of Mississippi. *International Journal of Wildland Fire* 17, 415–420. doi:10.1071/ WF06067.

MILLER C., PARISIEN M.A., AGER A.A., FINNEY M.A. 2008. Evaluating spatially-explicit burn probabilities for strategic fire management planning. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 119, 245–252.

MORENO J., VÁSQUEZ A., VÉLEZ R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. In: Moreno, J. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backbuy Publishers, Leiden, pp. 159–185.

ORTUÑO S., 2012. Entrevista con el Dr. Sigifredo Ortuño. (comunicación personal) Esta entrevista versó en una explicación general de los costes económicos en los incendios forestales. Madrid, Universidad Politécnica de Madrid.

PEMAN J., 2013. Entrevista con el Dr. Jesus Peman. (comunicación personal) Esta entrevista versó en una explicación de los costes económicos en los tratamientos de los modelos de combustible. Lleida, Universidad de Lleida.

PETERSON D.L. JOHNSON M.C., AGEE J.K., JAIN T.B., MCKENZIE D., REINHARDT E.R. 2005. Forest structure and fire hazard in dry forests of the western United States. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-628.

POLLET J., OMI P. 2002. Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests. *International Journal of Wildland Fire* 11, 1–10. doi:10.1071/WF01045.

RAMIREZ J., MONEDERO S., 2011. New approaches in fire simulations analysis with Wildfire Analys. The 5th International Wildland Fire Conference. Sun City, South Africa.

RAYMOND C.L., PETERSON D.L. 2005. Fuel treatments alter the effects of wildfire in a mixed evergreen forest, Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 2981–2995. doi:10.1139/X05-206.

RODRÍGUEZ S.F. & MOLINA J.R. 2012. Modeling Mediterranean forest fuels by integrating field data and mapping tools. *Eur J Forest Res* (2012) 131:571–582. Doi: 10.1007/s10342-011-0532-2.

ROTHERMEL R.C. 1972, A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels, General Technical Report INT-115, Odeon, Utah, USDA Forest Service, Intermountain Research Station.

SUFFLING R., GRANT A., FEICK R. 2008. Modeling prescribed burns to serve as regional firebreaks to allow wildfire activity in protected areas. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1815-1824.

SULLIVAN A.L., 2009. Wildland surface fire spread modelling, 1990–2007. *International Journal of Wildland Fire* 18 (4), pp. 349-403.

VEGA-GARCÍA C., CHUVIECO E. 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 21, (4): 595-605.

VENN T.J. & CALVIN D.E. 2005. Accommodating non-market values in evaluation of wildfire management in the United States: challenges and opportunities. *International Journal of Wildland Fire* 2011, 20, 327–329.

VERDÚ F., SALAS J. 2011. caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España Peninsular (1991-2005). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*. 57: 79-100.

VIEGAS D.X., BOVIO G., FERREIRA A., NOSENZO A., SOL B.. 2000. Comparative study of various methods of fire danger evaluation in southern Europe. *International Journal of Wildland Fire* 9, (4): 235-246

WIMBERLY M.C., COCHRANE M.A., BAER A., PABST K. 2009. Assessing fuel treatment effectiveness using satellite imagery and spatial statistics. *Ecological Applications* 19, 1377–1384. doi:10.1890/08-1685.1

CAPITULO

6 CONCLUSIONES GENERALES

6.1 CONCLUSIONES

La aplicación de herramientas basadas en estructuras de grafos permite identificar las áreas críticas dentro de una red de prevención pasiva en el territorio. La gestión de un sistema preventivo formado por estas áreas de baja combustibilidad o “seguras”, permite optimizar económicamente las intervenciones en la prevención contra grandes incendios forestales. En este estudio se pretendía evaluar las nuevas herramientas de la teoría de grafos en la ecología del paisaje, como estrategia complementaria en la lucha contra incendios forestales, y el objetivo se ha conseguido. Sin embargo, encontramos que a escala de paisaje se sobreestima el área de la red.

Las simulaciones con FARSITE y WildFire AnalystTM permiten tener una idea clara de las superficies quemadas. El área quemada en la simulación en teselas que presentan actualmente el mismo modelo de combustible históricamente, se han quemado de manera muy similar, por lo que estos procedimientos como lo afirman en varios estudios (Andrews et al 2007, Duguay et al., 2007, Miller et al., 2008, Ramírez y Monedero 2011), son considerado de utilidad en la planificación de la prevención de incendios.

Los resultados obtenidos conducen a la aceptación del objetivo propuesto al inicio del trabajo, concluyendo que el indicador *dPCconnector* logra ser un instrumento adecuado para la identificar de áreas con un valor insustituible para la conectividad. Nosotros aquí demostramos que estos modelos pueden ser aplicados en la planificación y gestión del bosque en la lucha contra incendios forestales. La metodología presentada a través de esta tesis ofrece nuevas perspectivas y enfoques debido a que incorpora el concepto de conectividad dentro de los planes conservación. Esto permite una gestión multifuncional y sostenible de los ecosistemas forestales.

La planificación de estrategias para prevención de incendios forestales, debe integrar no sólo parámetros de comportamiento del incendio, sino también los objetivos que desde el punto de vista de la gestión forestal sean prioritarios, con el fin de dotar las herramientas necesarias para definir la mejor estrategia, es decir aquella que garantice la seguridad del personal, sea eficiente, y además contemple la persistencia de la masa (Molina et al, 2006).

6.2 Propuestas y líneas futuras de investigación

El desarrollo potencial de estas técnicas demanda continuar investigando aspectos relacionados con la escala temporal de los análisis, que encierran en la caracterización de la progresión vegetal de avanzar formaciones más complejas y su relación con el peligro de incendios. Por lo tanto, los gestores forestales podrían lograr el mayor progreso imitando los patrones naturales causados por los incendios, mediante la creación de perturbaciones del suelo y del dosel a escala detallada en el orden de 0.1 a pocas hectáreas.

Cuando nos disponemos a cerrar esta investigación y este capítulo de nuestra vida, no podemos por más que incluir algunas de las reflexiones que han ido surgiendo en su transcurso y elaboración son las siguientes:

- Diseñar tratamientos sobre los combustibles basados en las predicciones, generadas al aplicar fuego prescrito en las áreas de alta combustibilidad que son importantes en la conectividad de modelos de alta combustibilidad (Molina et al, 2006).
- Mejores modelos de combustibles, adaptados a las diversas condiciones del mediterráneo.
- Utilizar otros simuladores Wildfire AnalystTM en modo probabilístico, Landfire, para evaluar prevención y costes (Ramírez y Monedero, 2011).
- El desarrollo de modelos aprovechando el rendimiento computacional como complemento en técnicas con sistemas de redes neuronales.
- Análisis multicriterio vinculando los elementos de sociedad.

6.3 Bibliografía

ANDREWS P., FINNEY M., FISCHETTI M. 2007. Predicting wildfires. Scientific American, August, 47–55.

DUGUY B., ALLOZA J.A., RÖDER A., VALLEJO R., PASTOR F., 2007. Modelling the effects of landscape fuel treatments on fire growth and behaviour in a Mediterranean landscape (eastern Spain). International Journal of Wildland Fire 16, 619-632.

MILLER C., PARISIEN M.A., AGER A.A., FINNEY M.A. 2008. Evaluating spatially-explicit burn probabilities for strategic fire management planning. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 119, 245–252.

MOLINA T.D.M., DELGADO F.G., GARCÍA M.D.. 2006. Uso del fuego prescrito para la creación de rodales cortafuegos: estudio del caso de Las Mesas de Ana López, Vega de San Mateo, Gran Canaria (España). *Invest Agrar: Sist Recur For* 15(3), 271-276.

RAMIREZ J., MONEDERO S., 2011. New approaches in fire simulations analysis with Wildfire Analys. The 5th International Wildland Fire Conference. Sun City, South Africa.

7 BIBLIOGRAFÍA

ADRIAENSEN F., CHARDON J.P., DE BLUST G., SWINNEN E., VILLALBA S., GULINCK H., MATTHYSEN E. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape Urban Plan* 64, 233-247.

AGEE, J.K., SKINNER, C.N., 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For. Ecol. Manage.* 211, 83–96.

AGENCIA ESTATAL DE METEOROLOGÍA - MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 2011. Atlas Climático Ibérico. Editorial Closas-Orcoyen S. L. ISBN: 978-84-7837-079-5 Pp. 80.

ALBINI F.A. 1976. “Estimating wildfire behaviour and effects”. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-30. Intermt. For. And Range Exp. Stn., Ogden.

ALCAMO, J., MORENO, J.M., NOVÁKY, B., BINDI, M., COROBOV, R., DEVOY, R.J.N., GIANNAKOPOULOS, C., MARTIN, E., OLESEN, J.E., SHVIDENKO, A., 2007. Europe. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (Eds.), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 541-580 (Chapter12).

ALESSIO GA. 2006. Plant water and volatile organic compounds in flammability risk of Mediterranean woody species. Doctoral thesis. Universita del Molise, Rome.

ANDERSON H.E., 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. USDA Forest Service Intermountain Research Station, 22.

ANDREWS P., FINNEY M., FISCHETTI M. 2007. Predicting wildf ires. *Scientific American*, August, 47–55.

ANDREWS P.L. 1986. “Behave: Fire behavior prediction and fuel modeling system - burn subsystem”. Part 1. USDA Forest Service Research, Paper INT-194.

ANON. A. 2008. Prometheus: The Canadian Wildfire Growth Model. Retrieved June 5, 2008 from <http://www.firegrowthmodel.com>.

ARCA B., DUCE P., LACONI M., PELLIZZARO G., SALIS M., SPANO D., 2007. Evaluation of FARSITE simulator in Mediterranean maquis. *International Journal of Wildland Fire* 16, 563-572.

BAILEY S. 2007. Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management*. 238, 7-23.

BARANYI, G., SAURA, S., PODANI, J., & JORDÁN, F. 2011. Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators*, 11(5), 1301-1310.

BENNETT A.F., CROOKS K.R., SANJAYAN M. 2006. The future of connectivity conservation. En: CROOKS K.R., SANJAYAN M. (eds): *Connectivity conservation*. 29-43. Cambridge University Press.

BODIN Ö., NORBERG J. 2007. A network approach for analyzing spatially structured populations in fragmented landscape. *Landscape Ecol.* 22, 31-44.

BOND W.J., WOODWARD F.I., MIDGLEY G.F. 2004. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165:525-538.

BRADSTOCK R.A., CARY G.J., DAVIES I., LINDENMAYER D.B., PRICE O.F., WILLIAMS R.J.. 2012. Wildfires, fuel treatment and risk mitigation in Australian eucalypt forests: Insights from landscape-scale simulation. *Journal of Environmental Management* 105 :66-75.

BROOKS C.P. 2006. Quantifying population substructure: extending the graphtheoretic approach. *Ecology* 87, 864-872.

BROWN, T.J., HALL, B.L., WESTERLING, A.L., 2004. The impact of twenty-first century climate change on wildland fire danger in the western United States: an applications perspective. *Climatic Change* 62 (1), 365-388.

BUNN A.G., URBAN D.L., KEITT T.H. 2000. Landscape connectivity: A conservation of graph theory. *Journal of Environmental Management*. 59: 265 – 278.

BUTLER B.W., FORTHOFFER J.M., STRATTON R.D., FINNEY M.A., BRADSHAW, L.S., 2005. Fire growth simulations of the Price Canyon, Thirtymile and Storm King Mountain fires using high resolution wind simulation tools and FARSITE, Joint Sixth Symposium on Fire and Forest Meteorology/Interior West Fire Council Conference: Canmore, AB, Canada.

CALABRESE J.M., FAGAN W.F., 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2:529-536.

CARLSON, D. J., REICH, P. B., & FRELICH, L. E. 2011. Fine-scale heterogeneity in overstory composition contributes to heterogeneity of wildfire severity in southern boreal forest. *Journal of Forest Research*, 16(3), 203-214.

CARMEL Y., PAZ S., JAHASHAN F., SHOSHANY M., 2009. Assessing fire risk using Monte Carlo simulations of fire spread. *Forest Ecology and Management* 257, 370-377.

CARVALHO, A., FLANNIGAN, M., LOGAN, K., GOWMAN, L., MIRANDA, A., BORREGO, C., 2010. The impact of spatial resolution on area burned and fire occurrence projections in Portugal under climate change. *Climatic Change* 98 (1), 177-197.

CARY G.J., BRADSTOCK R.A., GILL A.M. AND WILLIAMS R.J. 2012. Global change and fire regimes in Australia. In *Flammable Australia: Fire Regimes, Biodiversity and Ecosystems in a Changing World* (Eds. Bradstock RA, Gill AM, Williams RJ). pp. 149–169. CSIRO Publishing, Melbourne.

CATRY FX, REGO FC, BAÇÃO FL, MOREIRA F. 2009. Modelling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. *Int J Wildland Fire* 18(8):921–931

CHUVIECO E., AGUADO I., YEBRA M., NIETO H., SALAS J., MARTÍN M.P., et al. 2010. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling* 221, (1): 46-58.

CHUVIECO E., 1996. Fundamentos de teledetección espacial. 5ª ed. revisada, Ed. RIALP S.A., Madrid, 570 pp.

CHUVIECO E., AGUADO I., YEBRA M., NIETO H., MARTÍN M.P., VILAR L., et al. 2007. Generación de un Modelo de Peligro de Incendios Forestales mediante Teledetección y SIG - Teledetección. Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional - vol.1 - Asociación Española de Teledetección. 8pp.

CHUVIECO E., ALLGÖWER B., SALAS F.J., 2003. Integration of physical and human factors in fire danger assessment. In: CHUVIECO, E. (Ed.), Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data. World Scientific Publishing, Singapore, pp. 197–218.

CHUVIECO E., MARTÍN M. P. 2007. Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales. CSIC, Instituto de Economía y Geografía. Madrid.

COVINGTON W.W., FULÉ P.Z., MOORE M.M., HART S.C., KOLB T.E., MAST J.N., SACKETT S.S., WAGNER R.R. 1997. Restoring ecosystem health in ponderosa pine forests of the southwest. *J. Forest.* 95, 23-29.

CRAM D.S., BAKER T.T., BOREN J.C. 2006. Wildland fire effects in silviculturally treated vs. untreated stands of New Mexico and Arizona. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Research Paper RMRSRP-55. (Fort Collins, CO).

CROOKS K.R., SANJAYAN, M., 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.), *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–19.

DEBUSSCHE M., LEPART J., DERVIEUX, A. 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecol. Biogeogr.* 8, 3–15.

DEEMING J.E., BURGAN, R.E., COHEN, J.D. 1977. "The National Fire Danger Rating System". USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-39. Intermt. For. And Range Exp. Stn. Ogden.

DEMIR M., KUCUKOSMANOGLU A., HASDEMIR M., OZTURK T., ACAR H.H. 2009. Assessment of forest roads and firebreaks in Turkey. *African Journal of Biotechnology*. 8(18):4553-4561.

DOERR V., BARRETT A.J.T., DOERR, E.D. 2011. Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: A response to Hodgson et al. *Journal of Applied Ecology* 48, (1): 143-147.

DUGUY B., ALLOZA J.A., RÖDER A., VALLEJO R., PASTOR F., 2007. Modelling the effects of landscape fuel treatments on fire growth and behaviour in a Mediterranean landscape (eastern Spain). *International Journal of Wildland Fire* 16, 619-632.

DYER R., JACKLYN P., PARTRIDGE I., RUSSELL-SMITH J., WILLIAMS R.J. 2001. 'Savanna Burning: Understanding and Using Fire in Northern Australia.' (Tropical Savannas Cooperative Research Centre: Darwin).

ERÖS T., SCHMERA D., SCHICK R.S. 2011. Network thinking in riverscape conservation: a graph-based approach. *Biol. Conserv.* 144, 184–192.

ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

ESRI. 1999. ArcView GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. New York.

EVANS A.M., EVERETT R.G., STEPHENS S.L., YOUTZ J.A. 2011. Comprehensive fuels treatment practices guide for mixed conifer forests: California, central and southern Rockies, and the Southwest. Joint Fire Science Program fuel treatment guide, The Forest Guild, Santa Fe, NM.

FALK D., MILLER C., MCKENZIE D., BLACK A., 2007. Cross-scale analysis of fire regimes. *Ecosystems* 10 (5), 809-823.

FALL A., FORTIN, M., MANSEAU M., O'BRIEN D. 2007. Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* 10, 448–461.

FERNANDES, P., LUZ, A., LOUREIRO, C., GODINHO-FERREIRA, P., BOTELHO, H., 2006. Fuel modelling and fire hazard assessment based on data from the Portuguese National Forest Inventory. In: Viegas, D.X. (Ed.), Proceedings V International Conference Forest Fire Research, 27–30 November 2006. Figueira da Foz, Coimbra, Portugal.

FERRARI J.R., LOOKINGBILL T.R., NEEL M.C. 2007. Two measures of landscape-graph connectivity: assessment across gradients in area and configuration. *Landscape Ecology*. 22, 1315–1323.

FINNEY M.A. 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science* 47, 219–228.

FINNEY M.A. 2004. FARSITE: fire area simulator – model development and evaluation. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, 47 pp.

FINNEY M.A. 2005. The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 211, 97–108.

FINNEY M.A., 2007. A computational method for optimising fuel treatment locations. *International Journal of Wildland Fire* 16, 702-711.

FINNEY M.A., MCHUGH C.W., GRENFELL I.C. 2005. Stand- and landscape-level effects of prescribed burning on two Arizona wildfires. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 1714–1722. doi:10.1139/X05-090.

FINNEY M.A., SELI R.C., MCHUGH C., AGER A.A., BAHRO B., AGEE J.K. 2007. Simulation of long-term landscape level fuel treatment effects on large wildfires. *International Journal of Wildland Fire* 16, 712–727. doi:10.1071/WF06064.

FINNEY M.A., 1998. FARSITE: fire area simulator model development and evaluation. USDA Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 47.

FLANNIGAN, M.D., STOCKS, B.J., WOTTON, B.M., 2000. Climate change and forest fires. *The Science of the Total Environment* 262 (3), 221-229.

FORESTRY CANADA FIRE DANGER GROUP. 1992. "Development and structure of the Canadian fire behavior prediction system". Information Rep. ST-X-3 (Forestry Canada).

FORMAN R.T.T. 1998. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

FORRESTEL A.B., MORITZ M.A., STEPHENS S.L. 2011. Landscape-Scale vegetation change following fire in Point Reyes, California, USA. *Fire Ecology* 7(2):114-128.

FU W., LIU S., DEGLORIA S.D., DONG S., BEAZLEY R. 2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in xishuangbanna, southwest china. *Landscape and Urban Planning* 95, (3): 122-129.

FUJIOKA F., 2002. A new method for the analysis of fire spread modeling errors. *International Journal of Wildland Fire* 11, 193-203.

GALPERN P., MANSEAU M., FALL A. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: a guide to construction, analysis and application for conservation. *Biol. Conserv.* 144, 44-55.

GARCÍA-FECED C., SAURA S., ELENA-ROSSELLÓ R. 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management* 261, (1): 154-161.

GRAHAM R.T., MCCAFFREY S., JAIN T.B. 2004. Science basis for changing forest structure to modify wildfire behavior and severity. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, General Technical Report RMRS-GTR-120. (Ogden, UT).

GRALEWICZ, N.J. 2010. Spatial and temporal patterns of wildfire occurrence and susceptibility in Canada. Electronic thesis and dissertations. Department of Geography, University of Victoria, Canada

GURRUTXAGA M., L. RUBIO, AND S. SAURA. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the cantabrian range to the western alps (SW europe). *Landscape and Urban Planning*. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.02.036.

GURRUTXAGA M., LOZANO, P.J., DEL BARRIO G. 2010. Assessing Highway Permeability for the Restoration of Landscape Connectivity between Protected Areas in the Basque Country, Northern Spain', *Landscape Research*, 35: 5, 529 — 550.

GUTIÉRREZ P.J., GOULD, M. 1994. SIG: Sistemas de Información Geográfica. Editorial Síntesis, Madrid, España.

HARARY, F., 1969. *Graph theory*. Addison Wesley, Reading, MA.

HE S.H., MLADENOFF D.J., BOEDER J., 1999. An object-oriented forest landscape model and its representation of tree species. *Ecological Modeling* 119, 1–19.

HEINSCH F.A.; ANDREWS P.L. 2010. BehavePlus fire modeling system, version 5.0: Design and Features. General Technical Report RMRS-GTR-249. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

HELY C, FORTIN MJ, ANDERSON KR, BERGERON Y (2010) Landscape composition influences local pattern of fire size in the eastern Canadian boreal forest: role of weather and landscape mosaic on fire size distribution in mixedwood boreal forest using the prescribed fire analysis system. *Int J Wildland Fire* 19(8):1099–1109.

HESSBURG P. F., & AGEE J. K. 2003. An environmental narrative of Inland Northwest United States forests, 1800e2000. *Forest Ecology and Management*, 178, 23-59.

HESSL A. E. 2011. Pathways for climate change effects on fire: models, data, and uncertainties. *Progress in Physical Geography*, 35, 393-407.

HESSL A. E., MCKENZIE D., & SCHELLHAAS R. 2004. Drought and pacific decadal oscillation linked to fire occurrence in the inland Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 14, 425-442.

HODGSON J.A., THOMAS C.D., WINTLE B.A., MOILANEN A. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: Back to basics. *Journal of Applied Ecology* 46, (5): 964-969.

JOHNSON E.A., 1992. *Fire and Vegetation Dynamics, Studies from the North American Boreal Forest*. Cambridge University Press., Cambridge.

JORDÁN F., MAGURA T., TOTHMERESZ B., VASAS V., KODOBOCZ V. 2007. Carabids (Coleoptera: Carabidae) in a forest patchwork: a connectivity analysis of the Bereg Plain landscape graph. *Landscape Ecol.* 22, 1527–1539.

KEANE R.E., AGE E.J.A., FULE P., KEELEY J.E., KEY C., KITCHEN S.G., MILLER R., SCHULTE L.A. 2008. Ecological effects of large fires on US landscapes: benefit or catastrophe? *International Journal of Wildland Fire* 17, 696–712. doi:10.1071/WF07148

KEELEY J.E., APLET G.H., CHRISTENSEN N.L., CONARD S.G., JOHNSON E.A., OMI P.N., PETERSON D.L., SWETNAM T.W., 2009b. Ecological foundations for fire management in North American forest and shrubland ecosystems. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General. Technical. Report PNW-GTR-779.

KEELEY J.E., SAFFORD H., FOTHERINGHAM C.J., FRANKLIN J., MORITZ M., 2009a. The 2007 southern California wildfires: lessons in complexity. *Journal of Forestry* 107, 287-296.

KEITT, T. H. ET AL. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. – *Conservation Ecology*. 1: 15–16.

KELLOGG L. B., MCKENZIE D., PETERSON D. L., & HESSL A. E. 2008. Spatial models for inferring topographic controls on historical low-severity fire in the eastern cascade range of Washington, USA. *Landscape Ecology*, 23, 227-240.

KERNAN J.T., & HESSL A.E. 2010. Spatially heterogeneous estimates of fire frequency in ponderosa pine forests of Washington, USA. *Fire Ecology*, 6(3), 117-135.

KIM Y., BETTINGER P., FINNEY M. 2009. Spatial optimization of the pattern of fuel management activities and subsequent effects on simulated wildfires. *European Journal of Operational Research*, 197, 253–265.

LAITA A., MÖNKKÖNEN M., KOTIAHO J.S.. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation* 143, (5): 1212-1227.

LEONE V., KOUTSIAS N., MARTÍNEZ J., VEGA-GARCÍA C., ALLGÖWER B., LOVREGLIO R. 2003. The human factor in fire danger assessment. In ‘Wildland Fire Danger Estimation and Mapping. The Role of Remote Sensing Data’. (Ed. E Chuvieco) Vol. 4, pp. 143–194. (World Scientific Publishing: Singapore).

LIU, Y., STANTURF, J., GOODRICK, S., 2010. Trends in global wildfire potential in a changing climate. *Forest Ecology and Management* 259 (4), 685-697.

LLORET F., CALVO E., PONS X., DÍAZ-DELGADO R. 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17: 745- 759.

LLORET F., PIÑOL J., CASTELLNOU M. 2009. Wildfires. In: Woodward, J.C. (Ed.), *The Physical Geography of the Mediterranean Basin*. Oxford University Press, Oxford, pp. 541–558.

LOEHLE C. 2004. Applying landscape principles to fire hazard reduction. *Forest Ecology and Management* 198, 261–267. doi:10.1016/J.FORECO.2004.04.010.

LOEPFE L., J. MARTINEZ-VILALTA AND PIÑOL J. 2011. An Integrative Model of Human-Influenced Fire Regimes and Landscape Dynamics. *Environmental Modelling and Software* 26 (8): 1028-1040.

LOEPFE L., MARTINEZ-VILALTA J., OLIVERES J., PIÑOL J., LLORET F. 2010. Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenization determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* 259 (12), 2366-2374.

LOEPFE L., MARTINEZ-VILALTA J., OLIVERES J., PIÑOL J., LLORET F., 2010. Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenization determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* 259 (12), 2366-2374.

LUTZ J.A., VAN WAGTENDONK J.W., THODE A.E., MILLER J.D., & FRANKLIN J.F. 2009. Climate, lightning ignitions, and fire severity in Yosemite National Park, California, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 765-774.

MANNING A.D., GIBBONS P., LINDENMAYER D.B. 2009. Scattered trees: A complementary strategy for facilitating adaptive responses to climate change in modified landscapes? *Journal of Applied Ecology* 46, (4): 915-919.

MARTÍNEZ J., CHUVIECO E., MARTIN M.P. 2004. Estimating human risk factors in wildland fires in Spain using logistic regression: II. *International Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global Vision*. University of Cordoba, CD-Rom, Córdoba, p. 15.

MARTÍNEZ J., VEGA-GARCÍA C., CHUVIECO E. 2009. Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management* 90, 1241–1252.

MARTÍNEZ R.E. 2010. *Manual de extinción de grandes y peligrosos incendios forestales técnicas eficaces y seguras*. Edit. Mundiprensa. Madrid. España. ISBN: 978-84-8476-407-6. p. 1320.

MARTÍNEZ RUIZ, ENRIQUE. 2010. *Manual de extinción de grandes y peligrosos incendios forestales técnicas eficaces y seguras*. Edit. Mundiprensa. Madrid. España. ISBN: 978-84-8476-407-6. p. 1320.

MARTINSON E.J., OMI P.N. 2008. Assessing mitigation of wildfire severity by fuel treatments an example from the Coastal Plain of Mississippi. *International Journal of Wildland Fire* 17, 415–420. doi:10.1071/ WF06067.

MCARTHUR A.G. 1966. “Weather and grassland fire behaviour”. *Aust. For. and Timber Bureau Leaflet*, No. 100.

MEYN A., WHITE P.S., BUHK C., JENTSCH, A. 2007. Environmental drivers of large, infrequent wildfires: the emerging conceptual model. *Progress in Physical Geography* 31 (3), 287-312.

MILLER C., PARISIEN M.A., AGER A.A., FINNEY M.A. 2008. Evaluating spatially-explicit burn probabilities for strategic fire management planning. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 119, 245–252.

MILLER C., URBAN D.L.. 2000. Connectivity of forest fuels and surface fire regimes. *Landscape Ecology* 15, (2): 145-154.

MINISTERIO DE FOMENTO. 1999. Modelo Digital del Terreno 1:25000. Dirección General del Instituto Geográfico Nacional. Centro Nacional de Información Geográfica. Madrid.

MINOR E.S., LOOKINGBILL T.R. 2010. A multiscale network analysis of protected-area connectivity for mammals in the United States. *Conserv. Biol.* 24, 1549–1558.

MINOR, E.S., URBAN D.L. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology*. 22, (2): 297-307.

MISTRY J., BERARDI, A. 2005. Assessing fire potential in a Brazilian savanna nature reserve. *Biotropica* 37 (3), 439-451.

MOLINA D.M., GARASA M.A., PELLISA O., GORT J., 2004. Plan de Gestión de Grandes Incendios Forestales en el Matarraña, Teruel. Convenio CTT-C0625, Universidad de Lleida. 132 pp.

MOLINA T.D.M., DELGADO F.G., GARCÍA M.D.. 2006. Uso del fuego prescrito para la creación de rodales cortafuegos: estudio del caso de Las Mesas de Ana López, Vega de San Mateo, Gran Canaria (España). *Invest Agrar: Sist Recur For* 15(3), 271-276.

MOREIRA, F., REGO, F.C., FERREIRA, P.G. 2001. Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecol.* 16, 557–567.

MORENO J., VÁSQUEZ A., VÉLEZ R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. In: Moreno, J. (Ed.), Large Forest Fires. Backbuy Publishers, Leiden, pp. 159–185.

MORENO J., VIEDMA O., ZAVALA G., LUNA B. 2011. Landscape variables influencing forest fires in Central Spain. *Int J Wildland Fire*. 20, 678-689.

MORENO J.M., OECHEL W.C. 1994. The role of fire in Mediterranean type ecosystems. Springer, New York, p 201.

MORENO J.M., VÁSQUEZ A., VÉLEZ R. 1998 Recent history of forest fires in Spain. In 'Large Forest Fires'. (Ed. J.M. Moreno) pp. 159–185. (Backhuys Publishers: Leiden, the Netherlands).

MOUILLOT F., RAMBAL S., JOFFRE R., 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology* 8, 423-437.

MUTLU M., POPESCU S.C., ZHAO K., 2008. Sensitivity analysis of fire behavior modeling with LIDAR-derived surface fuel maps. *Forest Ecology and Management* 256 (3), 289-294.

NEEL M.C. 2008. Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). – *Biol. Conserv.* 141: 938–955.

NELSON R. M. JR., ADKINS, C.W. 1986. "Flame characteristics of wind-driven surface fires". *Canadian Journal of Forest Research*, 16: 1293-1300.

NELSON R.M.Jr. 1980. "Flame characteristics for fires in southern fuels". USDA For. Serv., Southeast. For. Exp. Stn. Asheville, North Caroline. Res. Pap. SE-205.

O'DONNELL A.J., BOER M.M., MCCAWE W. L., AND GRIERSON P.F. 2011. Vegetation and landscape connectivity control wildfire intervals in unmanaged semi-arid shrublands and woodlands in Australia. *J. Biogeogr.* 38 :112–124.

ORTUÑO S., 2012. Entrevista con el Dr. Sigifredo Ortuño. (comunicación personal) Esta entrevista versó en una explicación general de los costes económicos en los incendios forestales. Madrid, Universidad Politécnica de Madrid.

OTTMAR, R.D., PRICHARD, S.J., 2012. Fuel treatment effectiveness in forests of the upper Atlantic Coastal Plain—An evaluation at two spatial scales. *For. Ecol. Manage* 273, 17–28.

PADILLA M., VEGA-GARCÍA C. 2011. On the comparative importance of fire danger rating indices and their integration with spatial and temporal variables for predicting daily human-caused fire occurrences in Spain. *International Journal of Wildland Fire* 20, 46–58.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21, (7): 959-967.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA, S. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: Application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). – *Eur. J. For. Res.* 127: 23–31.

PAUSAS J.G. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Clim Chang* 63:337–350.

PAUSAS J.G., FERNÁNDEZ-MUÑOZ S. 2011. Fire regime changes in the western Mediterranean basin : From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*: 1-12.

PAUSAS J.L., VALLEJO R. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In ‘Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin’. (Ed. E Chuvieco) pp. 3–16. (Springer-Verlag: Berlin).

PAUTASSO M., MOSLONKA-LEFEBVRE M., JEGER M.J. 2010. The number of links to and from the starting node as a predictor of epidemic size in small-size directed networks. *Ecol. Complex.* 7, 424–432.

PEREIRA M., SEGURADO P., NEVES N. 2011. Using spatial network structure in landscape management and planning: a case study with pond turtles. *Landscape Urban Plann.* 100, 67–76.

PERRY D.A., HESSBURG P.F., SKINNER C.N., SPIES T.A., STEPHENS S.L., TAYLOR A.H. 2011. The ecology of mixed severity fire regimes in Washington, Oregon, and Northern California. *Forest Ecology and Management*, 262, 703-717.

PETERSON D.L. JOHNSON M.C., AGEE J.K., JAIN T.B., MCKENZIE D., REINHARDT E.R. 2005. Forest structure and fire hazard in dry forests of the western United States. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-628.

PIMONT F., DUPUY J., LINN R.R., DUPONT S. 2009. Validation of FIRETEC wind-flows over a canopy and a fuel-break. *International Journal of Wildland Fire* 18, 775–790.

PIÑOL J., TERRADAS J., LLORET F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Clim. Change* 38, 345–357.

POLLET J., OMI P. 2002. Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests. *International Journal of Wildland Fire* 11, 1–10. doi:10.1071/WF01045.

PONS X. 2008. MiraMon. Sistema de Información Geográfica y software de Teledetección. Bellaterra, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM. [Consulta: 03.08.2011]. Disponible en <http://www.creaf.uab.cat/MiraMon>.

PRICE O. F., EDWARDS A.C., RUSSELL-SMITH J. 2007. Efficacy of permanent firebreaks and aerial prescribed burning in western arnhem land, northern territory, australia. *International Journal of Wildland Fire*, 16(3), 295-305.

RAMIREZ J., MONEDERO S., 2011. New approaches in fire simulations analysis with Wildfire Analys. The 5th International Wildland Fire Conference. Sun City, South Africa.

RAYMOND C.L., PETERSON D.L. 2005. Fuel treatments alter the effects of wildfire in a mixed evergreen forest, Oregon, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 2981–2995. doi:10.1139/X05-206.

REGO F. 1992. Land use changes and wildfires. In 'Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes'. (Eds A. Teller, P. Mathy, J.N.R. Jeffers) pp. 367–373. (Elsevier Applied Science: London).

REINHARDT E.R. 2005. Forest structure and fire hazard in dry forests of the western United States. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-628.

RIBEIRO R., CARRETERO M.A., SILLERO N., ALARCOS G., ORTIZ-SANTALIESTRA M., LIZANA M., LLORENTE G.A. 2011. The pond network: can structural connectivity reflect on (amphibian) biodiversity patterns? *Landscape Ecol.* 26, 673–682.

RICHARDS G.D., 1990. An elliptical growth model of forest fire fronts and its numerical solutions. *International Journal for Numerical Methods in Engineering* 30, 1163-1179.

RODRÍGUEZ G. J., DEL BARRIO G., DUGUY B. 2008. Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales-A cost-surface model approach applied to surface fire spread. *Ecological Modelling* 211, (1-2): 121-141.

RODRÍGUEZ S.F. & MOLINA J.R. 2012. Modeling Mediterranean forest fuels by integrating field data and mapping tools. *Eur J Forest Res* (2012) 131:571–582. Doi: 10.1007/s10342-011-0532-2

ROTHERMEL R. C. 1983. How to predict the spread and intensity of forest and range fires, US Department of Agriculture - Forest Service. INT-143, 166.

ROTHERMEL R.C. 1972, A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels, General Technical Report INT-115, Odeon, Utah, USDA Forest Service, Intermountain Research Station.

SAFFORD H.D., STEVENS J.T., MERRIAM K., MEYER M.D., LATIMER A.M.. 2012. Fuel treatment effectiveness in California yellow pine and mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management* 274 17–28.

SALVADOR R., LLORET F., PONS X., PIÑOL J. 2005. Does fire occurrence modify the probability of being burned again? A null hypothesis test from Mediterranean ecosystems in NE Spain. *Ecol. Model.* 188, 461-469.

SAURA S. 2008. Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. – In: LAFORTEZZA R. et al. (eds), *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer, pp. 403–422.

SAURA S. 2010. Measuring connectivity in habitat mosaics: The equivalence of two existing network indices and progress beyond them. *Community Ecology* 11, (2): 217-222.

SAURA S., PASCUAL-HORTAL L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. – *Landscape Urban Plann.* 83: 91–103.

SAURA S., RUBIO L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33, (3): 523-537.

SAURA S., TORNÉ J.. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.

SAURA S., VOGT P., VELÁZQUEZ J., HERNANDO A., TEJERA R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management*. doi:10.1016/j.foreco.2011.03.017.

SCARFF F.R., WESTOBY M. 2006. Leaf litter flammability in some semi-arid Australian woodlands. *Functional Ecology* 20, 745–752. doi:10.1111/ J.1365-2435.2006.01174.X

SCHMIDT D., TAYLOR A.H., SKINNER C.N. 2008. The influence of fuels treatment and landscape arrangement on simulated fire behavior, Southern Cascade range, California. *For Ecol Manag* 255:3170–3184.

SCHWILK D.W., KEELEY J.E., KNAPP E.E., MCIVER J., BAILEY J.D., FETTIG C.J., FIEDLER C.E., HARROD R.J., MOGHADDAS J.J., OUTCALT K.W., SKINNER C.N., STEPHENS S.L., WALDROP T.A., YAUSSY D.A., YOUNGBLOOD A., 2009. The national Fire and Fire Surrogate study: effects of fuel reduction methods on forest vegetation structure and fuels. *Ecol. Appl.* 19, 285–304.

STEPHENS S.L., ADAMS M.A., HANDMER J., KEARNS F.R., LEICESTER B., LEONARD J., MORITZ M.A., 2009. Urban-wildland fires: how California and other regions of the US can learn from Australia. *Environmental Research Letters* 4, 014010, p.5.

SUFFLING R., GRANT A., FEICK R. 2008. Modeling prescribed burns to serve as regional firebreaks to allow wildfire activity in protected areas. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1815-1824.

SULLIVAN A.L., 2009. Wildland surface fire spread modelling, 1990–2007. *International Journal of Wildland Fire* 18 (4), pp. 349-403.

SYPHARD A.D., RADELOFF V.C., KEULER N.S., TAYLOR R.S., HAWBAKER T.J., STEWART S.I., et al. 2008. Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 602-613

SYPHARD A.D., SCHELLER R.M., WARD B.C., SPENCER W.D., STRITTHOLT J.R. 2011. Simulating landscape-scale effects of fuels treatments in the Sierra Nevada, California, USA. *International Journal of Wildland Fire* 20, 364–383.

TERRADAS J., PIÑOL J., LLORET F. 1998. Risk factors in wildfires along the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. In: Trabaud, L. (Ed.), *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, pp. 297–304.

URBAN D., KEITT T. 2001. Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205–1218.

VAN WAGNER C.E., 1977. Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research* 7, 23-34.

VASCONCELOS M.J.P., SILVA S., TOMÉ M., ALVIM M., PEREIRA J.M.C. 2001. Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks. *PERS* 67, 73–83.

VÁZQUEZ A., MORENO J.M. 2001. Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). *Front. Ecol. Manage.* 147, 55-65.

VEGA J.A., CUIÑAS P., FONTURBEL T., FERNÁNDEZ C., 2000. Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemas prescritas. *Cuadernos S.E.C.F.* 9, 189-198.

VEGA-GARCÍA C., CHUVIECO E. 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 21, (4): 595-605.

VEGA-GARCÍA C., TATAY-NIETO J., BLANCO R., & CHUVIECO E. 2010. Evaluation of the influence of local fuel homogeneity on fire hazard through landsat-5 TM texture measures. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 76(7), 853-864.

VEGA-GARCÍA C., WOODARD T., ADAMOWICZ L.B. 1995. A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest fires. *International Journal of Wildland Fire*. 5, 101–111.

VÉLEZ MUÑOZ, RICARDO. 2000. *La Defensa contra incendios forestales*. Edit. McGraw-Hill / Interamericana de España, S.A. Madrid. España. ISBN: 9788448127428. p. 842.

VENN T.J. & CALVIN D.E. 2005. Accommodating non-market values in evaluation of wildfire management in the United States: challenges and opportunities. *International Journal of Wildland Fire* 2011, 20, 327–329.

VERDÚ F., SALAS J. 2011. caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España Peninsular (1991-2005). Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles. 57: 79-100.

VIEDMA O., ANGELER D.G., MORENO J.M. 2009. Landscape structural features control fire size in Mediterranean forested area of central Spain. International Journal of Wildland Fire 18, 575–583. doi:10.1071/WF08030.

VIEGAS D.X., BOVIO G., FERREIRA A., NOSENZO A., SOL B.. 2000. Comparative study of various methods of fire danger evaluation in southern Europe. International Journal of Wildland Fire 9, (4): 235-246

VILA J., VARGA D., LLAUSÀS A., RIBAS A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. Doc. Anàl. Geogr. 48. 151-166.

VILAR DEL HOYO L., GÓMEZ NIETO I., MARTÍN M.P., MARTÍNEZ VEGA F.J. 2007. Análisis comparativo de diferentes métodos para la obtención de modelos de riesgo humano de incendios forestales - 4th International Wildfire Conference - vol.CDRom - Ministerio de Medio Ambiente. 28pp.

VILAR DEL HOYO L., MARTÍN M.P., MARTÍNEZ VEGA F.J. 2008. Validación de modelos de probabilidad de ocurrencia de riesgo humano de incendio forestal - En: Hernández, L. y Parreño, J. M. (Eds.), Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial, Las Palmas de Gran Canaria, Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC, ISBN: 978-84-96971-53-0. 12pp.

WESTFALL, J.A., WOODALL, C.W., 2007. Measurement repeatability of a large-scale inventory of forest fuels. For. Ecol. Manage. 253, 171–176.

WILLIAMS R.J., BRADSTOCK R.A. 2008. Large fires and biodiversity in landscapes: diversity or disaster? International Journal of Wildland Fire 17 (Issue 6; Special Issue), 688-822.

WILLIAMS, A.A.J., KAROLY, D.J., TAPPER, N. 2001. The sensitivity of Australian fire danger to climate change. *Climatic Change* 49 (1), 171-191.

WIMBERLY M.C., COCHRANE M.A., BAER A., PABST K. 2009. Assessing fuel treatment effectiveness using satellite imagery and spatial statistics. *Ecological Applications* 19, 1377–1384. doi:10.1890/08-1685.1

WITH K.A., GARDNER R.H., TURNER M.G.. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78, (1): 151-169.