



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Máster Oficial en Planificación Territorial y Gestión Ambiental

**Dinámica de combustión latente en un bosque de
Pinus halepensis Mill.**

Estudio de caso de los incendios de Rocallaura (junio-julio 2016)

XIFRÉ SALVADÓ, MIQUEL ÀNGEL

TUTORES:

ÚBEDA CARTAÑÀ, XAVIER

PRAT GUITART, NÚRIA

Trabajo Final de Máster

Barcelona

2017

RESUMEN

El presente estudio, desarrollado a raíz de los incendios que tuvieron lugar en Rocallaura (NE de la Península Ibérica) entre el 23 de junio y el 19 de julio de 2016, pretende analizar las características de combustión latente que se produjeron durante los incendios, así como sus efectos sobre el ecosistema dominado por *Pinus halepensis* Mill. Se establecieron transectos en una zona control y una zona quemada adyacentes. Se realizaron análisis de laboratorio sobre las propiedades físicas y químicas del estrato orgánico y del suelo mineral a 5 cm y a 10 cm (densidad aparente, carbono total, nitrógeno total, carbono orgánico e inorgánico, carbonatos, pH, conductividad eléctrica y cationes principales). Los resultados muestran que el incendio de baja intensidad en la zona de estudio no generó impactos negativos importantes, pero puede llegar a mantener combustión latente en el estrato orgánico del suelo. Este estudio aporta una herramienta de evaluación del potencial de ignición, consumo y propagación de la combustión latente en el estrato orgánico con el fin de estimar las re-igniciones en ecosistemas forestales mediterráneos dominados por *Pinus halepensis*. El estudio incluye un nuevo parámetro a tener en cuenta en el régimen de incendios, la «persistencia» y demuestra la importancia de introducir la combustión latente y las re-igniciones dentro del marco estratégico de integración del riesgo de incendios forestales en la planificación y la gestión forestal.

Palabras clave: combustión latente, re-ignición, contenido inorgánico, materia orgánica, estrato orgánico, humedad, densidad aparente, gestión forestal, persistencia.

ABSTRACT

This paper is built as a result of wildfires that took place in Rocallaura (NE of Iberian Peninsula) between the 23th June and 19th July of 2016. It discusses the smouldering fire properties that occurred during wildfires and their impacts on the *Pinus halepensis* Mill. forest ecosystem. Transects were established in adjacent control and post-fire zone. Laboratory analyses were carried to determinate the physical and chemical properties of both duff and mineral soil (bulk density, total carbon, total nitrogen, organic carbon, inorganic carbon, carbonates, pH, electric conductivity and major cations). The results show little negative effect on the soil after a low intensity fire, but duff may sustain smouldering fire. This paper provides an evaluation tool for the assessment of duff ignition, consumption and propagation of smouldering combustion in order to estimate re-ignitions in NE Mediterranean *Pinus halepensis* ecosystems. It includes fire persistence as a new variable to consider in present and future fire regime and proves the significance of introducing smouldering combustion and re-ignition within the strategic framework of wildfire hazard together with its integration into forest planning and management.

Key words: Smouldering fire, re-ignition, inorganic matter, organic matter, duff, humidity, bulk density, forest management, persistence.

Lista de Abreviaturas

C-0-5	zona control entre 0-5 cm de profundidad en el suelo mineral
C-5-10	zona control entre 5-10cm de profundidad en el suelo mineral
I-0-5	zona post-incendio entre 0-5 cm de profundidad en el suelo mineral
I-5-10	zona post-incendio entre 5-10cm de profundidad en el suelo mineral
D _{0, 8, 16, 24, 32, 40}	distancias sobre el transecto a 0, 8, 16, 24, 32 y 40m
T _{1, 2, 3}	transectos de la zona control
T _{4, 5, 6}	transectos de la zona post-incendio
T ^a	temperatura
GIF	Gran Incendio Forestal
O	estrato u horizonte orgánico formado por capa de fermentación (Oe) y de humus (Oa) ¹
SOM	materia orgánica del suelo (sin tener en cuenta el horizonte orgánico)
SIM	materia inorgánica del suelo (sin tener en cuenta el horizonte orgánico)
OM	materia orgánica, contenido orgánico
IM	materia inorgánica, contenido inorgánico
TC	carbono total
TN	nitrógeno total
OC	carbono orgánico
IC	carbono inorgánico
BD	densidad aparente del estrato orgánico
BDS	densidad aparente del suelo (Sin tener en cuenta el horizonte orgánico)
EC	conductividad eléctrica
Prof.	profundidad del estrato
H	contenido en humedad
C/N	relación Carbono/Nitrógeno
CIC	capacidad de intercambio catiónico total
Ca ²⁺	catión intercambiable calcio
Mg ²⁺	catión intercambiable magnesio
Na ⁺	catión intercambiable sodio
K ⁺	potasio total
S	azufre asimilable
Si	silicio asimilable
P ₍₅₀₎	probabilidad de ignición de una muestra al 50%
B _x	coeficientes del modelo lineal para la determinación de la P ₍₅₀₎
MCons ₆₀	muestras que consumen más del 60% de su contenido orgánico
MCons ₉₀	muestras que consumen más del 90% de su contenido orgánico
V _p	Velocidad de propagación
A _x	coeficientes del modelo lineal para la determinación de la V _p

¹ Este estudio se refiere a estrato orgánico, mantillo y *duff*, como el horizonte orgánico del suelo (O) excluyendo la parte de hojarasca o *litter* (Oi). (Apartado 3.3.2. *Definición de materia orgánica y estrato orgánico*).

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha realizado gracias a los Proyectos POSTFIRE (CGL2013-47862-C2-1 y 2-R) y POSTFIRE_CARE (CGL2016-75178-C2-2-R) subvencionados por el Ministerio de Economía y Competitividad y al AEI/FEDER, UE.

Este estudio quiere agradecer:

Al CCiTUB de la Universitat de Barcelona por haber facilitado sus instalaciones en los análisis de laboratorio. Al cuerpo d'Agents Rurals por la información facilitada sobre el incendio de Rocallaura. A la Txell Alcañiz y al Marcos Francos por su ayuda en la recogida de muestras y la orientación durante los análisis de laboratorio. Al Xavi Úbeda y a la Núria Prat por la elección de la temática, por el enorme interés en él, por su ayuda, tanto en el trabajo de campo como en el laboratorio y por la orientación y corrección durante el transcurso de todo este proyecto. A la Fundación Pau Costa por su interés en los resultados y apoyo en la investigación. Finalmente, agradecer a Marc Castellnou y al equipo de bomberos GRAF por confiar en este trabajo para llegar a un conocimiento más profundo sobre la problemática de las re-igniciones de incendios forestales.

TABLA DE CONTENIDO

1.	Introducción	10
2.	Hipótesis y objetivos	12
2.1.	Hipótesis	12
2.2.	Objetivos	13
3.	Estado de la cuestión	14
3.1.	Introducción	14
3.2.	Influencia del cambio climático en los incendios y los ecosistemas de clima mediterráneo continental	15
3.3.	Ecosistemas mediterráneos: bioregiones climáticas e influencia del fuego	19
3.4.	Integración del fuego en el territorio	21
3.4.1.	<i>Incendios tipo, régimen y riesgo de incendios forestales</i>	21
3.4.2.	<i>Régimen actual de incendios e integración en la planificación</i>	22
3.4.3.	<i>Aportación del conocimiento sobre futuros incendios. Punto de partida actual</i> ..	24
3.5.	Características del suelo pre y post-incendio	25
3.5.1.	<i>Definición de suelo y funciones</i>	25
3.5.2.	<i>Definición de materia orgánica y estrato orgánico</i>	25
3.5.3.	<i>Calidad del suelo e impactos post-incendio</i>	26
3.6.	Combustión latente	30
3.6.1.	<i>Definición</i>	30
3.6.2.	<i>Características y propiedades que influyen en la combustión latente</i>	31
3.6.3.	<i>Velocidad de propagación</i>	33
4.	Metodología	36
4.1.	Área de estudio.....	36
4.1.1.	<i>Incendios en Rocallaura y condiciones meteorológicas</i>	39
4.2.	Diseño experimental y trabajo de campo.....	42
4.3.	Análisis de laboratorio.....	43
4.4.	Análisis estadístico	45
4.4.1.	<i>Análisis comparativo t de Student y U de Mann-Whitney para las variables profundidad y control/post-incendio</i>	45
4.4.2.	<i>Tabla resumen, diagrama de cajas de las propiedades del suelo y matriz de correlación</i>	45
4.4.3.	<i>Análisis descriptivo del estrato orgánico en la zona control</i>	45

4.4.4. <i>Diseño experimental sobre la probabilidad de ignición del suelo</i>	45
4.4.5. <i>Diseño experimental sobre el porcentaje de consumo de combustible</i>	46
4.4.6. <i>Diseño experimental sobre el efecto de la humedad y la densidad en la velocidad de propagación del combustible</i>	47
5. Resultados	50
5.1. Resultados comparativos entre zona control y zona post-incendio.....	50
5.1.1. <i>Densidad aparente, materia orgánica y mineral</i>	50
5.1.2. <i>Carbono total, nitrógeno total, carbono orgánico e inorgánico, carbonatos y relación C/N</i>	50
5.1.3. <i>pH, conductividad eléctrica, cationes mayoritarios, potasio total, silicio y azufre disponible</i>	52
5.1.4. <i>Tabla resumen y diagramas de cajas de las propiedades del suelo</i>	53
5.1.5. <i>Matriz de correlación entre las características del suelo</i>	55
5.2. Análisis descriptivo del estrato orgánico en la zona control.....	56
5.3. Probabilidad de ignición del suelo	57
5.4. Porcentaje de consumo del combustible en el estrato orgánico	59
5.5. Determinación de la velocidad de propagación del combustible	62
6. Discusión	64
6.1. Propiedades del suelo en profundidad y post-incendio.....	64
6.1.1. <i>Densidad aparente, materia orgánica y mineral, carbono total, carbono orgánico, carbono inorgánico, carbonatos, nitrógeno total y relación C/N</i>	64
6.1.2. <i>pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, cationes mayoritarios, silicio y azufre disponible</i>	66
6.2. Combustión latente en el estrato orgánico del suelo.....	67
6.2.1. <i>Probabilidad de ignición y de consumo del combustible en el estrato orgánico</i> ...	69
6.2.2. <i>Determinación de la velocidad de propagación del combustible</i>	71
6.3. Futuros cambios en el régimen de incendios e integración del riesgo de combustión latente en la planificación y gestión forestal	73
6.4. Propuestas de mejora.....	75
6.4.1. <i>Medidas de prevención. Integración de las re-igniciones al riesgo de incendios</i> ..	75
6.4.2. <i>Medidas de predicción para políticas de extinción. Integración de re-igniciones a los modelos de propagación de incendios</i>	76
6.4.3. <i>Aplicación de actuaciones en zonas vulnerables a re-igniciones</i>	78
6.5. Verificación de las hipótesis.....	80

7. Conclusiones	82
8. Bibliografía	84
ÍNDICE DE TABLAS	94
ÍNDICE DE FIGURAS	94
ANEXOS	98
ANEXO I. Ortofoto de la zona de estudio antes del incendio.	98
ANEXO II. Ortofoto histórica del vuelo Americano (1945-1946).	98
ANEXO III. Mapa de la zona de estudio.....	99
ANEXO IV. Mapas de pendiente (izquierda) y del índice NDVI (derecha).....	99
ANEXO V. Mapa de idoneidad climática actual y futura (2050-2080) del <i>Pinus halepensis</i>	100
ANEXO VI. Tabla de pruebas de normalidad <i>Shapiro-Wilk</i>	100

1. Introducción

Este proyecto se ha realizado a raíz del incendio que tuvo lugar el 23 de junio de 2016 en la localidad de Rocallaura (Vallbona de les Monges, l'Urgell) que afectó, con distintas intensidades de fuego, a 103 Ha y que se propagó principalmente por ecosistemas forestales poco gestionados dominados por pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) y por campos agrícolas. Un mes más tarde (20 de julio de 2016), volvió a producirse un incendio en la misma zona debido a la combustión latente que persistía en ciertas áreas. Este último incendio afectó 717,5 Ha de bosque y campos agrícolas.

Según el cuerpo de bomberos GRAF (*Grup de Recolzament d'Actuacions Forestals*) de la *Generalitat de Catalunya*, el ejemplo de combustión latente en la zona de estudio no es un caso aislado, ya que en distintos incendios presentes en ecosistemas forestales del Mediterráneo occidental se han encontrado indicios que indican la presencia de combustión latente en el subsuelo, que consume materia orgánica a baja temperatura y velocidad.

Una de las posibles causas de la aparición de combustión latente es el abandono progresivo de la gestión forestal en bosques mediterráneos, que da lugar a un aumento de la biomasa del sotobosque y, en consecuencia, a un aumento de su combustibilidad. Asimismo, el calentamiento global y el aumento de eventos extremos pueden incrementar el combustible disponible en zonas más áridas, lo que genera un mayor riesgo de combustión latente.

Fueron varias las hipótesis que se generaron sobre la aparición de re-igniciones entre los incendios del 23 de junio al 19 de julio de 2016. La primera de ellas, fue la combustión latente en una zona de trincheras de la guerra civil. Este estudio la descartó después de observar *in situ* que la acumulación de materia orgánica en dichas trincheras no había combustionado. La segunda hipótesis, es la desarrollada por este proyecto y se basa en una posible combustión latente del horizonte orgánico. La tercera hipótesis que se generó fue la combustión de restos vegetales de origen agrícola y de poda que se habían enterrado largo tiempo atrás. Este estudio no pudo identificar la zona donde se produjo esta combustión y tuvo que ser descartada. Finalmente, la última hipótesis es la combustión de troncos y raíces en zonas en las que el incendio había quemado a más alta intensidad. En este estudio no se ha profundizado sobre esta hipótesis puede proporcionar información relevante para una futura investigación. Cabe mencionar que, menos la hipótesis de combustión de las trincheras, todas las otras pueden ser válidas y complementarias.

La intención de este trabajo es estudiar cuáles son los impactos que hubo en el suelo, conocer las características de la combustión latente en el sustrato orgánico del suelo

(capa de humus y fermentación) y poder orientar métodos de gestión forestal adecuados, que reduzcan, de este modo, el riesgo potencial de re-igniciones.

Los motivos personales por los que el autor ha escogido el desarrollo de este proyecto como Trabajo de Final de Máster han sido: la originalidad y novedad del tema de estudio en los ecosistemas forestales del Mediterráneo occidental; la orientación teórica que pueda tener este estudio sobre la realidad actual y futura de los regímenes de incendios; y su orientación práctica en los sistemas actuales de extinción, de gestión y de planificación forestal. El Máster en Planificación Forestal y Gestión Ambiental ha dotado al autor de las herramientas necesarias para poder desarrollar una integración de la combustión latente en el marco de la gestión forestal y la prevención de incendios.

2. Hipótesis y objetivos

2.1. Hipótesis

Las hipótesis principales del estudio son:

- Los suelos de ecosistemas forestales, situados en climas mediterráneo-continentales y con alto contenido en materia orgánica, son propicios a conservar su estructura después de un incendio de baja intensidad, al mantener el contenido de nutrientes para la recuperación del ecosistema y su resiliencia.
- La tendencia en aumento de re-igniciones en incendios de bosques mediterráneos se debe a al incremento de la materia orgánica en el suelo durante los últimos años.
- Los suelos de la zona de estudio tienen un alto contenido orgánico que podría causar combustión latente durante un largo periodo de tiempo.

Las hipótesis secundarias partiendo de las hipótesis principales son:

- El fuego residió en el subsuelo consumiendo raíces de pinos. Esta hipótesis es únicamente demostrable por descarte y este trabajo no va a profundizar en ella.
- Los suelos con alto contenido orgánico sufrieron un alto estrés hídrico, lo que provocó que el fuego se propagara de forma latente durante días.
- La alta acumulación de material orgánico seco en el estrato orgánico del suelo, particularmente en la capa de humus y fermentación, mantuvo el fuego latente.
 - La alta cantidad de musgo seco en ciertas zonas fue la causa de que se mantuviera el fuego latente.
 - La alta acumulación de humus en ciertas zonas fue la causa de que se mantuviera el fuego latente.
 - La combinación de los dos factores anteriores (alta acumulación de musgo y humus ($O_i+O_e+O_a$) fue la causa de que se mantuviera el fuego latente.
- El fuego penetró por las raíces secas de pinos y consumió restos de troncos en descomposición enterrados durante la guerra civil para establecer las trincheras, lo que generó un «efecto carbonera». Esta hipótesis se descartó en las diferentes visitas *in situ*.

2.2. Objetivos

Los objetivos de este estudio son:

- Documentar la tendencia en aumento de la acumulación de materia orgánica en bosques, así como las tendencias climáticas actuales y futuras para poder relacionarlas con la combustión latente en ecosistemas mediterráneos.
- Comparar las características del suelo pre-incendio y post-incendio mediante transectos en una zona control y en una zona quemada. Este objetivo pretende determinar si la cantidad de materia orgánica en el suelo, así como sus características químicas, varían después del incendio.
- Observar el estado del estrato orgánico del suelo después del incendio de baja intensidad y compararlo con la zona control. Determinar si se ha consumido y qué distribución espacial presenta. Este objetivo es necesario para justificar la existencia de fuego latente en la zona de estudio, en el caso de que no se encontraran diferencias en el contenido orgánico del suelo.
- Determinar las propiedades del horizonte orgánico del suelo en la zona control (contenido orgánico, contenido inorgánico, densidad aparente, humedad, etc.) y analizar sus características de combustión (ignición, consumo y propagación) mediante modelos realizados por distintos estudios.
- Proponer medidas para la integración del riesgo de combustión latente y de re-igniciones dentro del riesgo de incendios y orientar medidas de gestión y planificación forestal que puedan facilitar su disminución.

3. Estado de la cuestión

3.1. Introducción

Actualmente existe una gran problemática en torno al fuego que ha adquirido una magnitud social y ecológica significativa. Los principales hechos que han provocado los Grandes Incendios Forestales desde los años 80 han sido, por un lado, la irregularidad del clima mediterráneo, sobretudo en época estival; y por otro, el gran descenso de la población rural, que ha provocado el abandono de muchas actividades agrarias y forestales y, en consecuencia, un aumento de la superficie forestal sin gestionar (Gordi et al., 1996) .

Los efectos del fuego, que afectan tanto a los ecosistemas forestales como al territorio, se pueden dividir en cuatro grandes tipos de pérdidas: Irreparables, en las que se producen pérdidas humanas; Sociales, en las que las personas pierden su medio de supervivencia; Económicas, en las que se contabiliza las pérdidas de bienes materiales, tales como granjas, masías, etc.; y Ecológicas, en las que se destruye una buena parte del ecosistema, destacando la fuerte degradación del suelo post-incendio (Nuet y Panareda, 1994). Esta problemática ha influido en la adopción de distintas visiones durante el último siglo sobre cómo prevenir o combatir el fuego.

Hace 100.000 años que la sociedad mediterránea aprendió a utilizar el fuego y, desde entonces, ha sido una gran estimuladora de incendios (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). Primero, para conseguir nuevos cultivos o pastos y, después, como producto de la actitud incívica de muchos ciudadanos. La despoblación del medio rural provocó la remodelación del paisaje, tradicionalmente en mosaico y gestionado, hacia áreas continuas y extensas de vegetación forestal. Este hecho, junto con el aumento de la frecuencia de visitantes ocasionales, fueron las grandes causas del aumento de la superficie forestal quemada en las últimas décadas (Gordi et al., 1996) y que provocó un cambio en el régimen de los incendios forestales (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). Todos estos cambios han propiciado una generación de Grandes Incendios Forestales caracterizada por el fuego de copas, la afectación de interfaces urbanas y la simultaneidad de incendios, que limitan los recursos de extinción (Costa et al., 2011).

Por lo que respecta a los ecosistemas mediterráneos, cabe mencionar que el carácter de las plantas mediterráneas es, en buena medida, resultado de una larga adaptación al fuego. De esta manera, la mayor parte de especies se reestablecen en un corto período de tiempo después de un incendio, ya sea al rebrotar o por germinación (Trabaud, 1984).

A escala global, las principales variables que influyen en la ignición y propagación de incendios son de carácter climático: temperatura, humedad, viento y eventos extremos (Flannigan et al., 2009). A pequeña escala, el régimen de incendios está influido, además de por factores climáticos, por la cantidad y continuidad de combustible (Mouillot, et al., 2003; Pausas y Fernández-Muñoz, 2012); por la distribución espacial y el número de igniciones (Mouillot et al., 2003); por los cambios de uso del suelo; y por factores

socioeconómicos tales como las prácticas en prevención y mitigación de incendios (Brotons et al., 2013).

La tendencia en aumento de la temperatura y los periodos de sequía en el Mediterráneo (Martínez et al., 2011; Calbó et al., 2016), el consecuente aumento del estrés hídrico (Mouillot et al., 2002; Viola et al., 2008) y la acumulación de combustible en el suelo (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012) puede derivar en otro régimen de incendios en climas mediterráneos en el que se incluyan: la combustión latente y la aparición de re-igniciones. Una política de gestión adecuada para prevenir estos factores podría evitar un aumento de GIF.

3.2. Influencia del cambio climático en los incendios y los ecosistemas de clima mediterráneo continental

Las emisiones antropogénicas recientes de gases de efecto invernadero son las más elevadas de toda la historia y son la principal causa del impacto del cambio climático sobre muchos ecosistemas (IPCC, 2014). El calentamiento del sistema climático ha aumentado y, desde 1950, la atmósfera y el océano se han calentado, el ciclo del agua se ha alterado, la acumulación de nieve y hielo ha disminuido y el nivel del mar ha incrementado (IPCC, 2014). La vulnerabilidad y exposición de los ecosistemas se ve alterada por los recientes eventos climáticos extremos en el Hemisferio Norte, tales como olas de calor, incendios y lluvias torrenciales, entre otros (Trenberth et al., 2007). A escala global, las teleconexiones atmosféricas como ENSO (*El Niño-Southern Oscillation*), el PDO (*Pacific Decadal Oscillation*), el AO (*Arctic Oscillation*) y el AMO (*Atlantic Multidecadal Oscillation*) están asociadas con variaciones sistemáticas en la temperatura, la precipitación, la presión del aire, la humedad, el comportamiento del viento y a tormentas eléctricas (Trouet et al., 2009), que influyen directamente en la ignición y propagación de los incendios. El aumento de la temperatura es el factor más importante para que incremente la actividad de los incendios (Flannigan et al., 2009; Gillett et al., 2004), ya que incrementa la evapotranspiración y reduce la humedad del combustible (Roulet et al., 1992), facilitando la propagación del incendio. El incremento global de áreas quemadas por incendios forestales es un hecho contrastable, aunque existe una alta variabilidad espacial (Flannigan et al., 2009).

En el Mediterráneo occidental, las principales influencias atmosféricas generales son los anticiclones subtropicales y los vientos dominantes del suroeste y oeste, que le otorgan una gran variedad climática (Martín-Vide et al., 2016). La temperatura media, máxima y mínima diurna, en correlación con el comportamiento global, manifiestan un evidente incremento debido, principalmente, a los gases de efecto invernadero (Martínez et al., 2011) (Fig. 3.3).

A escala local, la tendencia anual de la temperatura en la comarca del Urgell es de +0,24 °C/decenio (1950-2015). En invierno es de +0,17 °C/decenio, en primavera de +0,25 °C/decenio, en verano de +0,35 °C/dec. y en otoño de +0,19 °C/dec. El IDRC (Indicador de Duración de la Racha Cálida)² y el DEC (Indicador de Duración de la Estación de Crecimiento)³ tienen una tendencia positiva y estadísticamente significativa, con un aumento de 2,9 días/decenio (BAIC, 2016) (Fig. 3.1). A largo plazo, estos cambios en los extremos de temperatura de los periodos estacionales, cuando el riesgo de incendios es más elevado (primavera y verano), podrían generar un aumento en el número de incendios y posibles cambios en su régimen (Cunillera et al., 2012).

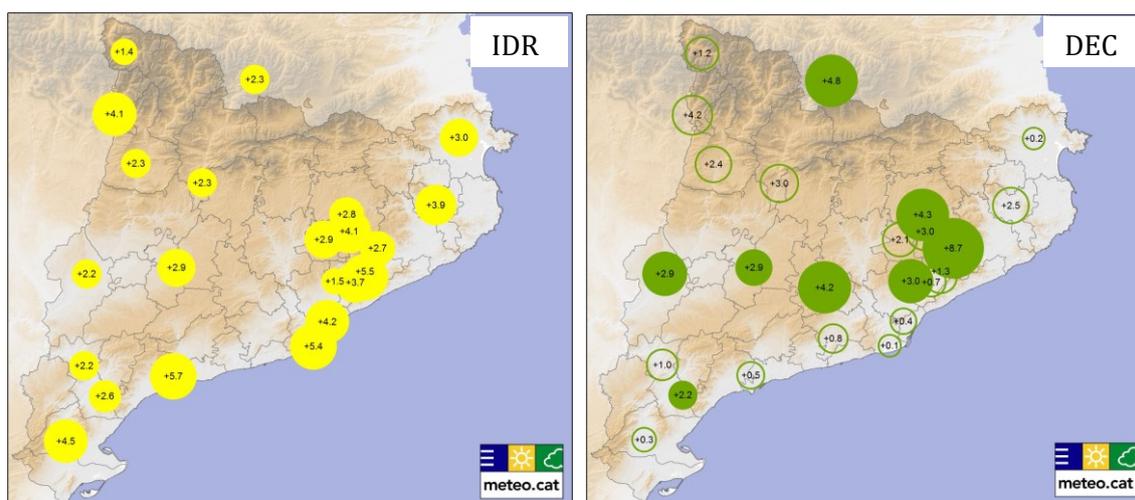


Figura 3.1. IDRC: Tendencia del Indicador de Duración de la Racha Cálida para el periodo 1950-2015, expresada en días/decenio (+2,9). DEC: Tendencia del Indicador de Duración de la Estación de Crecimiento para el periodo 1950-2015 (+2,9). El área circular es proporcional a la magnitud obtenida. El círculo indica que la variación es estadísticamente significativa ($p < ,05$) y la circunferencia indica la falta de significación estadística. Fuente: BAIC (2016)

Actualmente la afectación del cambio climático en el régimen pluviométrico del Mediterráneo occidental es menos clara y no existen evidencias estadísticamente significativas a gran escala, aunque sí se observan variaciones espaciales a pequeña escala (Martín-Vide et al., 2016). En Rocallaura, el índice LMRS (Longitud Máxima de la Racha Seca)⁴ tiene una tendencia positiva y estadísticamente significativa (+2,8 días/decenio), por lo que se puede afirmar que el periodo de sequía en verano está incrementando. Por otra parte, el PTOP (precipitación total anual en días de lluvia ($\geq 1,0\text{mm}$)) tiene una tendencia negativa y estadísticamente significativa, con una reducción de 15 mm/decenio (BAIC, 2016) (Fig. 3.2).

² IDRC= nº nº de días en un año en que, como mínimo, hay 6 días consecutivos con una T^a máxima diaria más grande que el percentil 90.

³ DEC = nº de días durante un año entre la primera racha de, como mínimo, 6 días con T^a media diaria $>5^{\circ}\text{C}$ y la primera racha después del 1 de julio con, como mínimo, 6 días con T^a media diaria $<5^{\circ}\text{C}$.

⁴ LMRS = máximo nº anual de días consecutivos en un año con precipitación inferior a 1,0mm.

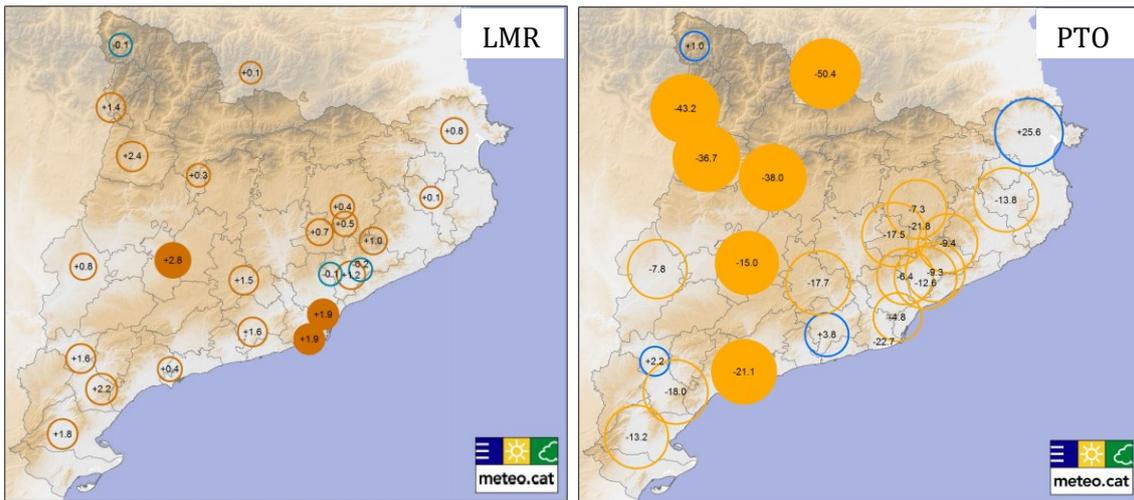


Figura 3.2. LMRS: Tendencia del índice Longitud Máxima de la Racha Seca para el periodo 1950-2015, expresada en días/decenio (+2,8). Círculo marrón: positivo; azul: negativo. **PTOT:** Tendencia del índice Precipitación Total Anual en los días de lluvia para el periodo 1950-2015, expresada en mm/decenio (-15,0). Círculo azul: positivo; naranja: negativo. El área circular es proporcional a la magnitud obtenida. El círculo indica que la variación es estadísticamente significativa ($p < ,05$) y la circunferencia indica la falta de significación estadística. Fuente: BAIC (2016).

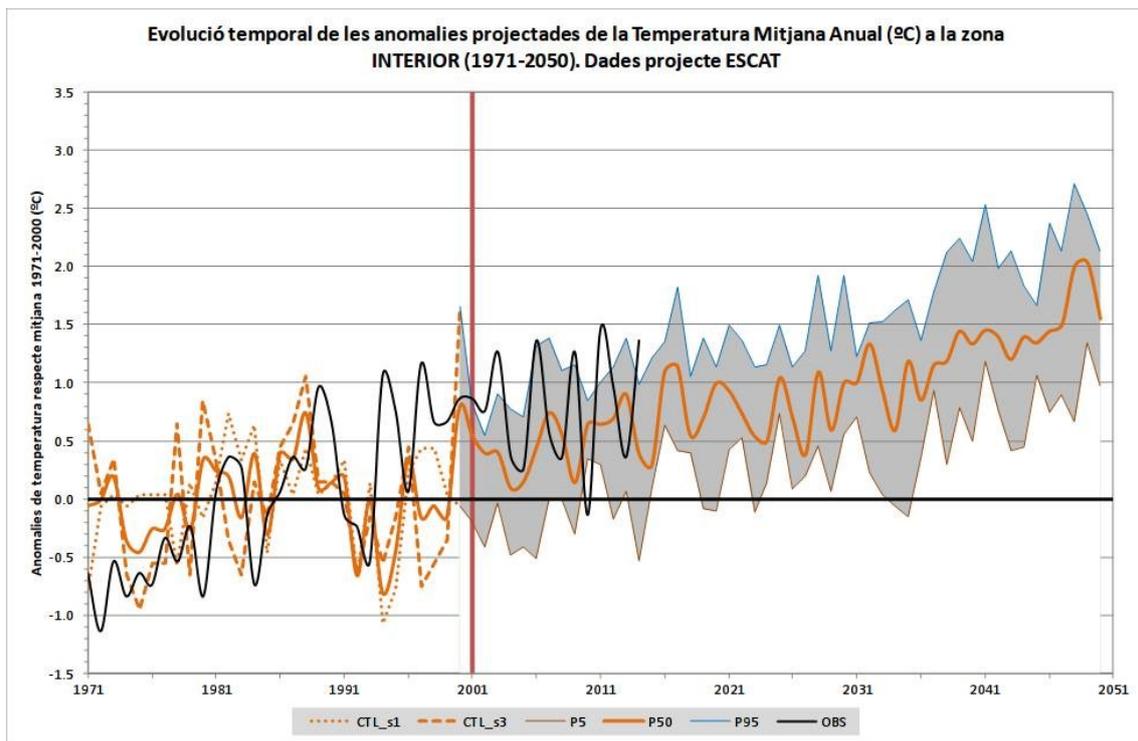


Figura 3.3. Evolución temporal de anomalías proyectadas de la T^a media anual ($^{\circ}\text{C}$) en clima mediterráneo continental (1971-2050). CTL_s1: Simulación de control s1; CTL_3: Simulación de control s3. P5, P50 y P95: Percentiles 5, 50 y 95 de las simulaciones regionalizadas desarrolladas. OBS: Media de las observaciones disponibles para el periodo 1971-2014. Fuente: *Servei Meteorològic de Catalunya* con series del BAIC.

El aumento de las condiciones de sequía y el déficit hídrico en primavera y verano provocaría un aumento del riesgo de incendios forestales (Cunillera et al., 2012). Mediante predicciones realizadas por Barrera-Escoda et al., 2014 y Gonçalves et al., 2014 en la región con clima mediterráneo-continental, la temperatura media anual aumentará +0,7 [+0,5/+1] °C en 2021. Este incremento será mayor en verano (+0,9 [0,5/1,5] °C) que en el resto de estaciones. La precipitación variará significativamente a nivel anual, con un posible aumento del 0,7 [-14,1/8] %, pero podría variar estacionalmente, con un aumento en invierno y con pérdidas en el resto de estaciones. Todos los cambios proyectados tendrían un fuerte impacto en los recursos hídricos de la zona, ya que actualmente son escasos.

Varias predicciones en las que se estimaba el déficit hídrico en ecosistemas mediterráneos (Mouillot et al., 2002; Viola et al., 2008) determinaban que una reducción en la precipitación y/o un aumento de la sequía estival provocaría un mayor estrés hídrico en las plantas, que generaría un mayor riesgo de incendio. También sería el principal factor limitante en la regeneración post-incendio de un ecosistema (Mouillot et al., 2002).

Mediante la predicción de futuros escenarios, Moriondo et al. (2006) obtuvieron, con estimaciones del IPCC y utilizando el FWI ⁵, unos resultados que indicaban un incremento del riesgo de incendios en el Mediterráneo (2071-2100). Este riesgo se observó con más agudeza en las zonas con mayor cobertura y continuidad arbórea (Alpes y Pirineos). Las características más importantes que determinaban los posibles cambios de régimen de incendios y su consecuente riesgo fueron: el incremento de estaciones con riesgo de incendio, el incremento de la duración de las estaciones con riesgo de incendio y un incremento de los eventos extremos (días con alta probabilidad de riesgo de incendios).

Khabarov et al. (2016) realizaron una estimación de la superficie quemada para el Mediterráneo en 2090 comparándola con la época de 2000 a 2008. La predicción obtuvo como resultado un incremento del 200% de la superficie quemada sin aplicar métodos de prevención. Con la aplicación de quemas prescritas, se estimaba que el porcentaje de superficie quemada tendría un incremento de menos del 50%.

⁵*Canadian Forest Fire Weather Index* es el rango de impactos del fuego basados en la temperatura, la humedad, el viento y la precipitación.

3.3. Ecosistemas mediterráneos: bioregiones climáticas e influencia del fuego

La alta variabilidad altitudinal, topográfica y espacial, junto con la característica climática biestacional, ha influido fuertemente en la riqueza de especies en el Mediterráneo, ya que contiene una elevada biodiversidad y un alto número de endemismos a escala global (FAO y Plan Bleu, 2013). Los ecosistemas forestales juegan un papel clave en el ciclo del carbono y la regulación del clima, ya que el carbón es intercambiado continuamente entre la vegetación, el suelo y la atmósfera mediante la fotosíntesis, la respiración, la descomposición y la combustión (FAO y Plan Bleu, 2013). En los bosques mediterráneos esta fijación es menor que en bosques del centro de Europa o Boreales, ya que acostumbran a caracterizarse por ser suelos con poco contenido orgánico (FAO y Plan Bleu, 2013). Por el contrario, el aumento de la masa arbórea y la falta de gestión forestal está generando un aumento del combustible (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012) que puede incrementar la cantidad de materia orgánica en el suelo y, por tanto, la fijación de carbono en el suelo (FAO y Plan Bleu, 2013).

La zona de estudio se encuentra en la región biogeográfica meso-mediterránea, en la frontera entre dos sub-regiones bioclimáticas mediterráneas: el seco estepario (Desierto de Monegros) y el mediterráneo continental (comunidades arbóreas de *Pinus* y *Quercus*, principalmente). Este carácter fronterizo la convierte en una zona muy sensible a sufrir impactos importantes debido al cambio climático y a distintas alteraciones (cambios de uso en el suelo, GIF, desertificación, etc.). Esta sensibilidad frente a impactos en el ecosistema forestal fuerza la necesidad de una renovación genética por parte del bosque (FAO y Plan Bleu, 2013). En este caso, el mosaico generado después del incendio favorece esta renovación, ya que el bosque que crezca después del incendio será más resiliente a los futuros eventos climáticos extremos (Vericat et al., 2012).

En buena medida, el carácter de las plantas mediterráneas es resultado de una larga adaptación al fuego (Trabaud, 1984). La biomasa típica de las especies mediterráneas es muy inflamable y auto-combustiona fácilmente debido a su poco contenido en humedad (Elvira y Hernando, 1989) y a su relativamente alta concentración de aceites (Almendros y González-Vila, 2012). Además, muchas especies vegetales son pirófitas, con adaptaciones anatómicas o fisiológicas de resistencia al fuego y que pueden rebrotar al cabo de muy poco tiempo o regenerarse mediante su banco de semillas (Trabaud, 1984). El carácter pirófito y esclerófilo de muchas especies son dos factores que favorecen los incendios y que representan ventajas eco-fisiológicas adaptativas en estos ecosistemas, donde el reciclaje de nutrientes es un factor limitante (Almendros y González-Vila, 2012).

Además, el *Pinus halepensis* Mill. es un ejemplo de pino con régimen de incendio de copa, ya que su forma de reproducción no es el rebrote, sino que se reproduce mediante el banco de semillas almacenado en sus piñas cerradas, que se abren después de un

incendio (Keeley, 2012). De esta manera, la renovación genética de las comunidades de *Pinus halepensis* pasa obligatoriamente por la aparición de un incendio. Cabe resaltar su fuerte adaptación a la sequía y su alta resiliencia frente al cambio climático (Doblas-Miranda, 2013) (ANEXO V).



Figura 3.4. Principales componentes del cambio global e impactos negativos en montes mediterráneos de *Quercus*. Se puede aplicar a las comunidades arbóreas de *Pinus halepensis*. Fuente: Vericat et al. (2013).

Si bien los ecosistemas naturales del Mediterráneo muestran mecanismos de resistencia y recuperación ante los cambios medioambientales y socioeconómicos, la actual situación de cambio global sobrepasa su capacidad de resiliencia (Doblas-Miranda, 2013). Entendiendo la gestión forestal adaptativa como una gestión dinámica y monitorizada de los bosques actuales, en el contexto de cambio global, sería la gestión forestal más adecuada para la adaptación de las comunidades arbóreas a los posibles impactos que puedan generarse (Vericat et al., 2013).

3.4. Integración del fuego en el territorio

3.4.1. Incendios tipo, régimen y riesgo de incendios forestales

Para que se produzca una ignición se requieren tres elementos: combustible, oxígeno y una fuente de calor. Los factores principales que condicionan la propagación de un incendio son: la topografía, la meteorología y el combustible. La interacción de estos factores determina el comportamiento de los incendios forestales (Rothermel, 1983). Incendios con las mismas condiciones meteorológicas y topográficas pueden tener una propagación similar, aunque la intensidad del fuego determinará la disponibilidad, cantidad y disposición espacial del único factor modificable por la gestión forestal, el combustible (Graham et al., 2004; Piqué et al., 2011).

Según la fuerza motriz que domina esta propagación, los incendios se pueden clasificar en 3 grupos (Rothermel, 1972): incendios por convección, que son consecuencia de la alta acumulación de combustible (vertical y horizontal); incendios de viento, que tienden a propagarse en la dirección del viento y se adaptan a la morfología del terreno; e incendios topográficos, en los que la propagación depende del relieve y del viento convectivo producido por el calentamiento de la superficie (Piqué et al., 2011). Esta clasificación ha sido ampliada por el GRAF (*Grup de Recolzament d'Actuacions Forestals dels Bombers de la Generalitat*) en cinco grupos: Incendios de convección conducidos por el viento, de convección estándar, de viento con relieve, de viento en llanuras y los topográficos estándares (Castellnou et al., 2009). Con la clasificación de los incendios tipo y las características geográficas de zonas definidas, se caracterizaron los incendios de diseño (Castellnou et al., 2009).

Pero un mismo incendio tipo no implica un comportamiento de fuego similar. Las diferencias en la estructura del combustible, los usos del suelo o los puntos de ignición condicionan el comportamiento del fuego, aunque el esquema de propagación se mantiene constante (Castellnou et al., 2009). Por lo contrario, como los incendios no son constantes ni en el tiempo ni en el espacio, es necesaria una caracterización, a lo largo de la historia, de la perturbación del fuego en un espacio determinado (Agee, 1993). Se define como régimen y se describe con los siguientes parámetros:

- **Frecuencia:** número de incendios que se producen en punto o área y en un período determinado.
- **Período de recurrencia:** inversa de la frecuencia. El tiempo necesario para que un área vuelva a verse afectada por la misma perturbación.
- **Extensión:** superficie afectada.
- **Severidad:** Impacto de la perturbación en el ecosistema.
- **Intensidad:** Magnitud física de la perturbación. Se mide como la cantidad de energía liberada por el frente del fuego.

- **Estacionalidad:** época del año en que se produce la perturbación.

Si el régimen de incendios tiene una larga historia, la vegetación y el suelo pueden estar bien adaptados a las condiciones del fuego y sus efectos tienden a no causar daños o hasta ser positivos para ese ecosistema (Power et al., 2010). Por el contrario, si el régimen del incendio cambia rápidamente, puede potenciar efectos negativos, principalmente si aumenta su intensidad y frecuencia (Moreno y Chuvieco, 2013). La caracterización de zonas de régimen homogéneo y la tipificación de los principales tipos de incendio ayudan a determinar mapas de riesgo de incendio, que establecen las bases técnicas para el desarrollo de los objetivos de planificación, de los modelos de gestión forestal y de la planificación de la prevención y la extinción en incendios (Piqué et al., 2011).

3.4.2. Régimen actual de incendios e integración en la planificación

En el periodo 1960-1990, el despoblamiento del medio rural, la baja rentabilidad de los bosques, el envejecimiento de la población rural, la estructura de propiedad atomizada y la descapitalización de las masas arbóreas (Castellnou y Nebot, 2007), modeló el paisaje, tradicionalmente en mosaico y gestionado, hacia áreas continuas y extensas de vegetación forestal (Gordi et al., 1996). La conciencia social en torno a las masas forestales era elevada y los incendios forestales se entendían como una catástrofe importante (Gordi et al., 1996), con lo que las políticas de extinción y de reforestación iban encaminadas a no alterar el bosque y a únicamente combatir el fuego (Castellnou y Nebot, 2007). Estos dos factores han influido en el aumento de la densidad de los árboles y de la superficie forestal, incrementando el combustible (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). De forma natural, el comportamiento de los incendios se ha ido adaptando a cada una de las fases de esta evolución del paisaje mediante diferentes generaciones de Grandes Incendios Forestales⁶ (Costa et al., 2011) (Fig. 3.5). Actualmente, a estos factores se les suma la tendencia climática de calentamiento y los períodos más largos de sequía, que aumentan el ya elevado riesgo de incendio (Cunillera et al., 2012).

⁶ En los años 60 aparece la primera generación de GIF. La continuidad horizontal y la falta de recursos para la extinción provoca incendios de viento y de media intensidad (1000 a 5000 Ha). En los años 70-80 aparece la segunda generación de GIF. La mayor acumulación de combustible provoca incendios de viento y topográficos más rápidos e intensos (5000 a 10000 Ha). En los años 90 aparece la tercera generación de GIF. La continuidad horizontal y vertical, causada por la falta de gestión forestal y por la extinción total de incendios de media y baja intensidad, provoca incendios de copas, convectivos y con masivos focos secundarios (10000 a 20000 Ha). En los años 2000 aparece la cuarta generación: Se incrementa la continuidad de carga de combustible entre la zona forestal y urbanizada y aparece la simultaneidad de GIF. En los mismos años, aparece la quinta generación: GIF simultáneos en zonas de riesgo, con comportamientos extremos y que involucran inter-fases urbano-forestales. (Costa et al., 2011).

En las últimas dos décadas, la concepción social sobre los incendios y sobre la no gestión del bosque está cambiando. Aunque, en mayor medida, aún exista esta fobia al fuego, una parte de la sociedad se está concienciando de que el fuego es un proceso más en la evolución de los ecosistemas mediterráneos. Este cambio de paradigma, junto con el actual régimen del fuego, ha creado la necesidad de, no sólo prevenir y combatir, sino de integrar el fuego en el territorio (Plana, 2011).

Este cambio vino determinado después de los GIF de 1994 en Catalunya: “*El fuego forestal no tiene que contemplarse únicamente como un accidente, sino que se debe entender como un elemento más a la hora de planificar y gestionar el territorio. No solamente en la planificación forestal, sino también en el desarrollo urbanístico*” (Maza, 1995 citado en Plana, 2011). A partir de estos incendios, se amplían las estrategias de gestión del riesgo de incendios forestales: se utiliza el uso del fuego como herramienta de extinción y de gestión del combustible (Castellnou y Nebot, 2007) y se incorpora la planificación de los usos del suelo a las políticas de prevención y extinción comunes (Plana, 2011).

La integración del riesgo de incendios en la planificación forestal recoge tanto el tener en cuenta el riesgo de incendios en los tratamientos silvícolas de la gestión forestal a nivel de finca (Piqué et al., 2011), como la modelización de la vulnerabilidad a la ignición y propagación de masas forestales, hasta la visión de la matriz territorial y la perspectiva de la ecología del paisaje (González et al., 2006). De este modo, todo lo relacionado con los usos ganaderos, la gestión de los bosques y la planificación urbanística y territorial afectaran tanto el peligro como la vulnerabilidad del territorio (Plana, 2011) (Tabla 3.1).

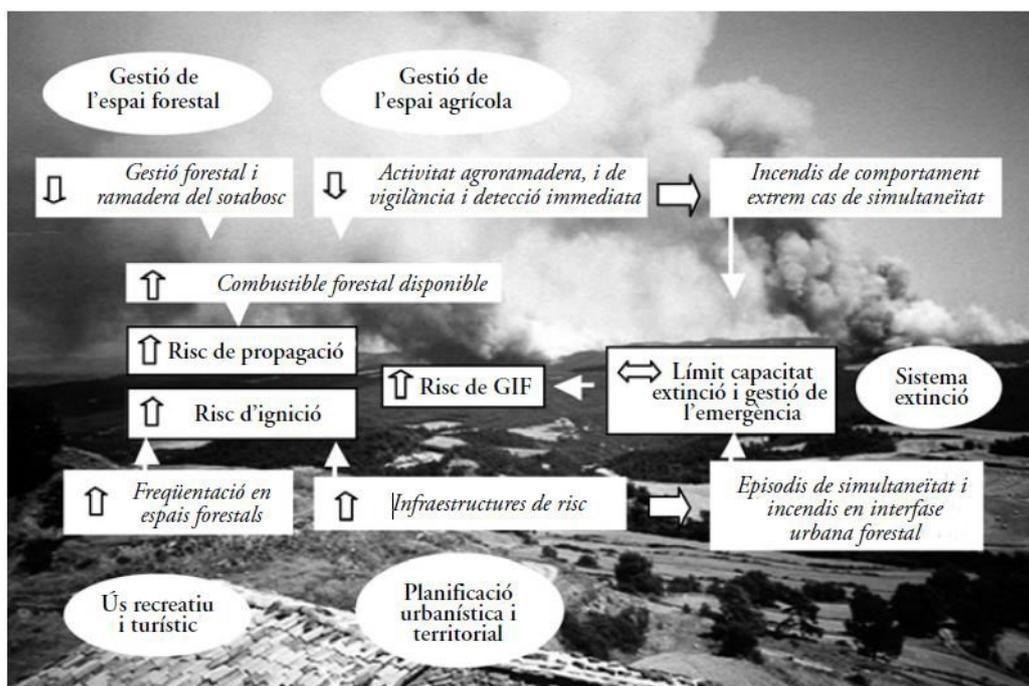


Figura 3.5. Usos relacionados con el riesgo de incendios y relaciones causa-efecto sobre el aumento del riesgo de Grandes Incendios Forestales (GIF). Fuente: Plana (2011).

Tabla 3.1. Modelo teórico de planificación forestal escalonado. Fuente: Traducido de Plana (2011).

Tipo de planificación	Escala de planificación	Ámbito de decisión	Instrumento de planificación forestal	
			General	Catalunya
Ordenación extrínseca	ESTRATÉGICA	Nacional/Autonómico	Planes forestales nacionales, regionales y autonómicos	Pla General de Política Forestal (PGPF)
	TÁCTICA	Comarcal, subregional y/o provincial	Planes de ordenación de recursos forestales (PORF)	PORF-vegueries
Ordenación intrínseca	OPERATIVA	Local, finca o bosque	Instrumentos de ordenación Forestal	Projectes d'Ordenació Forestal (POF), Plans Tècnics de Gestió i Millora Forestal (PTGMF) i Plans Simples de Gestió Forestal (PSGF)

3.4.3. Aportación del conocimiento sobre futuros incendios. Punto de partida actual

La falta de figuras de planificación forestal territorial aprobadas dificulta la integración al territorio de la gestión del riesgo de incendio (Plana, 2011; Francos et al., 2016). Además, existe una necesidad de ampliar el conocimiento sobre los patrones de propagación a distintos niveles (Plana, 2011):

- **Sistemas de extinción:** mejorar la eficiencia para preparar el territorio a nuevos incendios en condiciones extremas (actuaciones de prevención).
- **Sistemas de gestión forestal y medidas de prevención:** determinar zonas prioritarias de actuación, adaptar la gestión a la ecología del fuego de las especies forestales (régimen natural de incendios), gestión adaptada al objetivo prioritario de producción y/o prevención, planificación de quemas controladas, incentivos para aplicar los Modelos de Gestión de silvicultura productiva/preventiva (ORGEST⁷), etc.
- **Planificación territorial:** integración de la silvicultura, la ganadería y el paisaje en mosaico como medidas e infraestructuras preventivas, reducción de la vulnerabilidad de la inter-fase urbana-forestal, medidas correctoras en infraestructuras de riesgo, mejora de la capacidad de autoprotección, integración del riesgo de incendios a todas las políticas sectoriales, etc.

⁷ Modelos de Orientación de Gestión Forestal Sostenible de Catalunya (ORGEST): conjunto de herramientas técnicas de ayuda a la gestión forestal ajustadas a las condiciones del territorio catalán. En el caso del *Pinus halepensis*, los objetivos principales son: la prevención de incendios integrando la producción de madera y la prevención de incendios sin cuantificar la producción (Beltrán, et al., 2011).

3.5. Características del suelo pre y post-incendio

3.5.1. Definición de suelo y funciones

Según Soil Survey Staff (2014), el suelo, en su significado tradicional, es el medio natural para el desarrollo de plantas terrestres, ya sea compuesto por horizontes destacables o no. En un sentido social, el suelo proporciona comida, fibras, medicamentos, filtra el agua y recicla excrementos. En un significado más científico, Soil Survey Staff (1999) define el suelo como:

Cuerpo natural que comprende a sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases que ocurren en la superficie de las tierras, que ocupa un espacio y que se caracteriza por uno o ambos de los siguientes: horizontes o capas que se distinguen del material inicial como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia o por la habilidad de soportar plantas en un ambiente natural.

Otra definición más transversal es la descrita por Soil Survey Staff (2014): *El suelo consiste de horizontes cercanos a la superficie terrestre que, en contraste con su material parental subyacente, han sido alterados por las interacciones del clima, relieve y organismos vivos sobre el tiempo.*

El límite superior del suelo es la superficie entre el suelo y el aire, aguas poco profundas o plantas vivas o muertas sin descomposición. El límite horizontal del suelo puede ser el contacto con aguas profundas, áreas estériles, rocas o hielo. El límite inferior es el más difícil de definir, aunque lo más común es el contacto con la roca parental (Soil Survey Staff, 2014)

Los suelos tienen muchas propiedades que fluctúan con las estaciones del año; pueden presentar condiciones frías y calientes, o secas y húmedas en forma alternada. La actividad biológica puede disminuir o detenerse si el suelo se vuelve muy frío o muy seco. El suelo recibe flujos de materia orgánica fresca sin descomponer cuando las hojas caen o las hierbas mueren. El suelo no es estático: el pH, las sales solubles, el contenido de materia orgánica y la relación carbono-nitrógeno, el número de microorganismos, la fauna, la temperatura y la humedad del suelo, cambian durante las estaciones del año como en períodos más extensos. El suelo deberá entenderse desde perspectivas a corto y a largo plazo (Soil Survey Staff, 2014).

Las funciones que realiza el suelo en los ecosistemas son: regular el ciclo de nutrientes y de agua, filtrar y retener contaminantes, descomponer residuos orgánicos y reciclar los nutrientes esenciales para las plantas (Karlen et al., 2003).

3.5.2. Definición de materia orgánica y estrato orgánico

Se entiende como materia orgánica la constitución de sustancias orgánicas carbonadas. Es un sistema complejo de sustancias cuya dinámica es gobernada por el aporte de

residuos orgánicos de diversa naturaleza y por la transformación continua a través de factores biológicos, químicos y físicos (Hayes, 2009). Ésta se puede encontrar tanto en los horizontes minerales (SOM) como en el horizonte orgánico (OM). El principal constituyente de la materia orgánica es el carbono, que llega a representar entre el 40 y el 60% de su composición dependiendo del grado de transformación. El carbono orgánico del suelo representa un componente significativo de la reserva de carbono global y sus transformaciones regulan el contenido de dióxido de carbono en la atmósfera (FAO y Plan Bleu, 2013).

Se entiende como estrato orgánico del suelo el horizonte edafológico superficial (O) que ha acumulado materia orgánica fresca y parcialmente descompuesta, como acículas, corteza, ramas, musgos y líquenes. Este estrato contiene una parte superficial de hojarasca fresca poco descompuesta (Oi), una parte intermedia de fermentación (Oe) y una parte en contacto con el suelo mineral denominada humus y muy descompuesta (Oa) (Soil Survey Staff, 2014). Este estudio, cuando menciona el concepto de estrato orgánico del suelo hace referencia a la parte de fermentación (Oe) y humus (Oa), excluyendo la hojarasca (Oi).

3.5.3. *Calidad del suelo e impactos post-incendio*

El concepto de calidad del suelo se puede definir como: *La capacidad de un tipo de suelo específico, después de alteraciones en un ecosistema natural o gestionado, de mantener la productividad animal y vegetal, retener y mejorar la calidad del agua y el aire y mantener la salud humana y del hábitat* (Karlen et al., 1997).

La calidad del suelo está reconocida como la forma más dinámica y sensible de medir la resiliencia del suelo frente a cambios realizados por fuerzas naturales o antrópicas (Karlen et al., 2003). Según Doran (1994), los principales indicadores usados para determinar la calidad del suelo se dividen en:

- Físicos: estructura, densidad aparente, estabilidad de agregados, infiltración, profundidad del suelo superficial, capacidad de retención de agua y conductividad hidráulica saturada.
- Químicos: materia orgánica e inorgánica, carbono orgánico total, pH, conductividad eléctrica, nitrógeno, contenido en carbonatos, fósforo asimilable y potasio total.
- Biológicos: respiración del suelo, carbono de la biomasa y reacciones catalizadas por enzimas.

Los incendios son uno de los agentes naturales que genera impactos sobre la calidad de los suelos en bosques mediterráneos. Pueden alterar la calidad del suelo tanto física (estabilidad de agregados, porosidad, distribución, hidrofobicidad y escorrentía),

química (disponibilidad de nutrientes, mineralogía, pH y relación C/N), como biológica (productividad de biomasa, composición microbiana y almacenamiento de carbono) (Doerr y Cerdà, 2005; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Los impactos directos son consecuencia del calentamiento producido en los primeros centímetros de suelo y los indirectos son consecuencia de la eliminación temporal de parte de la cubierta vegetal, la incorporación de cenizas en el suelo, etc. (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). El tipo de suelo, la severidad y frecuencia de los incendios y las condiciones climáticas post-incendio influenciarán a corto, medio y largo plazo en las alteraciones de las propiedades del suelo (Certini, 2005).

Según distintos estudios, los impactos sobre la calidad del suelo a nivel físico-químico son:

- Existe un aumento de la **hidrofobicidad** causado por las cenizas al taponar los poros del suelo y a sus propiedades hidrofóbicas (Pereira et al., 2015). La ceniza producida a baja intensidad es más hidrofóbica que la producida a alta intensidad (Bodí et al., 2011), aunque no se puede asegurar que este tipo de incendios incremente la hidrofobicidad general del suelo respecto a los incendios de alta intensidad, ya que en estos últimos la capa de cenizas es mayor (Pereira et al., 2015). A largo plazo desaparece esta hidrofobicidad a causa, seguramente, de factores de erosión y de recubrimiento de la vegetación (Hubbert y Oriol, 2005).
- El **aumento de la erosión por escorrentía** varía según la intensidad del fuego y el pendiente. Las variaciones producidas en la textura, la porosidad y la estabilidad estructural repercuten en la retención de humedad y la infiltración de agua (Úbeda y Sala, 1996). La erosión del suelo tiene un impacto negativo directo sobre el **ciclo del carbono**, aunque a largo plazo se reduce fuertemente gracias al recubrimiento de la vegetación (Doerr y Cerdà, 2005; Úbeda et al., 2006; Francos et al., 2016). Cabe mencionar, que la acumulación de ceniza y acículas es particularmente efectiva para reducir la erosión por escorrentía después del incendio (Cerdà y Doerr, 2008).
- **Incremento a corto plazo del pH.** El aporte de cenizas y la solubilización de los compuestos presentes causa un incremento en el pH que varía según la cantidad y el grado de combustión de las mismas (Certini, 2005; Úbeda et al., 2005; Mataix-Solera et al., 2009; Pereira et al., 2011). No en todos los casos el pH incrementa. En suelos calcáreos este incremento es inferior debido a la alta capacidad tampón del suelo (Mataix-Solera et al., 2009). Otro elemento que puede no alterar el pH son los incendios de baja intensidad, ya que las cenizas tienen un pH más bajo (Pereira et al., 2015; Úbeda et al., 2009).

- La concentración de sales solubles, medida por **la conductividad eléctrica**, incrementa debido a la solubilización de compuestos procedentes de las cenizas (Mataix-Solera et al., 2009). Este incremento depende de la intensidad del fuego y de la consecuente mineralización de los compuestos orgánicos (Certini, 2005; Pereira et al., 2011). De este modo, un incendio con mayor temperatura (pero siendo de baja intensidad) produce una mayor mineralización (más *black carbon*⁸) que otro de menor temperatura (menos formación de black carbon) (Pereira et al., 2011). Cuanto más black carbon se encuentre en el suelo, mayor es la cantidad de cationes liberados (Lima et al., 2002), seguramente a causa de la alta oxidación de la materia orgánica (Liang et al., 2006).
- El aporte de cenizas también produce un incremento de los **cationes liberados** (Pereira et al., 2011). La facilidad en solubilizarse que tienen estos elementos es crítica para la vegetación, aunque el tipo y cantidad de nutrientes liberados depende fuertemente de la severidad del fuego y del tipo de fuego afectado (Úbeda et al., 2009). Este incremento y su composición está relacionado con el grado de mineralización y oxidación de los compuestos orgánicos (black carbon) durante el incendio (Lima et al., 2002). A intensidad baja, el pH de las cenizas es bajo y facilita la solubilidad de metales pesados. A intensidad moderada, el pH de las cenizas es de 7-8 y la mayoría de cationes que se liberan son básicos: Ca^{2+} y Mg^{2+} (Pereira et al., 2015). El fósforo disponible también aumenta fácilmente debido al aporte de cenizas en el suelo y a su gran solubilidad y movilidad (Khanna et al., 1994). Cuanto mayor es la intensidad del fuego, mayor es el aporte de fósforo disponible (Pereira et al., 2015). Las cenizas que provienen de la madera quemada también aportan grandes cantidades fácilmente liberables de Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} y K^+ (Demeyer et al., 2001; Etiégni y Campbell, 1991; Mandre et al., 2004, entre otros⁹).
- Se puede dar un descenso de la **capacidad de intercambio catiónico** al reducirse la cantidad de materia orgánica. La saturación de bases incrementa como consecuencia de la liberación de cationes básicos al combustionar la materia orgánica (Certini, 2005).
- Los **carbonatos**, generalmente no se reducen debido a su fuerte resistencia a altas temperaturas (Certini, 2005).

⁸ Carbón de color negro producido por una combustión incompleta en incendios forestales (también en combustibles fósiles), muy resistente a la degradación y que se encuentra en todos los ecosistemas naturales. La mayoría de *black carbon* procedente de la combustión queda retenida en el suelo (90%) y constituye una fracción importante del carbono secuestrado en los suelos (Liang et al., 2006).

⁹ Extraído de Pereira et al. 2011 pg. 240 y 241.

- Cada tipo de incendio y las características del ecosistema influyen de manera diferente en la reserva de **materia orgánica** y su composición química (Certini et al., 2011). Básicamente, la cantidad y calidad de la materia orgánica restante después de un incendio dependerá de la intensidad del fuego (De la Rosa et al., 2014), de la propagación de éste, de la cantidad de combustible y su combustibilidad y de la humedad del suelo (Almendros y González-Vila, 2012).

En incendios de alta intensidad, se reduce inmediatamente, aunque a largo plazo, generalmente excede el nivel anterior al incendio (Certini, 2005). Los incendios de baja intensidad pueden incrementar la cantidad de materia orgánica por una menor combustión y una aportación de material vegetal parcialmente carbonizado proveniente de las partes aéreas de las plantas que sufren el estrés post-incendio (Pereira et al., 2015; De la Rosa et al., 2014; Úbeda et al., 2005).

La calidad de la materia orgánica cambia remarcablemente. La fracción más recalcitrante aumenta. Esto ocurre cuando se queman residuos frescos y se forman nuevos compuestos aromáticos y compuestos altamente polimerizados. El material carbonizado, producto de una combustión incompleta, puede residir durante varios años en el suelo (Certini, 2005).

A largo plazo, la cantidad de **carbono** en el suelo aumenta debido a: la incorporación al suelo de residuos vegetales no quemados que están protegidos de la descomposición bioquímica; a la colonización de la zona quemada por vegetación de rápido crecimiento y a la transformación de la materia orgánica fresca a formas más recalcitrantes (De la Rosa et al., 2014). Cabe mencionar que en algunos estudios en incendios de baja intensidad se ha visto reducido a niveles anteriores al incendio (Alcañiz et al., 2016).

Es importante remarcar que los ecosistemas mediterráneos ayudan al secuestro de carbono en el suelo (De Marco et al., 2005). Este proceso es debido a la acumulación de formas estables de C (black carbon) y materia orgánica recalcitrante procedentes de incendios, que dificultan la degradación enzimática, por lo que son los procesos abióticos los responsables de la estabilización de la MO. Esta estable interacción orgánica-mineral está favorecida por el carácter climático (sequía y lluvias) de estos ecosistemas (Almendros y González-Vila, 2012).

- Se producen pérdidas en el **nitrógeno** orgánico e incrementa el nitrógeno inorgánico. Las pérdidas del N orgánico se deben a la volatilización después del incendio y a una mineralización a amonio, fácilmente asimilable para las plantas. Este amonio es absorbido en las cargas negativas de las partículas orgánicas y minerales del suelo, aunque con el tiempo se transforman en nitratos, que se liberan rápidamente. En

intensidades de fuego bajas, el contenido de nitrógeno total es más elevado (Úbeda et al., 2005), aunque a largo plazo desciende a niveles inferiores que los del pre-incendio (Alcañiz et al., 2016). La relación C/N también suele disminuir, probablemente debido a la formación de formas heterocíclicas nitrogenadas recalcitrantes (Certini, 2005).

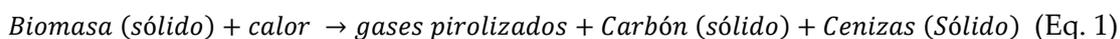
3.6. Combustión latente

3.6.1. Definición

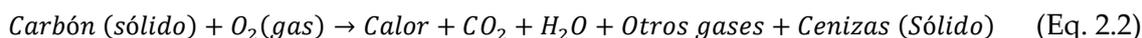
La combustión latente, conocida en inglés como *smouldering fire*, está compuesta por una reacción endotérmica y otra exotérmica, de baja temperatura y sin llama que se propaga por medio de materiales combustibles porosos (Fig. 3.6). Es el fenómeno de combustión más persistente (Ohlemiller, 1985; Rein, 2016) y más longevo que existen en la Tierra, que acostumbra a producirse en depósitos de turba o carbón de zonas tropicales y boreales (Rein, 2013). En el Mediterráneo la combustión latente se ha estudiado poco ya que estos suelos tienen menos acumulación de materia orgánica. Los impactos más importantes que produce son: la generación de nuevos incendios de llama, la liberación de carbono del suelo a la atmósfera y la eliminación de la materia orgánica del suelo (Rein et al., 2008). El proceso de combustión latente tiene lugar cuando el calor es liberado y el oxígeno ataca directamente la superficie del combustible sólido (Ohlemiller, 1985). Este fenómeno pasa comúnmente en combustibles porosos que forman carbón al calentarse (Drysdale, 2011) (Fig. 3.6 y 3.9).

Cualquier combustión con reacción exotérmica libera calor y productos gaseosos y sólidos de la combustión. Los componentes químicos que se oxidan son los determinantes de que se produzca combustión latente o llama. Si la oxidación tiene lugar en la fase sólida (Eq. 2.1), la combustión dominante es la latente y si tiene lugar en la fase gas (Eq. 2.2), será la llama quien domine el proceso. Las dos reacciones simplificadas que se llevan a cabo en la combustión latente son la pirólisis (Eq. 1) y la oxidación (Eq. 2):

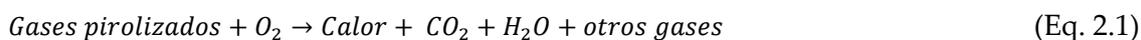
- **Pirólisis:**



- **Oxidación heterogénea:**



- **Oxidación fase-gas:**



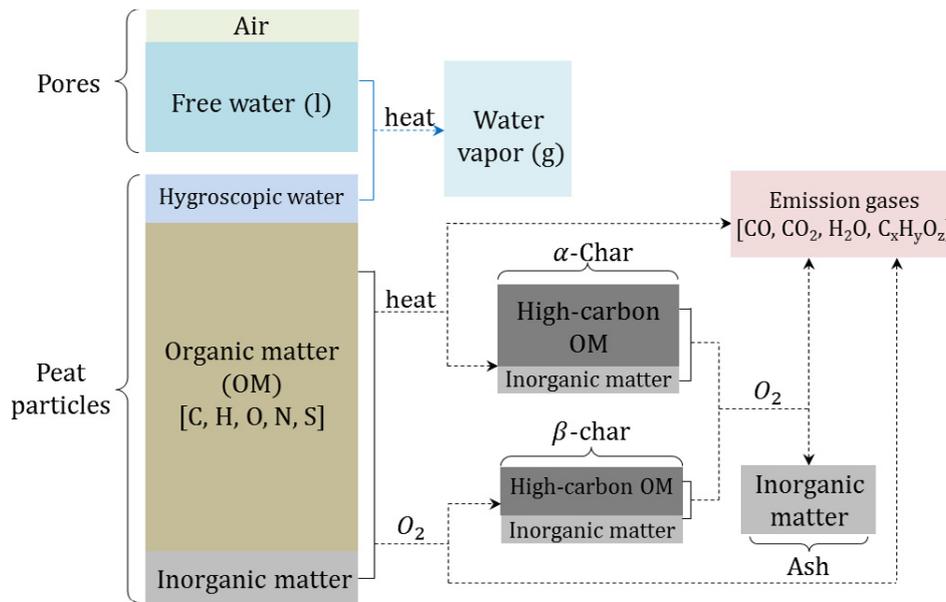


Figura 3.6. Ejemplo del proceso de combustión latente en turba y sus productos resultantes. Fuente: Huang y Rein (2014).

Existen muchos tipos de materiales que pueden mantener combustión latente, como el carbón, la madera, la turba, la hojarasca, el humus y el musgo de distintos tipos de bosque, siempre y cuando se encuentren con estrés hídrico (Rein, 2013). En términos generales, la mayoría de materiales que combustionan forman carbón al calentarse. En términos físicos, los materiales que combustionan consisten en un medio permeable formado por granos, fibras u otra matriz porosa. Esta matriz proporciona una larga superficie por unidad de volumen, que facilita la reacción heterogénea con el oxígeno y permite su propagación dentro del combustible (Ohlemiller, 1985).

3.6.2. Características y propiedades que influyen en la combustión latente

Existen cuatro tipos de fuentes de ignición: por radiación, conductiva, por brasas y por auto-calentamiento (Rein, 2016). La energía crítica necesaria para la combustión latente es menor (7-13 kW/m²) que para la combustión con llama (30-45 kW/m²) (Hadden et al., 2014). Para la combustión con llama es necesaria una superficie libre en el combustible. En cambio, la combustión latente se produce dentro del material, siendo necesaria una profundidad mínima de 4 a 6 cm en capas orgánicas (Hartford y Frandsen, 1992).

La combustión latente tiene lugar durante el incendio forestal de llama, tanto en residuos vegetales como en el mismo suelo, si el contenido orgánico es notable. Es el tipo de combustión más difícil de extinguir cuando se produce un incendio forestal, ya que requiere más del 50% de agua que en un incendio de superficie. También es más difícil de extinguir usando el método de extinción por sofocación, ya que la combustión latente requiere de menos oxígeno (10%) que la combustión con llama (16%) (Rein, 2016).

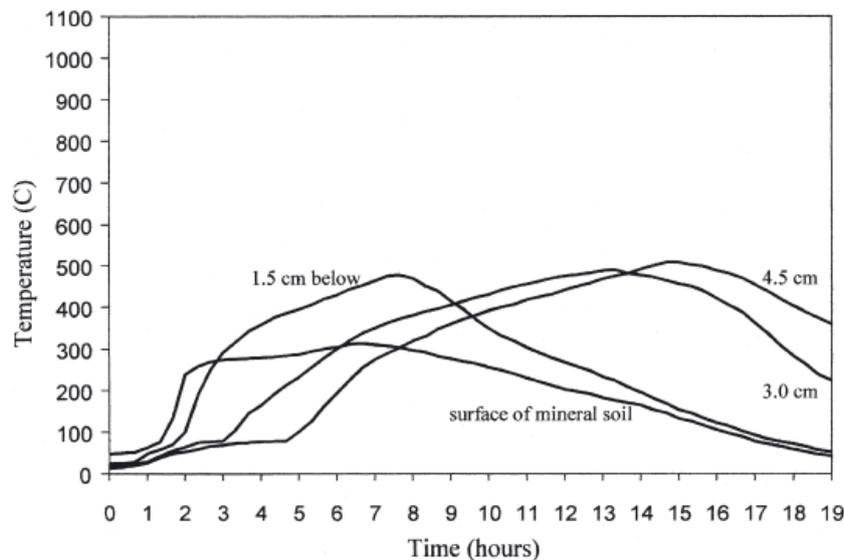


Figura 3.7. Ejemplo de combustión latente en humus de bosques de *Pinus ponderosa*. Profundidad = 6,5 cm, humedad = 18,3%. Fuente: Hartford y Frandsen (1992).

La temperatura liberada, la velocidad de propagación y la energía térmica liberada durante la combustión latente es mucho menor que en la combustión con llama. Cuando se produce combustión latente, la temperatura varía entre 300-700 °C, la velocidad de propagación es de alrededor de 1-10 cm/h (Prat-Guitart et al., 2016) y la energía liberada entre 6 y 12 kJ/g. Para la combustión en llama, la temperatura alcanza los 1500 °C, la velocidad puede duplicar el orden de magnitud de la combustión latente, y la energía liberada es de 16 a 30 kJ/g (Rein, 2013). Además, los incendios de llama transfieren cantidades relativamente pequeñas de calor al suelo. En cambio, cuando aparece la combustión latente después del incendio, ésta puede consumir durante horas y la temperatura del suelo mineral aumenta (Hartford y Frandsen, 1992) (Fig. 3.7).

La ignición y propagación de combustión latente en materiales orgánicos depende básicamente de 2 propiedades físico-químicas: el contenido de humedad y el contenido mineral (Frandsen, 1987) (Fig. 3.8). La propiedad más importante es el contenido de humedad. En turberas boreales, el porcentaje límite de humedad para que ignicie (un 50% de probabilidad) una muestra de turba se encuentra entre 110 y 250% de humedad en base seca¹⁰ (Frandsen, 1997; Rein, 2008; Prat-Guitart et al., 2016; Benschoter et al., 2011). La segunda propiedad más importante es el contenido mineral, su límite para la extinción o no ignición en turberas se sitúa en 81,5% (Frandsen, 1987). Existe una relación directa y negativa entre el contenido mineral y la humedad, ya que si una muestra combustiona con altos porcentajes de humedad, significa que el contenido mineral es muy bajo, y viceversa (Frandsen, 1987).

¹⁰ Masa del suelo secada hasta obtener un peso estable.

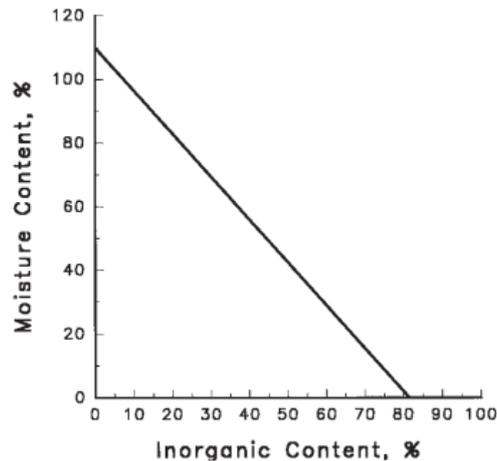


Figura 3.8. Límite de ignición. La línea representa el límite de ignición (probabilidad de ignición del 50%) de suelo orgánico según su contenido inorgánico y su humedad, con una densidad aparente media de 110 kg/m³. Fuente: Frandsen (1987).

La densidad aparente, la porosidad y la composición orgánica también son otras propiedades importantes que influyen en la ignición y propagación de la combustión latente (Rein, 2013). La densidad aparente influye directamente en las características de ignición y extinción de la materia orgánica (contenido de humedad para la extinción > contenido de humedad para la ignición) (Huang y Rein, 2015). Además, la densidad aparente influye en la profundidad de combustión y en el contenido de humedad límite para la extinción, ya que regula el aporte de oxígeno, la permeabilidad y la inercia térmica del sustrato orgánico (Garlough y Keyes, 2011; Huang y Rein, 2015).

3.6.3. *Velocidad de propagación*

La propagación lateral es más importante en las superficies menos profundas (<2m), al existir un mayor aporte de oxígeno (Rein, 2013). Esta propagación forma un frente de combustión que tiene una estructura formada por 4 sub-frentes: el de pre-calentamiento, el de evaporación, el de pirólisis y el de oxidación (Rein, 2016) (Fig. 3.9):

- **Sub-frente de pre-calentamiento:** El calor proveniente de la oxidación se transfiere por la materia orgánica no quemada y aumenta su temperatura hasta que se produce la evaporación del agua (Rein, 2013).
- **Sub-frente de evaporación:** reacción endotérmica que se produce en la materia orgánica inalterada cuando se alcanzan temperaturas de 50 a 100°C. A estas temperaturas se evapora el agua y la biomasa se seca (Rein, 2013).
- **Sub-frente de pirólisis:** La temperatura sigue aumentando y supera los 150°C (Chen et al., 2011). Empieza a producirse la reacción de pirólisis. Los productos resultantes son el carbón y los gases pirolizados (Rein, 2013).

- **Sub-frente de oxidación:** Muy relacionado con el aporte de oxígeno. Se produce la reacción exotérmica del carbón y de la biomasa seca hasta su consumo y conversión a cenizas (Hadden et al., 2014). La oxidación empieza a temperaturas de 280°C (Chen et al., 2011) y es más importante en el carbón (Hadden et al., 2014) (Fig. 3.9.derecha).

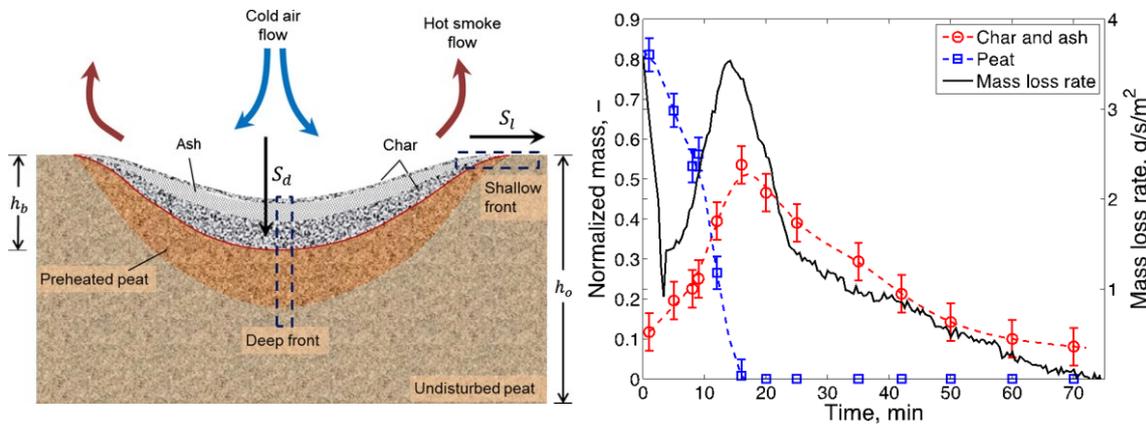


Figura 3.9. Izquierda: Dibujo esquemático de la propagación lateral y en profundidad de la combustión latente en un estrato de turba (Huang y Rein, 2014). **Derecha:** Evolución de la fracción de masa de la turba y el carbón resultante (junto con las cenizas) cuando se somete a altas radiaciones de calor (Rein, 2013).

Para la mayoría de materiales que combustionan en condiciones naturales, los dos mecanismos que controlan la velocidad de propagación son el aporte de oxígeno y la transferencia de calor (Ohlemiller, 1985). A micro-escala, la combustión latente se produce en la superficie de los poros de un material sólido, mientras que a macro-escala, es la densidad el factor que afecta a la capa de combustible (Rein, 2016). En profundidad, la pérdida de oxígeno y de calor transferido ralentiza la velocidad de propagación. Dependiendo de las características del combustible y las condiciones de viento, existen rangos de profundidad entre los cuales la combustión latente puede propagarse (Rein, 2016). El concepto de una profundidad óptima no ha sido suficientemente estudiado y puede variar ampliamente para distintos sistemas en una escala de cm a metros (Rein, 2016). Es importante destacar que la heterogeneidad espacial en el contenido de humedad de los suelos, juega un papel muy importante en la variabilidad de propagación de la combustión latente (Prat-Guitart et al., 2015).

4. Metodología

4.1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en la *Serra de Senadelles*, próxima al núcleo de Rocallaura (término municipal de Vallbona de les Monges) y Nàlec, Lleida (41° 31' 28.0" N 1° 07' 12.1" E, 615 msnm) en el noreste de la Península Ibérica.

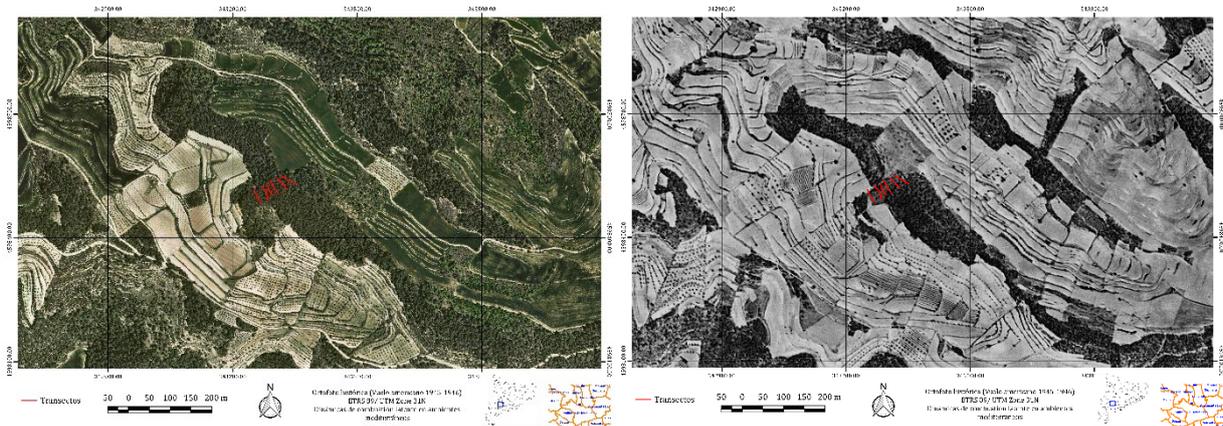


Figura 4.1. Izquierda: Ortofoto actual de la zona de estudio. **Derecha:** Ortofoto histórica (Vuelo Americano del 45-46). Elaboración propia a partir de ICGC (2015a, 2015b). (ANEXO I. y ANEXO II.).

La superficie forestal de la zona de estudio está compuesta por un estrato arbóreo dominante de *Pinus halepensis* Mill. (42aa CORINE) (Cambra et al., 2006). El estrato arbustivo está formado por *Phillyrea latifolia*, *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus ilex*, *Erica multiflora* y *Rosmarinus officinalis*, principalmente. El estrato herbáceo está dominado por varias especies de musgo, *Brachypodium retusum* y aparece algún individuo de la familia *Orchidaceae*. La vegetación es dispersa según el índice NDVI (entre 0,2 y 0,4) (ICGC, 2012) (Fig. 4.3.derecha). La altura media de los *Pinus halepensis* es de 7 a 11 m con una DBH media entre los 15 y 20 cm y un área basal de 20 a 30 m²/ha. La biomasa foliar oscila entre 3 y 5 t/Ha, y la total entre 60 y 120 t/Ha (ICGC, 2016d).



Figura 4.2. Izquierda: imagen de la zona de estudio. **Derecha:** horizonte orgánico y cobertura de musgo. Elaboración propia.

Los árboles tienen una edad máxima de unos 70-80 años, ya que la última vez que se cortaron o quemaron fue durante la guerra civil. La ubicación de una línea de antiguas trincheras de guerra en la zona ha sido la causa de que, por el riesgo de explosión de antiguos artefactos, exista una baja gestión del bosque desde los años 1936-1939 hasta la actualidad. El abandono rural y la poca gestión forestal ha provocado el crecimiento de musgo y un aumento del contenido en materia orgánica del suelo en zonas con poca pendiente.

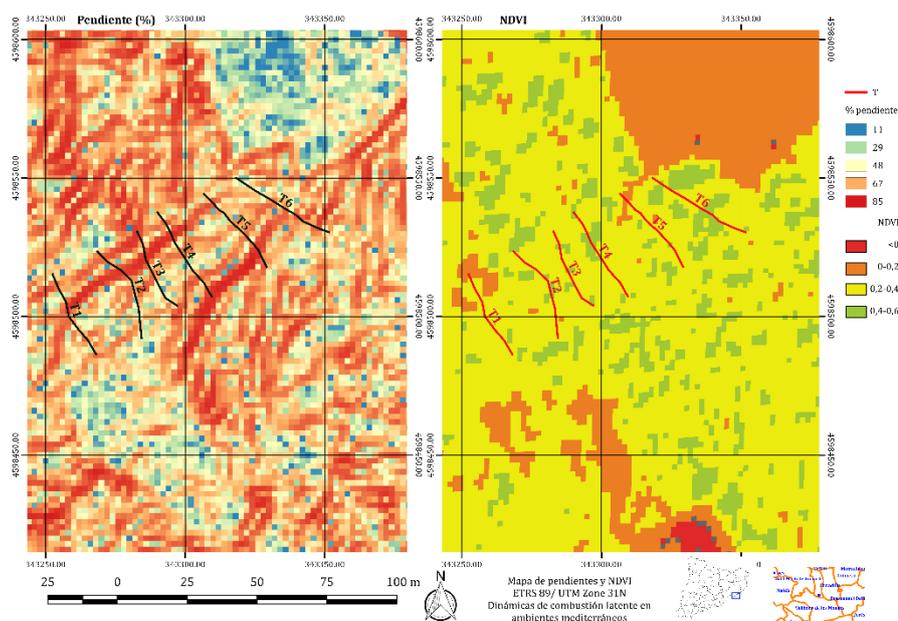


Figura 4.3. Izquierda: Mapa de pendientes (%) de la zona de estudio. Derecha: Índice de vegetación NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) del 2015. Elaboración propia a partir de ICGC (2016). (ANEXO IV)

El sustrato geológico está formado por depósitos sedimentarios del Cenozoico. En la parte inferior se encuentran margas con intercalaciones de calcáreas (*Rupeliense-Chattiense*). En la parte media se encuentran lutitas, areniscas y calcáreas (*Rupeliense-Chattiense*). Y en la parte superior arcillas, limos y areniscas de grano fino con intercalaciones de conglomerados (*Rupeliense*) (ICGC, 2016b). Los suelos son clasificados como *Haploxeroll lithic* (Soil Survey Staff, 2014).

Tabla 4.1. Características edafológicas de la zona de estudio. Elaboración propia.

Horizonte	Prof. (cm)	pH	Carbonato cálcico (%)	Tierra fina (%)	M. orgánica (%)	M. inorgánica (%)	Carbono total (%)	Rel. C/N	Densidad (Kg/m ³)
O	1 - 12	-	2,0-6,7	-	44,4-80,8	19,2-55,6	25,0-41,3	-	48-191
A	5 - 40	7,6-8,5	11,3-36,3	53 - 98	7,1-20,7	79,3-92,9	8,0-13,1	23-45	550-1570
R									
(Calcárea)	>40	-	-	-	-	-	-	-	-

El perfil presenta un horizonte superficial (O) oscurecido, con buena estructura edáfica y un elevado contenido en materia orgánica. Está formado básicamente por acículas de pino, musgo y restos vegetales más o menos descompuestos que van de 1 a 12 cm de

profundidad. El horizonte A tiene un grosor de 10 a 40 cm. El pH es ligeramente a medianamente básico. El contenido en carbonato cálcico (CaCO_3) es moderadamente alto a alto y el de la materia orgánica, de medio a abundante. El horizonte R está compuesto por roca calcárea (Tabla 4.1).

El clima es mediterráneo continental seco (Fig. 4.4). El régimen térmico es caluroso en verano (T^a máx. media de $29,5\text{ }^\circ\text{C}$) y frío en invierno, con una temperatura media de $12\text{-}14\text{ }^\circ\text{C}$ y una oscilación térmica de $17\text{-}21\text{ }^\circ\text{C}$. La precipitación media es de $350\text{-}550\text{mm}$ con un régimen pluviométrico estacional que se sitúa en los equinoccios (orden descendiente: otoño-primavera-verano-invierno). El periodo de sequía oscila entre los meses de junio y agosto y el periodo libre de heladas comprende entre el mes de mayo al mes de setiembre, los dos incluidos (SMC, 2017a).

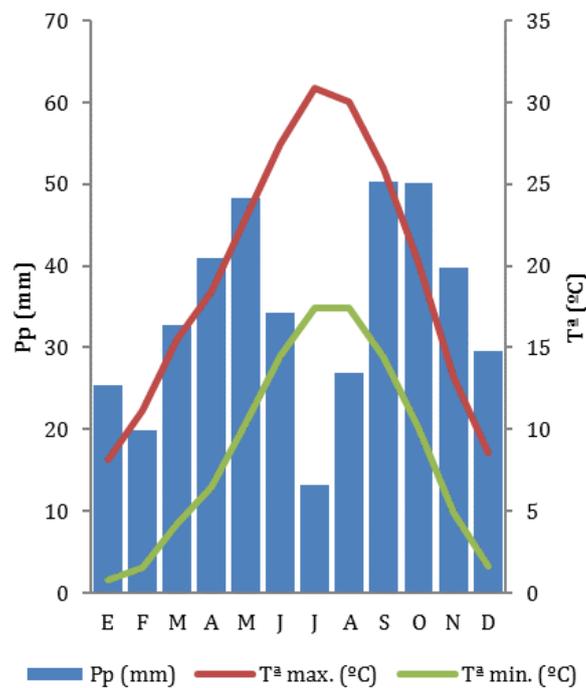


Figura 4.4. Climograma del área de estudio (1950-2015). Estación meteorológica manual de Rocallaura (ppm) y estación automática de Tàrrega (Tmax y Tmin). Elaboración propia con datos extraídos del SMC (2017a).

4.1.1. Incendios en Rocallaura y condiciones meteorológicas

A las 21:00h del 23 de junio de 2016 se produjo el primer incendio en los alrededores del Balneario de Rocallaura, que afectó 103 Ha de superficie forestal y agrícola. Los días 25, 26, 27, 28 y 29 de junio aparecieron re-igniciones en distintas zonas de la parte quemada. En los días 4, 7 y 10 de julio volvieron a aparecer re-igniciones en el suelo y en troncos que aún mantenían combustión latente. El día 18 de julio a las 15:15h aparece otra re-ignición en el *Turó de l'Isidre* que quema 500 m². El 19 de julio a las 15:07h se produjo el segundo gran incendio en la *Serra dels Cantins* y que afectó un total de 789,69 Ha en los términos municipales de Sant Martí de Riucorb, Ciutadilla, Nàlec y Vallbona de les Monges. La superficie quemada por los dos incendios se distribuyó en un 49,8% de uso forestal y un 50,1% de uso agrícola (Bombers de la Generalitat de Catalunya, 2017) (Fig. 4.6).

A día 14 de junio de 2017, las causas del segundo incendio no están corroboradas, pero tanto Bombers como Agents Rurals coinciden en que fue causado por la combustión latente de un tronco en el anterior incendio. Según Bombers, las re-igniciones que aparecieron a partir del primer incendio se debieron a distintas causas: troncos, raíces y partes del suelo que mantenían combustión latente.



Figura 4.5. Arriba izquierda: Zona quemada con alta intensidad. Arriba derecha: Zona de estudio quemada con baja intensidad. Abajo izquierda: Trinchera de la Guerra Civil. Abajo derecha: Zona con indicios de combustión en el estrato orgánico. Elaboración propia.

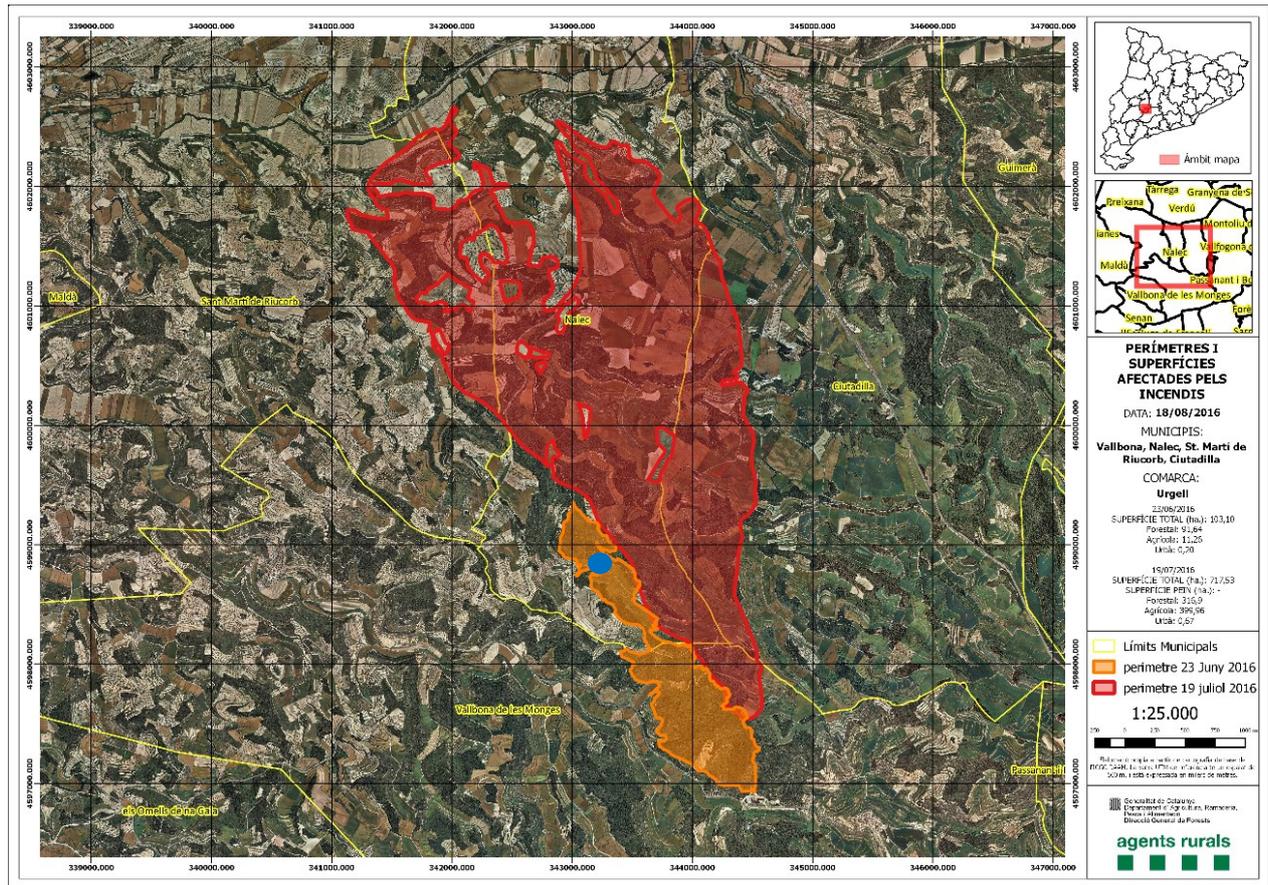


Figura 4.6. Mapa del perímetro y la superficie afectada por los incendios del 23 de junio (naranja) y del 19 de julio (rojo) del 2016. Punto azul: zona de estudio. Fuente: Agents Rurals (2016).

A las 21:00h del 23 de junio de 2016, hora y fecha del primer incendio, la temperatura era de 22 °C, la humedad relativa del 33% y la velocidad del viento de 9 km/h con rachas de hasta 21,4 km/h en dirección N-NW (marinada). Las condiciones meteorológicas eran adversas, ya que durante varios días: no llovió (18 de junio con 2,5 mm); la humedad relativa se situaba entre el 25 y 40%; y la temperatura media entre 23 y 24 °C (Fig. 4.7 y 4.8).

En los días posteriores al primer incendio (25, 26 y 27 de junio), la temperatura media diaria descendió hasta los 20 °C, la humedad relativa oscilaba entre el 50 y 60% y la velocidad y dirección del viento media se situó en 5,4 km/h y 200-250 °, respectivamente. Las condiciones para que se produjera un incendio eran menos favorables, aunque durante estas fechas hubo distintas re-igniciones en la parte quemada. Los días 28 y 29 de junio la temperatura media volvió a ascender a los 23 °C y las re-igniciones continuaron. Del 29 de junio al 4 de julio las re-igniciones eran menos activas. Hasta el 4 de julio la humedad relativa diaria fue descendiendo hasta llegar al 40% y la Tª media diaria volvió a subir hasta los 24,3 °C. Debido a las condiciones meteorológicas, volvió a aparecer una re-ignición. En todas las re-igniciones posteriores se repite la misma situación que la del 4 de julio (Tª media diaria entre 25 y 28 °C y humedad relativa entre 25 y 45%). Durante todo el mes (19 de junio a 20 de julio de 2016) la situación de estrés

hídrico en el combustible muerto era muy elevada, ya que: no hubo ningún aporte de agua por precipitación; la radiación solar era muy elevada (30 W/m^2), exceptuando los días posteriores a los incendios; la evapotranspiración potencial rondaba los 2 mm diarios; la T^a media diaria del suelo a 5 cm de profundidad oscilaba entre los 26 y 33 $^{\circ}\text{C}$; y la humedad del suelo entre el 5 y 11%.

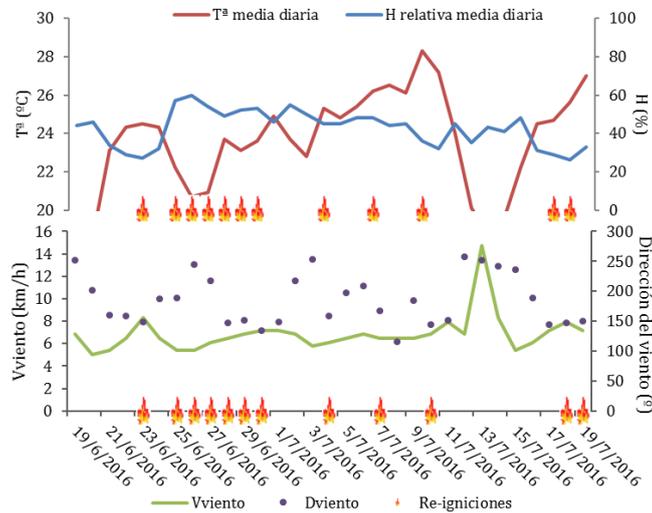


Figura 4.7. Arriba: Gráfico de la temperatura media diaria ($^{\circ}\text{C}$) y la humedad relativa media diaria. **Abajo:** Gráfico de la velocidad del viento media diaria a 2m (km/h) y la dirección del viento ($^{\circ}$). (19 de junio - 20 de julio de 2016). Llama: incendio y re-igniciones. Elaboración propia con datos de la Estación Meteorológica Automática de Sant Martí de Riucorb (SMC, 2017b).

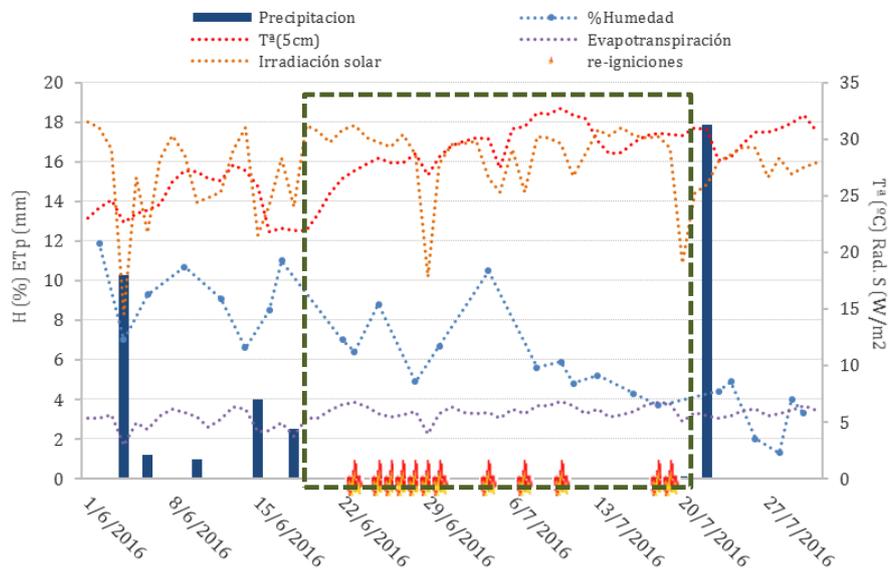


Figura 4.8. Gráfico de precipitación diaria (mm), humedad media diaria del suelo (%), temperatura media diaria del suelo a 5cm ($^{\circ}\text{C}$), evapotranspiración diaria (mm), radiación solar media diaria (W/m^2) y de las re-igniciones de los incendios (1 de junio al 31 de julio de 2016). Elaboración propia con datos de la Estación Meteorológica Automática de Sant Martí de Riucorb (SMC, 2017b) y del satélite MODIS (humedad del suelo) (BEC, 2016).

4.2. Diseño experimental y trabajo de campo

Tres meses y doce días después del segundo incendio (4 de noviembre de 2016) se diseñaron seis transectos de 40 metros siguiendo la dirección de máxima pendiente. Tres transectos se situaron en la zona quemada clasificada de baja intensidad (Úbeda et al., 2006) y los otros tres en una zona control adyacente y con características similares (Fig. 4.9 y ANEXO III).

Se tomaron muestras de suelo cada ocho metros (cinco muestras por transecto en la zona control y seis muestras por transecto en la zona quemada) de aproximadamente 0,4kg. En la zona control se tomaron tres tipos de muestras según su profundidad: capa orgánica (excluyendo la hojarasca), capa entre 0-5 cm y entre 5-10 cm de suelo. En la zona incendiada, debido a que el humus combustionó parcialmente, no se pudieron obtener muestras de todos los puntos y solamente se tomaron de dos profundidades distintas (0-5 cm y 5-10 cm). El total de muestras ascendió a 74.

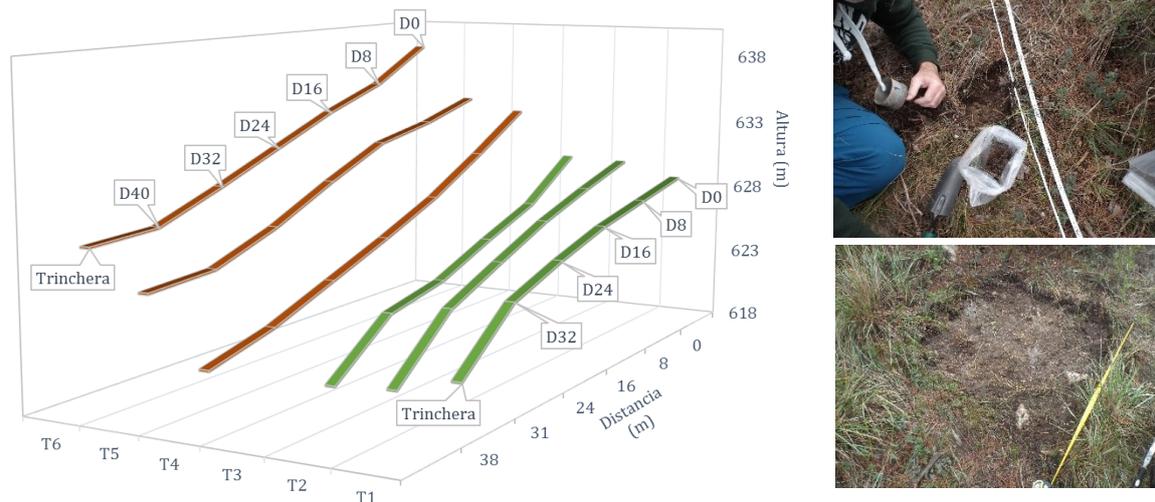


Figura 4.9. Izquierda: Esquema gráfico de los transectos diseñados en el incendio de Rocallaura según la distancia de cada transecto (*D0*, *D8*, *D16*, *D24*, *D32*, *D40*) y el pendiente. En verde (*T1*, *T2*, *T3*) los transectos de la zona no quemada y en naranja (*T4*, *T5*, *T6*) los de la zona quemada. **Derecha:** Fotografías de la toma de muestras. Elaboración propia.

4.3. Análisis de laboratorio

Todas las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente (20-25°C) durante 10 días y se pasaron por un tamiz de 2mm. La tierra fina resultante se preparó para poder medir distintos parámetros físico-químicos. Para la determinación de la materia orgánica, la materia mineral, el carbono orgánico, el carbono inorgánico y los carbonatos se utilizó el método *Loss On Ignition* (LOI) descrito por Heiri et al., (2001) y Santisteban et al., (2004). Cada muestra se pulverizó, se pesó aproximadamente 1 gr y se secó a 105 °C durante 24h (Santisteban et al., 2004). Para la estimación de la materia orgánica, la materia mineral y el carbono orgánico se introdujeron las muestras en el horno a una temperatura de 550 °C durante 4 h. Seguidamente se enfriaron en una campánula (30 min) y se pesaron (Heiri et al., 2001). Para la estimación del carbono inorgánico y los carbonatos se introdujeron las mismas muestras a una temperatura de 950 °C durante 2h (Heiri et al., 2001).

Los cálculos realizados fueron los siguientes:

$$LOI\ 105^{\circ} = \frac{(\text{Peso neto } T^{\text{a}} \text{ ambiente} - \text{Peso neto } 105^{\circ})}{\text{Peso neto } T^{\text{a}} \text{ ambiente}} \times 100 \quad (\text{Eq. 4.1})$$

$$LOI\ 550^{\circ} = \frac{(\text{Peso neto } 105^{\circ} - \text{Peso neto } 550^{\circ})}{\text{Peso neto } 105^{\circ}} \times 100 \quad (\text{Eq. 4.2})$$

$$LOI\ 950^{\circ} = \frac{(\text{Peso neto } 550^{\circ} - \text{Peso neto } 950^{\circ})}{\text{Peso neto } 105^{\circ}} \times 100 \quad (\text{Eq. 4.3})$$

$$\%OM = LOI\ 550^{\circ} \quad (\text{Eq. 4.4})$$

$$\%IM = 100 - LOI\ 550^{\circ} \quad (\text{Eq. 4.5})$$

$$\%OC = \frac{LOI\ 550^{\circ}}{2} \quad (\text{Eq. 4.6})$$

$$\%IC = LOI\ 950^{\circ} \times 0.273 \quad (\text{Eq. 4.7})$$

$$\% \text{ Carbonatos} = \frac{(LOI\ 950^{\circ} \times 1,36)}{\text{Peso neto } T^{\text{a}} \text{ ambiente}} \times 100 \quad (\text{Eq. 4.8})$$

$LOI\ 105^{\circ}$ es el porcentaje de peso de la muestra sin humedad; $LOI\ 550^{\circ}$ es el porcentaje de peso consumido a 550 °C; $LOI\ 950^{\circ}$ es el porcentaje de peso consumido entre los 550° y los 950 °C; OM es el contenido orgánico de la muestra (%); IM es el contenido inorgánico (%); OC es el carbono orgánico (%); y IC el carbono inorgánico (%).

El carbono total y el nitrógeno total fueron analizados en los laboratorios del CCiT-UB con el método de separación cromatográfica de gases y detección por conductividad térmica, y mediante el analizador elemental *Flash EA 112 Series* (Thermo-Fisher Scientific, Milan). El cálculo de los datos se realizó mediante el software *Eager 200* (Thermo-Fisher Scientific, Milan).

La verificación de los resultados obtenidos con el método *LOI* (OM, IM, OC y IC) se determinó con una recta de regresión entre el carbono total (TC) obtenido mediante el método *LOI* (IC+OC) y el obtenido por el método de separación cromatográfica de gases y detección por conductividad térmica. El coeficiente de determinación resultó muy elevado ($R^2 = ,927$, $et = ,39$, $N = 88$) (Eq. 4.9):

$$TC (\%) = 1,202 \times TCLOI (\%) - 3,868 \quad (\text{Eq. 4.9})$$

Para la determinación del pH [1:2,5] y la conductividad eléctrica [1:2,5] se utilizó el método potenciométrico y electrométrico con un pH-metro y un conductímetro, respectivamente. Los cationes del suelo se extrajeron mediante acetato de amonio ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) (Knudsen et al., 1982) y su contenido fue analizado con la metodología ICP-MS (espectrometría de masas con fuente de plasma de acoplamiento inductivo) mediante el Espectrómetro *PerkinElmer Elan-6000*, y con técnicas de espectrometría de emisión óptica (OES), con un Espectrómetro *PerkinElmer Optima-8300 RL*.

La densidad aparente (SBD) del suelo fue calculada mediante el modelo lineal de Périé y Ouimet, (2008) ($R^2 = ,81$) (Eq. 4.10):

$$SBD = \frac{Dbm \times Dbo}{(SOM \times Dbm) + (1 - SOM) \times Dbo} \times 100 \quad (\text{Eq. 4.10})$$

En la que SOM es la materia orgánica del suelo determinada con el método *LOI*. *Dbm* ($1767 \pm 66 \text{ kg/m}^3$) es la densidad «pura» de la fracción mineral determinada empíricamente y *Dbo* ($111 \pm 7 \text{ kg/m}^3$) es la densidad «pura» de la fracción orgánica. Se estimó la densidad del horizonte orgánico mediante tres muestras de 1 m^2 a distinta altitud, se dejaron secar en el laboratorio durante dos semanas y se pesaron. Se ponderó la media para cada una de las muestras según su profundidad.

4.4. Análisis estadístico

4.4.1. Análisis comparativo *t* de Student y *U* de Mann-Whitney para las variables profundidad y control/post-incendio

Se llevó a cabo un análisis comparativo para determinar las diferencias estadísticamente significativas entre dos variables cuantitativas: la profundidad (0-5 y 5-10 cm) y la zona (control y post-incendio). Se separaron en cuatro grupos: C-0-5 (zona control a 0-5 cm), C-5-10 (zona control a 5-10 cm), I-0-5 (zona post-incendio a 0-5 cm) y I-5-10 (zona post-incendio a 5-10 cm). A todas las variables a comparar se les verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con los métodos *Shapiro-Wilk* (<50 muestras) y *Levene*, respectivamente ($p < ,05$) (ANEXO VI). A las variables que cumplían los supuestos de normalidad y homogeneidad se les aplicó la prueba paramétrica *t* de Student, que compara las medias entre dos grupos de muestras.

Todas las variables que no cumplieron con el supuesto de normalidad o con el supuesto de homogeneidad se les aplicó la prueba no paramétrica *U* de Mann-Whitney, que compara las medianas entre dos grupos. El análisis estadístico se realizó mediante el programa informático *IBM SPSS Statistics v. 23* (IBM Corp. Released, 2015).

4.4.2. Tabla resumen, diagramas de cajas de las propiedades del suelo y matriz de correlación

En este apartado se presenta la tabla resumen del análisis comparativo, con todas las magnitudes estadísticamente significativas y los diagramas de cajas (*Boxplot*) con errores estándar para una mejor comprensión visual de los resultados obtenidos. Se aplicó una matriz de correlación no-paramétrica (*Spearman*) a todas las variables analizadas.

4.4.3. Análisis descriptivo del estrato orgánico en la zona control

Se realizaron diagramas de cajas para cada distancia en el transecto ($D_0, D_8, D_{16}, D_{24}, D_{36}$) según la profundidad, la densidad aparente, el contenido orgánico e inorgánico para observar las características principales de cada parámetro.

4.4.4. Diseño experimental sobre la probabilidad de ignición del suelo

Se aplicó el método de análisis probabilístico de Frandsen (1987) modificado por Hartford (1989) y descrito en Frandsen (1997), en el que se relaciona la probabilidad de ignición según el contenido de materia inorgánica, la densidad y la humedad de la muestra (Eq. 4.11).

La probabilidad de ignición se expresa con la siguiente fórmula (Frandsen, 1987):

$$P = \frac{1}{1 + \exp^{-(B_0 + B_1 \times H + B_2 \times IM + B_3 \times BD)}} \quad (\text{Eq.4.11})$$

En la que B_0 , B_1 , B_2 y B_3 son coeficientes de la ecuación de probabilidad que varían según la distribución probabilística de cada grupo de muestras. H es el porcentaje de humedad, IM el contenido de humedad (%) y BD la densidad (kg/m^3).

Este estudio calculó el contenido de humedad a una probabilidad de ignición del 50% (P_{50}) para cada muestra, expresando el resultado como el límite máximo de humedad para que se produzca la ignición (Eq.4.12). Aislado el porcentaje de humedad máxima a una probabilidad del 50% da como resultado la siguiente fórmula:

$$H(\%) = \frac{B_0 + B_2 \times IM + B_3 \times BD}{B_1} \quad (\text{Eq.4.12})$$

Debido a la falta de herramientas para realizar los análisis de ignición, se utilizaron los coeficientes de probabilidad (B_0 , B_1 , B_2 y B_3) de Frandsen (1997) para el grupo de muestras *Pine duff (Seney)*, descrito como: “humus y horizontes de fermentación en suelo orgánico. La cobertura vegetal es de *Pinus resinosa* Ait. con el estrato superficial dominado por acículas y pequeñas manchas de musgo”. Este grupo de muestras, con un contenido inorgánico medio del $36,5 \pm 16\%$, un contenido orgánico de $63,5 \pm 16\%$, una densidad orgánica media de $190 \pm 19 \text{ kg/m}^3$, y una profundidad de 5 cm, tiene unas características similares al estrato orgánico de la zona estudiada, con un IM medio del $35,52 \pm 10,51\%$, un OM del $64,48 \pm 10,51\%$, una BD de $160 \pm 140 \text{ kg/m}^3$ y una profundidad media de 4,98 cm (Tabla 4.1).

Los coeficientes de la ecuación de probabilidad para el grupo *Pine duff (Seney)* son:

Tabla 4.2. Coeficientes del modelo de probabilidad para *Pine duff (Seney)*. Fuente: Frandsen (1997)

	B_0	B_1	B_2	B_3
<i>Pine duff (Seney)</i>	45,1778	-,3227	-,3644	-,0362

4.4.5. Diseño experimental sobre el porcentaje de consumo de combustible

La obtención del porcentaje de consumo para cada muestra se desarrolló mediante la ecuación de regresión lineal de Garlough y Keyes (2011), que relaciona el contenido de humedad, el contenido inorgánico y el porcentaje de consumo para muestras de humus y horizontes de fermentación en un bosque de *Pinus ponderosa* (Eq. 4.13). La profundidad de las muestras varía entre 4 y 8cm y el contenido mineral medio es de $25 \pm 21\%$, por lo que se encuentra dentro del rango de profundidad y de contenido mineral de las muestras de este estudio.

El modelo de regresión lineal ($R^2 = ,572$) obtenido por Garlough y Keyes (2011) explica que el 45,0% de varianza de porcentaje de combustión es debido a la humedad y el 37,3% al contenido mineral:

$$\%Cons. = 130,7991 - (0,5472 \times H(\%)) - (1,0959 \times IC(\%)) \quad (\text{Eq. 4.13})$$

Al no disponer de datos de humedad precisos, se fijaron 6 escenarios distintos: para un hipotético 5%, 10%, 25%, 100%, 150% y 200% de humedad. Se eligieron estos valores porque durante los días que se produjo combustión latente el rango de humedad del suelo oscilaba entre el 4 y el 11% (BEC, 2016) y estudios previos en suelos orgánicos han determinado combustión latente hasta valores de 200-250% (Benscoter et al., 2011; Prat-Guitart et al., 2016)

Una vez obtenidos los resultados, se crearon gráficas que expresaban la distancia en los transectos ($D_0 = 0$ m, $D_8 = 8$ m, $D_{16} = 16$ m, $D_{24} = 24$ m, $D_{32} = 32$ m y $D_{40} = 40$ m) según el porcentaje de muestra consumida. Estas gráficas se utilizaron para observar la variación del consumo de combustible en la pendiente. Las muestras con menos del 50% consumido se catalogaron como “no quemadas” y las muestras con más del 60% como quemadas. Las muestras entre el 50-60 % no se tuvieron en cuenta ya que se sitúan en el límite entre la combustión o no combustión (Reardon, et al., 2007).

Se realizó un análisis de regresión lineal para estimar el porcentaje de muestras que podían consumir por completo (90 a 100 % de su contenido orgánico) según distintas humedades. Además, se estimó el porcentaje de muestras que podían mantener combustión latente (más del 60%) mediante un modelo de regresión cuadrático.

4.4.6. Diseño experimental sobre el efecto de la humedad y la densidad en la velocidad de propagación del combustible.

La velocidad de propagación de las muestras que podían combustionar se estimó mediante el modelo de regresión lineal de Prat-Guitart et al. (2016) (Eq. 4.14). Este modelo determina la velocidad de propagación mediante el contenido de humedad y la densidad aparente mediante análisis experimentales de ignición de turba comercial en dos densidades distintas. La profundidad de las muestras de Prat-Guitart et al. (2016) era de 6 cm, con un contenido mineral medio del 3% y los rangos de densidad eran representativos de las turbas y el humus en turberas (50 a 150 kg/m³) fácilmente comparables a las densidades del estrato orgánico (Oe+Oa) del estudio (48 y 190 kg/m³). La diferencia más elevada con las muestras de este estudio es en el contenido mineral (35%).

$$\text{Log}(Vp) = A_0 + A_1 \times H + A_2 \times BD + A_3 \times H \times BD + \varepsilon \quad (\text{Eq. 4.14})$$

En la que V_p es la velocidad de propagación (cm/h), H la humedad de la muestra (%), BD la densidad (kg/m^3), A_0 , A_1 , A_2 y A_3 son los coeficientes de los parámetros dependientes y ε es el residuo. Al no disponer de las herramientas necesarias para realizar los mismos experimentos y hallar los coeficientes del modelo, se escogieron los del modelo lineal ajustado de Prat-Guitart et al. (2016) ($R^2 = ,77$):

Tabla 4.3. Coeficientes del modelo de regresión lineal descrito por Prat-Guitart et al. (2016).

A_0	A_1	A_2	A_3	ε
,514	- ,545	- ,325	,151	,173

5. Resultados

5.1. Resultados comparativos entre zona control y zona post-incendio

5.1.1. Densidad aparente, materia orgánica y mineral

La densidad aparente aumenta significativamente en profundidad, tanto en la zona control ($U(26) = 29, p < ,001$) como en la zona post-incendio ($t(28) = -6,25, p < ,001, r = ,76$). La SBD tiene niveles significativamente más bajos en la zona post-incendio tanto a 0-5 cm ($t(28) = 2,92, p < ,01, r = ,48$) como a 5-10 cm de profundidad ($U(27) = 44, p < ,01$). El contenido en materia orgánica del suelo desciende en profundidad tanto en la zona control ($t(27) = 4,27, p < ,001, r = ,64$) como en la zona post-incendio ($U(28) = 9, p < ,001$). Éste tiene niveles ligeramente más elevados en la zona quemada, tanto a 0-5cm ($U(28) = 56,5, p < ,05$) como a 5-10cm de profundidad ($t(27) = -2,62, p < ,05, r = ,45$). El contenido de materia inorgánica del suelo es inversamente proporcional al contenido de SOM (Tabla 5.1, Tabla 5.5 y Fig. 5.1).

Tabla 5.1. Estadísticos descriptivos de densidad aparente (SBD), materia orgánica (SOM) y materia inorgánica (SIM) del suelo. Media al 95%; $N = 59$.

		Mean	SD	Median	Variance	Min	Max
SBD (kg/m ³)	C (0-5)	737,76	143,55	702,89	20,61	546,29	949,77
	C (5-10)	1043,30	257,33	972,70	66,22	649,28	1567,90
	I (0-5)	593,45	138,01	597,32	19,05	295,34	797,79
	I (5-10)	851,19	87,66	869,18	7,68	689,50	1044,47
SOM (%)	C (0-5)	15,73	3,00	16,02	9,01	11,82	20,68
	C (5-10)	11,16	2,66	11,55	7,08	7,14	17,36
	I (0-5)	19,83	6,28	18,88	39,44	14,10	38,50
	I (5-10)	13,29	1,39	12,92	1,93	10,74	16,34
SIM (%)	C (0-5)	84,28	3,00	83,98	9,01	79,32	88,18
	C (5-10)	88,84	2,66	88,45	7,08	82,64	92,86
	I (0-5)	80,17	6,28	81,12	39,44	61,5	85,90
	I (5-10)	86,72	1,39	87,08	1,93	83,66	89,26

5.1.2. Carbono total, nitrógeno total, carbono orgánico e inorgánico, carbonatos y relación C/N

El TC desciende significativamente en profundidad, tanto en la zona control ($t(27) = 3,22, p < ,01, r = ,53$) como en la zona post-incendio ($t(28) = 4,92, p < ,001, r = ,68$). El contenido TC tiene niveles significativamente más altos en la zona post-incendio, tanto a 0-5 cm ($U(28) = 21, p < ,001$) como a 5-10 cm de profundidad ($t(27) = -2,51, p < ,05, r = ,44$). El TN del suelo desciende significativamente en profundidad, tanto en la zona control ($t(27) =$

3,53, $p < ,01$, $r = ,56$) como en la zona post-incendio ($U(28) = 10$, $p < ,001$). El contenido TN tiene niveles significativamente más elevados en la zona quemada, tanto a 0-5 cm ($t(28) = -4,83$, $p < ,001$, $r = ,67$) como a 5-10 cm de profundidad ($t(21) = -4,23$, $p < ,001$, $r = ,63$). El OC tiene las mismas diferencias en profundidad como entre zonas que la SOM (Apartado 5.1.1). El IC del suelo aumenta ligeramente en profundidad tanto en la zona control ($U(26) = 54$, $p < ,05$) como en la zona post-incendio ($t(28) = -2,09$, $p < ,05$, $r = ,37$), pero no se observan diferencias estadísticamente significativas entre la zona control y la zona post-incendio. El contenido en carbonatos aumenta ligeramente en profundidad tanto en la zona control ($t(27) = -2,690$, $p < ,05$, $r = ,46$) como en la zona post-incendio ($t(28) = -2,21$, $p < ,05$, $r = ,39$), pero no se observan diferencias estadísticamente significativas entre la zona control y la zona post-incendio. La relación C/N del suelo aumenta significativamente en profundidad tanto en la zona control ($U(26) = 39$, $p < ,01$) como en la zona post-incendio ($t(28) = -5,20$, $p < ,001$, $r = ,70$). Tiene niveles significativamente más bajos en la zona quemada, tanto a 0-5 cm ($U(28) = 23$, $p < ,001$) como a 5-10 cm de profundidad ($U(27) = 27$, $p < ,001$) (Tabla 5.2, Tabla 5.5, Fig. 5.1).

Tabla 5.2. Estadísticos descriptivos del carbono total (TC), nitrógeno total (TN), carbono orgánico (OC) e inorgánico (IC), carbonatos y relación C/N. Media al 95%; $N = 59$.

		Mean	SD	Median	Variance	Min	Max
TC (%)	C (0-5)	11,07	1,16	10,79	1,35	9,42	13,10
	C (5-10)	9,62	1,22	9,88	1,49	7,96	12,04
	I (0-5)	13,52	1,94	13,26	3,77	10,06	18,57
	I (5-10)	10,71	1,11	10,68	1,24	9,35	12,86
TN (%)	C (0-5)	,40	,09	,40	,01	,22	,52
	C (5-10)	,29	,08	,30	,01	,16	,39
	I (0-5)	,63	,16	,61	,03	,40	,93
	I (5-10)	,38	,05	,37	,00	,34	,51
OC (%)	C (0-5)	7,86	1,50	8,01	2,25	5,91	10,34
	C (5-10)	5,58	1,33	5,77	1,77	3,57	8,68
	I (0-5)	9,91	3,14	9,44	9,87	7,05	19,25
	I (5-10)	6,64	,69	6,46	,48	5,37	8,17
IC (%)	C (0-5)	5,08	,57	5,04	,32	3,88	5,96
	C (5-10)	5,57	,82	5,57	,67	4,62	7,98
	I (0-5)	4,74	1,06	4,79	1,13	2,62	6,16
	I (5-10)	5,45	,96	5,47	,91	4,04	7,54
Carbonatos (%)	C (0-5)	24,13	3,43	23,91	11,74	18,74	29,43
	C (5-10)	27,39	3,47	27,17	12,07	22,04	36,28
	I (0-5)	23,33	5,25	24,13	27,56	12,31	30,52
	I (5-10)	27,02	4,72	27,72	22,31	19,85	37,00
C/N (%)	C (0-5)	28,42	5,85	27,29	34,25	23,25	45,68
	C (5-10)	35,15	8,60	32,25	73,94	28,39	56,89
	I (0-5)	22,13	3,37	22,60	11,36	17,1	29,24
	I (5-10)	27,97	2,55	27,38	6,48	23,05	31,66

5.1.3. pH, conductividad eléctrica, cationes mayoritarios, potasio total, silicio y azufre disponible

El pH no presenta diferencias significativas en profundidad tanto para la zona control, como para la zona post-incendio. Por el contrario, presenta niveles significativamente más bajos en la zona post-incendio que en la zona control, tanto a 0-5 cm ($t(28) = 3,33$, $p < ,01$, $r = ,53$) como a 5-10 cm de profundidad ($t(27) = 2,84$, $p < ,01$, $r = ,48$). La EC no presenta diferencias significativas en profundidad para la zona control, pero ésta sí que desciende para la zona post-incendio ($U(28) = 60$, $p < ,05$). La EC tiene niveles significativamente más elevados en la zona post-incendio tanto a 0-5 cm ($U(28) = 6$, $p < ,001$) como a 5-10 cm de profundidad ($U(27) = 7,5$, $p < ,001$).

Tabla 5.3. Estadísticos descriptivos del pH, conductividad eléctrica (EC), cationes mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+), potasio total (K^+) y silicio (Si) y azufre (S) disponible. Media al 95%; $N = 59$.

		Mean	SD	Median	Variance	Min	Max
pH	C (0-5)	8,13	,25	8,21	,06	7,61	8,44
	C (5-10)	8,21	,29	8,29	,08	7,51	8,51
	I (0-5)	7,83	,25	7,77	,06	7,23	8,28
	I (5-10)	7,92	,24	7,98	,06	7,49	8,25
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	C (0-5)	178,66	73,32	165,70	5375,89	104,40	345,00
	C (5-10)	159,81	60,02	162,50	3602,31	96,60	336,00
	I (0-5)	787,19	561,78	632,00	315600,21	212,00	2060,00
	I (5-10)	443,52	273,73	367,00	74927,35	200,00	1158,00
Ca^{2+} (ppm)	C (0-5)	27790,39	4797,77	26434,72	23018591,39	22355,81	39979,59
	C (5-10)	27212,48	6762,72	27388,90	45734374,45	14151,24	43021,04
	I (0-5)	21976,01	5179,54	20534,78	26827636,72	15439,06	31805,93
	I (5-10)	29499,61	7885,68	29211,73	62184010,81	17757,63	44099,98
Mg^{2+} (ppm)	C (0-5)	1252,18	392,30	1231,86	153899,78	750,59	2150,59
	C (5-10)	1194,49	319,51	1145,93	102089,03	706,04	1842,90
	I (0-5)	1248,67	361,78	1201,69	130882,94	827,62	2110,92
	I (5-10)	1254,22	409,05	1032,27	167320,68	811,79	2022,35
Na^+ (ppm)	C (0-5)	242,82	108,55	213,26	11783,32	85,32	519,31
	C (5-10)	246,53	140,87	222,23	19844,30	72,91	479,61
	I (0-5)	211,41	93,40	193,91	8723,98	103,84	431,93
	I (5-10)	274,67	125,67	249,15	15792,17	131,55	534,37
K^+ (ppm)	C (0-5)	358,38	95,17	349,70	9057,69	219,66	553,67
	C (5-10)	260,05	84,47	239,29	7135,83	149,20	412,66
	I (0-5)	507,96	144,65	476,44	20923,6	240,76	735,19
	I (5-10)	377,66	88,72	377,14	7871,92	238,48	587,72
Si (ppm)	C (0-5)	60,84	72,92	51,42	5316,67	18,09	312,28
	C (5-10)	41,58	26,14	38,83	683,37	5,84	104,21
	I (0-5)	115,43	68,10	107,19	4638,25	29,13	237,68
	I (5-10)	49,93	32,87	37,94	1080,58	12,15	101,67
S (ppm)	C (0-5)	99,19	44,18	77,23	1951,74	45,28	172,12
	C (5-10)	79,33	43,87	72,99	1924,29	28,56	160,42
	I (0-5)	204,57	216,76	209,95	46984,69	49,27	867,91
	I (5-10)	126,06	101,57	113,40	10316,98	41,82	480,75

El contenido en Ca^{2+} no presenta diferencias estadísticamente significativas en profundidad para la zona control, pero sí que se observa para la zona post-incendio ($t(28) = -3,08$, $p < ,01$, $r = ,50$). La cantidad de Ca^{2+} en la zona control a 0-5 cm es más elevada que en la zona post-incendio ($t(28) = 3,29$, $p < ,01$, $r = ,53$), pero no presenta diferencias

estadísticamente significativas a la profundidad de 5-10 cm. Tanto el contenido en Mg^{2+} como el Na^+ intercambiable no presentan diferencias estadísticamente significativas. El K^+ desciende significativamente en profundidad, tanto en la zona control ($t(27) = 2,956$, $p < ,01$, $r = ,50$) como en la zona post-incendio ($t(28) = 2,85$, $p < ,01$, $r = ,47$). Además, tiene niveles significativamente más elevados en la zona post-incendio tanto a 0-5 cm ($t(28) = -3,24$, $p < ,01$, $r = ,52$) como a 5-10 cm de profundidad ($t(27) = -3,695$, $p < ,001$, $r = ,58$). El Si disponible solamente presenta niveles estadísticamente significativos entre la zona control y post-incendio a una profundidad de 0-5 cm ($U(28) = 59$, $p < ,05$), siendo ligeramente más elevados en la zona post-incendio. El S disponible no presenta diferencias significativas en profundidad para las dos zonas. Pero sí que tiene niveles ligeramente más elevados en la zona post-incendio que en la zona control, tanto en la profundidad de 0-5 cm ($U(28) = 55$, $p < ,05$) como en la de 5-10 cm ($U(27) = 52$, $p < ,05$) (Tabla 5.3, Tabla 5.5, Fig. 5.1).

5.1.4. Tabla resumen y diagramas de cajas de las propiedades del suelo

Tabla 5.4. Resumen de diferencias significativas (t de Student y U de Mann-Whitney) entre grupos. "ns" indica diferencias estadísticamente no significativas. ↓ [Naranja] = baja en profundidad o el nivel es más bajo en la zona post-incendio que en la zona control. ↑ [azul] = aumenta en profundidad o el nivel es más alto en la zona post-incendio que en la zona control. $N = 59$.

	Profundidad				Zona control-post incendio			
	C(0-5) - C(5-10)		I(0-5) - I(5-10)		C(0-5) - I(0-5)		C(5-10) - I(5-10)	
	t	U	t	U	t	U	t	U
SBD	↑	29*	↑	-6,25*	↓	2,92**	↓	44**
SOM	↓	4,27*	↓		9*	56,5***	↑	-2,62***
SIM	↑	-4,27*	↑		9*	56,5***	↓	2,62***
TC	↓	3,22**	↓	4,92*	↑	21*	↑	-2,51***
TN	↓	3,53**	↓		10*	-4,83*	↑	-4,23*
OC	↓	4,27*	↓		9*	56,5***	↑	-2,62***
IC	↑	54***	↑	-2,09***		ns		ns
Carb.	↑	-2,69***	↑	-2,21***		ns		ns
C/N	↑	39**	↑	-5,2*	↓	23*	↓	27*
pH		ns		ns	↓	3,33**	↓	2,84**
EC		ns	↓	60***	↑	6*	↑	7,5*
Ca ²⁺		ns	↑	-3,08**	↓	3,29**		ns
Mg ²⁺		ns		ns		ns		ns
Na ⁺		ns		ns		ns		ns
K ⁺	↓	2,96**	↓	2,85**	↑	3,24**	↑	-3,67*
Si		ns		42**	↑	59***		ns
S		ns		ns	↑	55***	↑	52***

*Diferencias estadísticamente significativas a $p < ,001$

**Diferencias estadísticamente significativas a $p < ,01$

***Diferencias estadísticamente significativas a $p < ,05$

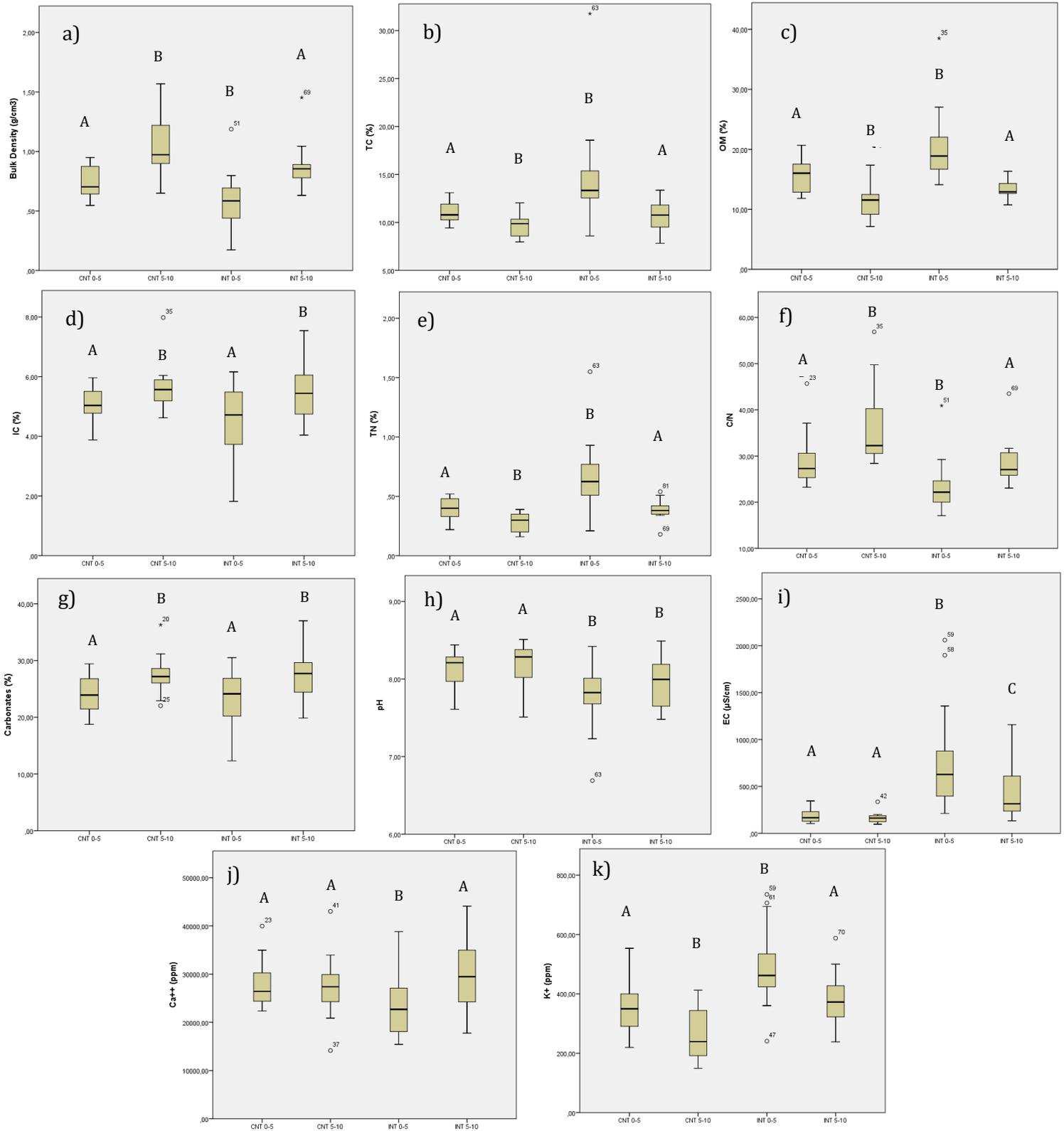


Figura 5.1. Medianas, percentiles y valores extremos. **a)** Densidad aparente (SBD); **b)** Carbono Total (TC); **c)** Materia orgánica (OM)=2*OC (carbono orgánico); **d)** Carbono Inorgánico (IC); **e)** Nitrógeno Total (TN); **f)** relación C/N; **g)** Carbonatos; **h)** pH; **i)** Conductividad eléctrica (EC); **j)** Calcio intercambiable (Ca²⁺); y **k)** Potasio total (K⁺). CNT 0-5 (zona control 0-5 cm), CNT 5-10 (zona control 5-10 cm) INT 0-5 (zona post-incendio 0-5 cm) y INT 0-5 (zona post incendio 5-10 cm). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < .05$).

5.1.5. Matriz de correlación entre las características del suelo

Tabla 5.5. Matriz de correlación no paramétrica de *Spearman* (*R*) entre las variables físico-químicas de la zona control y post-incendio; *N* = 59.

	SBD	OC-SOM	TC	TN	IC	Carb.	C/N	pH	EC	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
OC y SOM (%)	-1,000**											
TC (%)	-,771**	,770**										
TN (%)	-,852**	,852**	,904**									
IC (%)	,598**	-,598**	-,114	-,341**								
Carbonatos (%)	,601**	-,602**	-,139	-,374**	,961**							
C/N	,804**	-,804**	-,711**	-,931**	,481**	,512**						
pH	,442**	-,441**	-,536**	-,575**	,126	,153	,558**					
EC (μS/cm)	-,437**	,436**	,638**	,677**	-,032	-,010	-,619**	-,721**				
Ca ²⁺ (ppm)	,333**	-,332*	-,250	-,311*	,178	,236	,308*	,278*	-,150			
Mg ²⁺ (ppm)	,062	-,062	-,023	-,072	-,033	,003	,148	,248	,102	,480**		
Na ⁺ (ppm)	,086	-,086	,086	,041	,357**	,356**	-,004	-,083	,197	,439**	,290*	
K ⁺ (ppm)	-,617**	,616**	,697**	,709**	-,160	-,159	-,599**	-,474**	,654**	-,040	,301*	,216

** La correlación es significativa en el nivel $p < ,01$ *. La correlación es significativa en el nivel $p < ,05$; *R* de *Spearman*. SBD: Densidad aparente del suelo; TC: Carbono Total; TN: Nitrógeno Total; OC: Carbono orgánico; IC: Carbono inorgánico; EC: Conductividad eléctrica; Ca²⁺: Calcio intercambiable; Mg²⁺: Magnesio intercambiable; Na⁺: Sodio Intercambiable; K⁺: Potasio total.

En la Tabla 5.5 se pueden observar las correlaciones que se observan entre propiedades del suelo. Existe una correlación negativa muy alta entre la densidad aparente (SBD) con los contenidos de carbono total, nitrógeno total, carbono orgánico y materia orgánica. Alta y positiva con Carbonatos, IC, pH. Se observa una correlación muy alta y positiva entre el contenido en carbono total con el nitrógeno total, el carbono orgánico y la materia orgánica. La correlación es alta entre TC y conductividad eléctrica, el pH (-) y el potasio total. Entre el nitrógeno total, el contenido en carbono orgánico y la materia orgánica se observa una correlación muy alta. El TN con el carbono inorgánico y la materia orgánica (-) los carbonatos, el pH (-), la conductividad eléctrica y el K⁺ también responden a una correlación alta. El contenido en carbono orgánico y la materia orgánica tienen una correlación alta con la conductividad eléctrica, el pH, el carbono inorgánico (-) y los carbonatos (-). El carbono inorgánico responde a una correlación muy alta con los carbonatos y alta con la relación C/N. Destaca la correlación alta y negativa entre pH y EC (-). El calcio intercambiable tiene una correlación moderada entre sodio y el magnesio intercambiable.

5.2. Análisis descriptivo del estrato orgánico en la zona control

La profundidad media (Fig. 5.2.a) del estrato orgánico (Oa+Oe) es de $4,98 \pm 3,4$ cm, con una profundidad máxima de 12 cm y una mínima de 1 cm. En la parte más alta del transecto (0 m) la media es de $10 \pm 3,5$ cm, siendo muy superior a las otras medias. Entre las distancias D_8 y D_{24} , las medias oscilan entre los 3,67 y los 3,33 cm. En la parte más baja del transecto (D_{32}), la media de profundidad se sitúa en $5 \pm 3,6$ cm, con profundidades de 2 a 9 cm. La densidad aparente tiene un comportamiento inverso al de la profundidad (Fig. 5.2.b). La media es de 157 ± 134 kg/m³ y tiene una alta variabilidad, sobretodo en la D_{16} . La parte más elevada tiene una densidad media de $64,44 \pm 27,9$ kg/m³ y es muy baja en comparación a las otras medias. El contenido inorgánico medio es de un $35,52 \pm 10,5\%$. Se puede observar que el IM crece ($D_0 = 28,80\%$) a medida que baja el transecto hasta la los 24m ($D_{24} = 46,93\%$), donde vuelve a decrecer hasta el final del transecto ($D_{32} = 28,10\%$) (Fig. 5.2.c). El contenido orgánico es, lógicamente, inversamente proporcional al inorgánico, con una media del $64,48 \pm 10,5\%$ y un valor máximo de $80,84\%$ y mínimo de $44,39\%$ (Fig. 5.2.d).

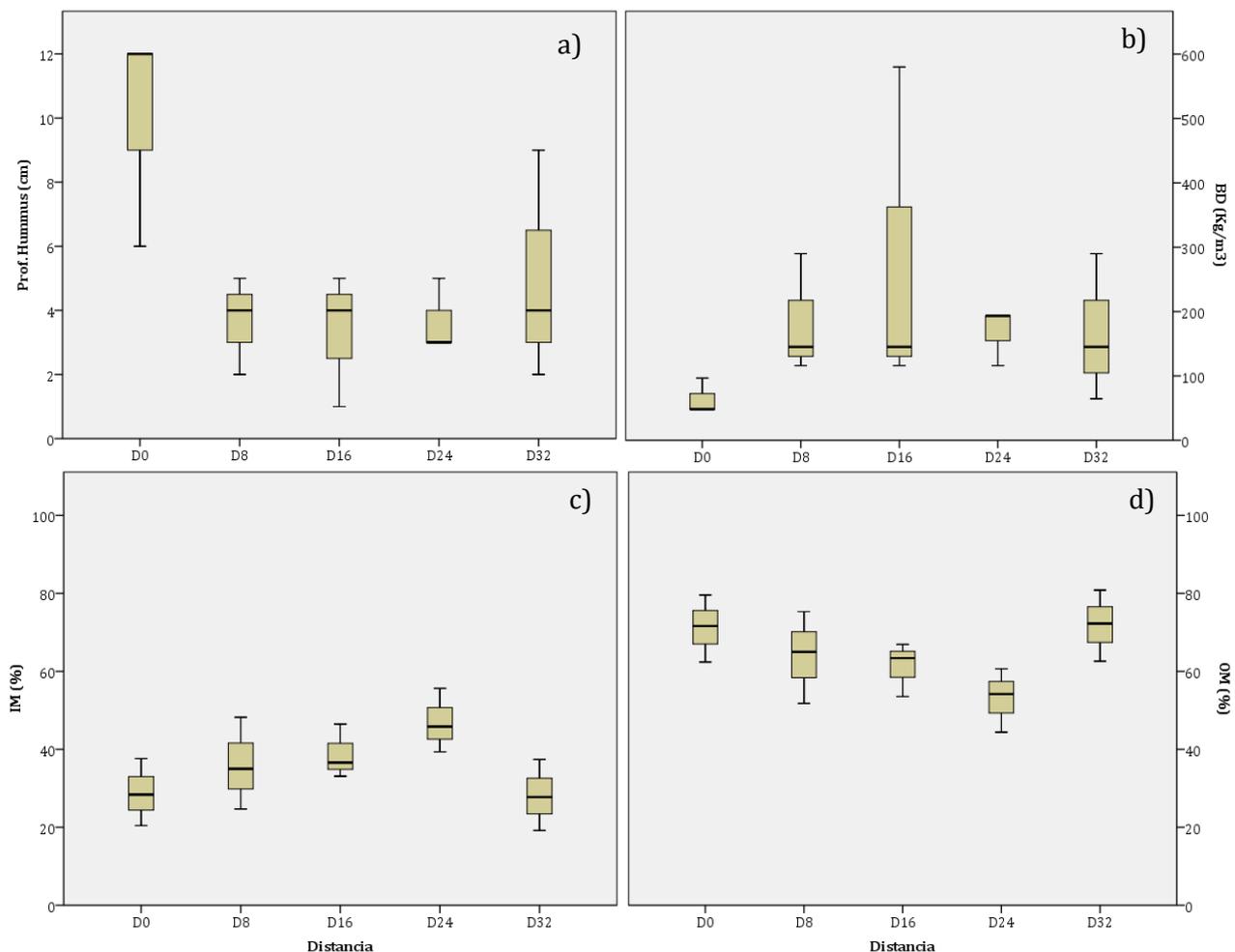


Figura 5.2. Diagrama de cajas que representa la variabilidad de las propiedades físico-químicas del horizonte orgánico (Oe+Oa) según la distancia en el transecto (D_0 , D_8 , D_{16} , D_{24} y D_{32}): **a)** Profundidad (cm); **b)** Densidad aparente (BD (kg/m³)); **c)** contenido inorgánico (IM (%)); **d)** contenido orgánico (OM (%)).

5.3. Probabilidad de ignición del suelo

Se estimó que existe una probabilidad de ignición del 50% en todas las muestras orgánicas y en seis muestras del suelo más superficial (I-0-5cm) de la zona quemada a baja intensidad. Todas las muestras de suelo superficial (C-0-5cm) de la zona control no tienen ninguna P_{50} de ignición. El modelo de regresión lineal, entre el porcentaje de humedad, el contenido inorgánico (IM) y la densidad aparente (BD) según su probabilidad de ignición al 50%, tiene una magnitud ($F = 76,80$, $p < ,001$) y un coeficiente de determinación elevados ($R^2 = ,763$, $et = ,24$) (Tabla 5.6). En el caso del contenido de materia orgánica, la recta de regresión obtenida fue inversamente proporcional al contenido inorgánico y la densidad de las muestras.

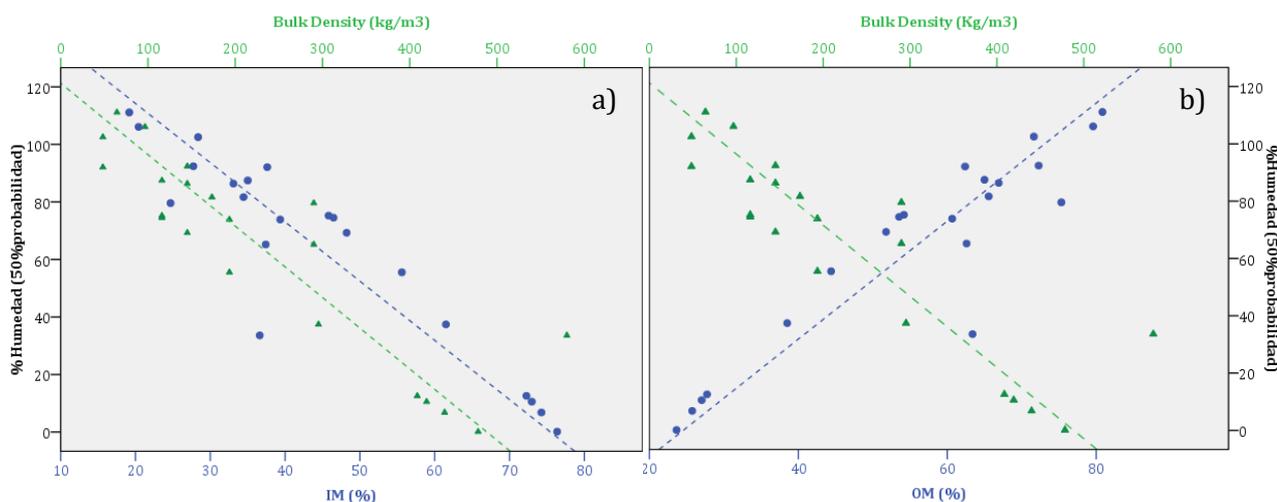


Figura 5.3. a) Regresión lineal entre el contenido de humedad a una probabilidad de ignición del 50% (P_{50}), la densidad aparente (Bulk density) y el contenido inorgánico (IM). $R^2 = ,763$, $et = ,24$, $N = 20$. **b)** Relación entre el contenido de humedad a una P_{50} , la densidad (Bulk density) y la materia orgánica (OM). Los triángulos son la densidad y los puntos son la IM o OM, $N = 20$.

En la Figura 5.3.a se puede observar que si aumenta la humedad del suelo es necesario que tanto el contenido inorgánico como la densidad descieran para que exista un 50% de probabilidad de ignición. En el caso de la materia orgánica del suelo, se observa que a mayor contenido orgánico, menor es la humedad necesaria para que combustione al P_{50} (Fig. 5.3.b). La Tabla 5.6 muestra el modelo de regresión lineal estimado para que un suelo de las mismas características físico-químicas tenga una probabilidad del 50% de combustionar. En el modelo no se ha integrado la interacción entre las dos variables ($IM \times BD$) porque no variaba significativamente la magnitud de la ecuación.

Tabla 5.6. Resultados del análisis de la regresión lineal entre el límite máximo de humedad P_{50} , con la densidad (BD) y el contenido inorgánico (IM): $R^2 = ,763$, $N = 20$.

	<i>B</i>	<i>e.t.</i>	<i>t</i>	<i>p</i> -valor
(Constante)	1,499	,122	12,312	,000
IM (%)	-,010	,003	-3,264	,002
BD (kg/m ³)	-,001	,000	-2,899	,006

El modelo separado de regresión lineal entre el %H al 50% de probabilidad de combustión y el %IM tiene una magnitud ($F = 104,5$, $p < ,001$) y un coeficiente de determinación muy elevados ($R^2 = ,846$) (Tabla 5.7.a). En el modelo separado de regresión lineal entre el %H al P₅₀ de ignición y la BD, la magnitud ($F = 70,9$, $p < ,001$) y el coeficiente de determinación también es elevado ($R^2 = ,789$) (Tabla 5.7.b).

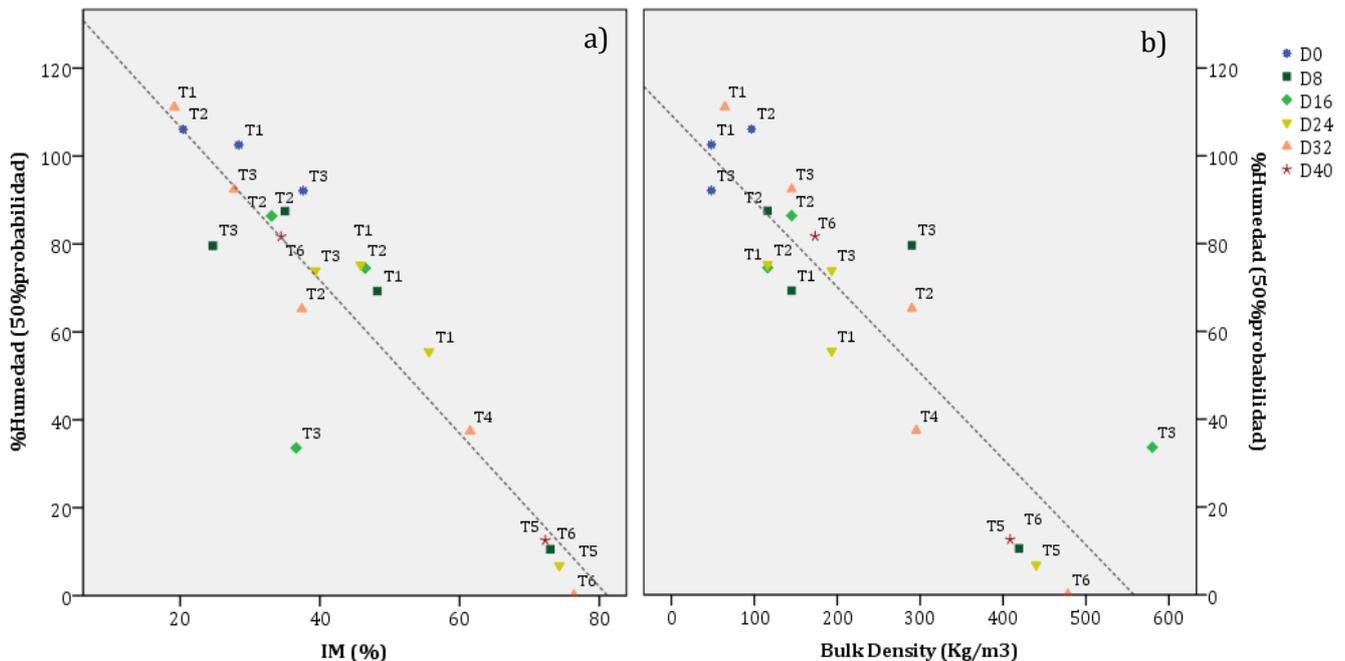


Figura 5.4. a) Relación entre el contenido de humedad a una probabilidad de ignición del 50% y el contenido (IM) $R^2 = ,846$, $et = 8,11$, $N = 20$. **b)** Relación entre el contenido de humedad a una probabilidad de ignición del 50% y la densidad (BD): $R^2 = 0,789$, $et = 6,39$, $N = 20$. Valores expresados según distancia ($D_0 = 0m$, $D_8 = 8m$, $D_{16} = 16m$, $D_{24} = 24m$, $D_{32} = 32m$, $D_{40} = 40m$) en el transecto (T1, T2 y T3 para la zona control, T4, T5 y T6 para la zona incendiada). Todos los símbolos y colores representan distancias (D_x) en el transecto.

Con una P₅₀ de iniciarse la combustión, el límite de humedad medio del horizonte O es del $81,22 \pm 20\%$ y para la zona incendiada es del $23,08 \pm 31\%$. Las medias del contenido inorgánico son del $35,52 \pm 11\%$ en el O y $66,40 \pm 16\%$ en el I-0-5cm (Fig. 5.4.a) Las medias del contenido en materia orgánica son del $64,48 \pm 11\%$ en el O y $33,6 \pm 16\%$ en el I-0-5cm. La densidad media es de $156,76 \pm 135 \text{ kg/m}^3$ en el O y $373,90 \pm 114 \text{ kg/m}^3$ en el I-0-5cm (Fig. 5.4.b).

En la zona incendiada, el mínimo de humedad observado es de $0,12\%$ para la muestra D_{32} del T6. El siguiente resultado con mínima de humedad ($6,80\%$) se encuentra en la muestra D_{24} del T5. Estos dos resultados marcan el límite máximo de contenido inorgánico y de densidad para una probabilidad del 50% de ignición ($76,36\%$ y $74,26\%$ de IM; $478,31 \text{ kg/m}^3$ y $439,87 \text{ kg/m}^3$ de BD, respectivamente).

En el estrato orgánico de la zona control, la muestra con un porcentaje mínimo de humedad es del $33,60\%$ con un IM del $19,16\%$ y una densidad de 580 kg/m^3 (muestra D_{16} del T3), aunque no es un extremo representativo de todo el estrato. La siguiente muestra

con mínimo de humedad (55,62%) y más representativa del estrato orgánico, se encuentra en la D_{24} del T1 con un IM del 55,61% y una BD de 193,33 kg/m³. Las BD más altas se encuentran en la D_{32} del T2 y en la D_8 del T3 con 290 kg/m³ cada una.

Tabla 5.7. Resultados del análisis de las dos regresiones lineales. **a)** Humedad (%) al P_{50} de ignición y contenido mineral (IM (%)): $R^2 = ,846$, $N = 20$; **b)** Humedad (%) al P_{50} y densidad aparente (BD (Kg/m³)): $R^2 = ,789$, $N = 20$.

		B	et	t	p-valor
a)	(Constante)	141,432	8,110	17,440	,000
	IM (%)	-1,743	,170	-10,222	,000
b)	(Constante)	109,271	6,387	17,108	,000
	BD (Kg/m ³)	-,196	,023	-8,42	,000

5.4. Porcentaje de consumo del combustible en el estrato orgánico

Todas las muestras de suelo mineral de la zona control (C-0-5) son consumidas en menos de un 50% de su volumen. Entre 0 y 5% de humedad, se hallaron dos muestras de la I-0-5 que consumieron más de un 60% de su volumen. Estas son: la muestra D_{24} del T5 con un 63,4 y 60,67% de consumo para 0 y 5%H, respectivamente; y la muestra D_{40} del T6 con un 93,06 y 90,32% para 0 y 5%H, respectivamente. Para un 10 y 25% de humedad, solamente la muestra D_{40} del T6 se halla en un porcentaje de consumo mayor del 60%.

A un 5 y 10% de humedad, las muestras del estrato orgánico (Oe+Oa) combustionan en un 100% de los casos, con una media consumida de cada muestra del 90,76±10%, 88,51±10% y 86,10±11% respectivamente (Fig. 5.5).

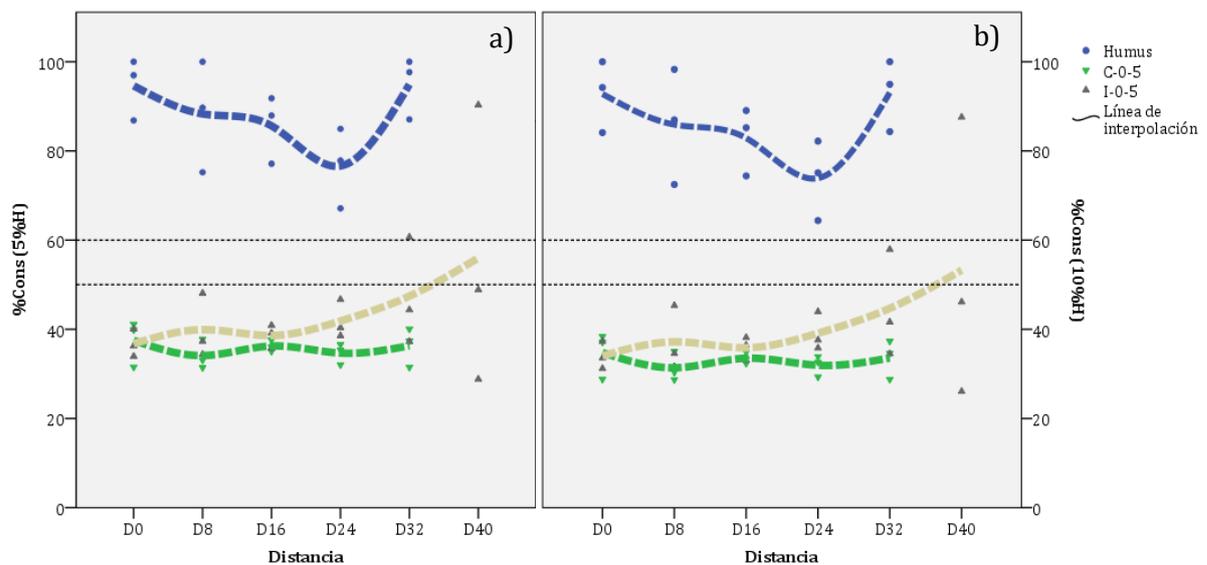


Figura 5.5. Relación entre el % consumido de la muestra con la distancia en el transecto a distintos porcentajes de humedad, $N = 48$. **a)** $H = 0\%$; **b)** $H = 5\%$. Azul: Humus o estrato orgánico (Oe+Oa); verde: zona control a 0-5cm; y gris: zona post-incendio a 0-5cm.

Con un 25% de humedad, se estimó que la única muestra que no supera el 60% de consumo es la D_{24} del T1. A esta humedad, la media consumida es del $78,20 \pm 12\%$. Con un 50% H, el 73,33% de las muestras siguen combustionando más del 60% de su contenido orgánico. Para las muestras que pueden mantener la combustión (<60%), el porcentaje medio consumido es del $76,05 \pm 12\%$ de la muestra. Con una humedad del 100%, todas las muestras no superan el 60% de su consumo y no pueden mantener combustión latente. Solamente la muestra D_{32} del T1 y la muestra D_0 del T2 superan el 50% consumido. La media en esta humedad sitúa el consumo de cada muestra en $37,16 \pm 12\%$ (Fig. 5.6).

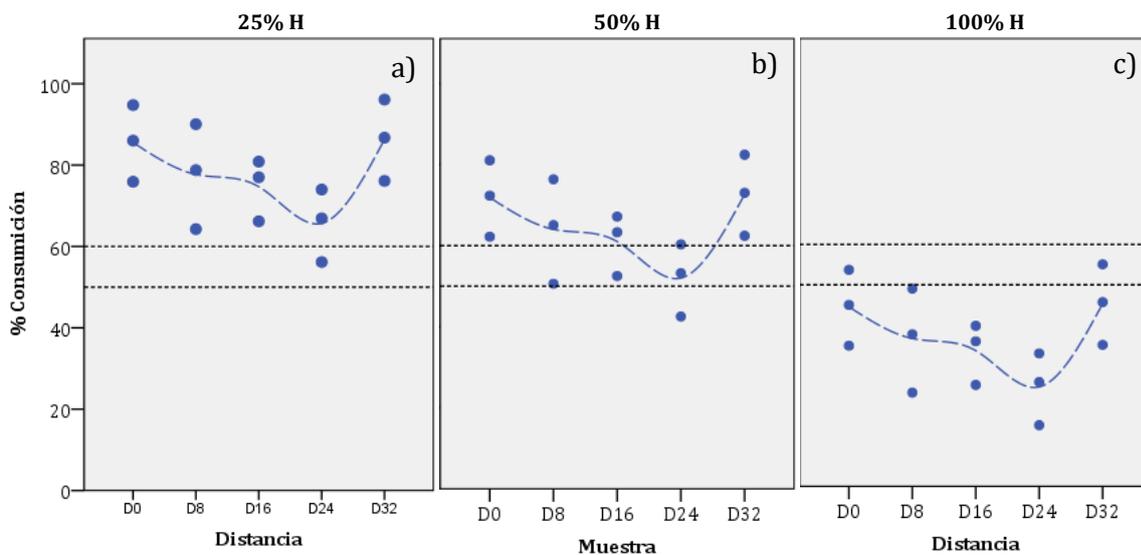


Figura 5.6. Relación entre el % consumido de la muestra con la distancia en el transecto a distintos porcentajes de humedad, $N = 15$. **a)** $H=25\%$; **b)** $H=50\%$ y **c)** $H=100\%$.

Por lo que respecta al % de consumo del horizonte orgánico en relación al pendiente medio del transecto, se puede afirmar que es directamente proporcional hasta los 24 m (D_{24}). Del punto D_0 (0 m) al punto D_{24} (24 m), el porcentaje de consumo desciende a medida que desciende el gradiente altitud. Entre el punto D_{24} y D_{32} , el % de consumo vuelve a aumentar.

En la Figura 5.7.a. y la Tabla 5.8.a. se puede observar la recta de regresión que expresa el porcentaje de muestras consumidas al 90-100% según su porcentaje de humedad. La regresión presenta un coeficiente de determinación muy elevado ($R^2 = ,919$) y una magnitud alta ($F = 34,09$, $p < ,01$). La recta de regresión se puede expresar como:

$$MCons(\%)_{90} = 49,28 - 1,21 \times H(\%) \quad (\text{Eq. 5.1})$$

siendo $MCons(\%)_{90}$ el porcentaje de muestras con más del 90% consumido y $H(\%)$ la humedad respectiva. Con esta recta se pretende estimar el límite de humedad máxima para que se consuma entre el 90 y 100% de cada muestra, lo que significa que la combustión latente pueda propagar fácilmente. Entre el 5 y el 15% de humedad, se

estima que entre un 35 y 40% de las muestras consumen más del 90% de su contenido orgánico. A un 25% de humedad, la cantidad de muestras se reduce al 20%.

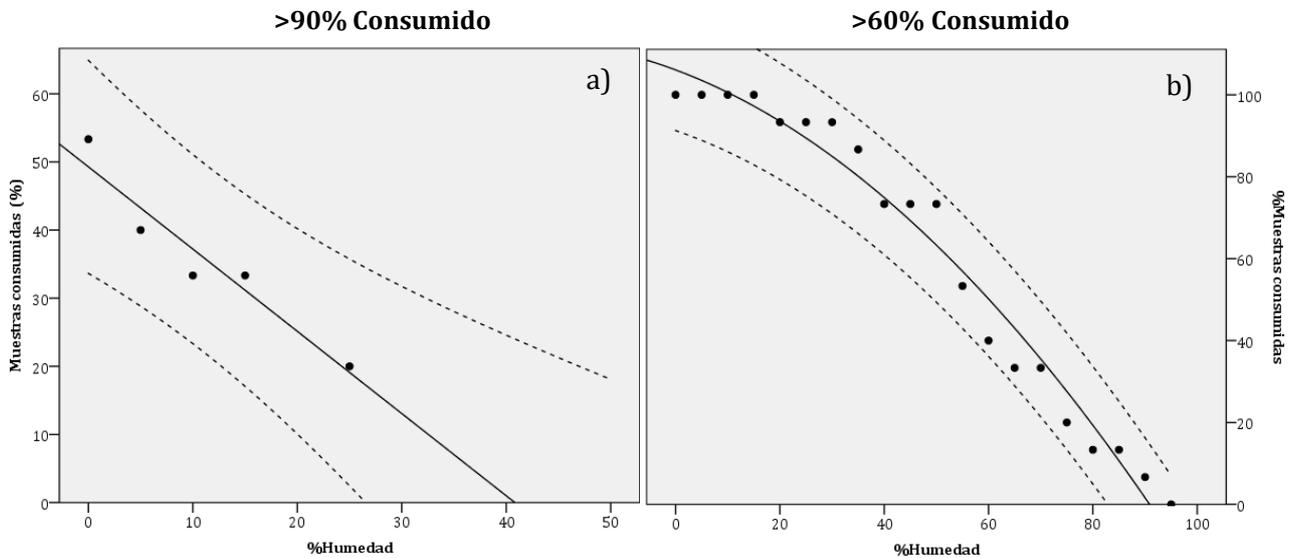


Figura 5.7. a) Regresión lineal entre el % de muestras consumidas del estrato orgánico (MCons (90%-100%)) según el % de humedad. $R^2 = ,919$, $et = 2,89$, $N = 5$. b) Curva de regresión cuadrática entre el % de muestras consumidas del estrato orgánico (Mcons(>60%)) según el porcentaje de humedad. $R^2 = ,969$, $et = 6,44$, $N = 20$.

En la Figura 5.7.b. y la Tabla 5.8.b. se puede observar la regresión cuadrática que expresa el porcentaje de muestras consumidas a más del 60% según su porcentaje de humedad. La regresión presenta un coeficiente de determinación muy elevado ($R^2 = ,969$) y una magnitud muy alta ($F = 295,26$, $p < ,001$). La regresión cuadrática se puede expresar como

$$MCons(\%)_{60} = 106,087 - 0,475 \times H - 0,08 \times H^2 \quad (\text{Eq. 5.2})$$

Siendo $MCons(\%)_{60}$ el porcentaje de muestras con más del 60% consumido y H el porcentaje de humedad respectiva. Con esta recta se pretende estimar el límite de humedad máxima para que se consuma más del 60% de cada muestra y, por lo tanto, que mantenga combustión latente.

Tabla 5.8. Modelos de regresión lineal del porcentaje de muestras consumidas a) MCons (90%-100%), $R^2 = ,919$, $N = 5$ y b) MCons(>60%) según la humedad (%), $R^2 = ,969$, $N = 20$.

	B	et	t	p-valor	
a)	(Constante)	49,279	2,887	17,069	,000
	%Humedad	-1,207	,207	-5,839	,01
	B	et	t	p-valor	
b)	%Humedad	-,475	,192	-2,478	,024
	%Humedad ²	-,008	,002	-3,918	,001
	(Constante)	106,087	3,925	27,027	,000

5.5. Determinación de la velocidad de propagación del combustible

En la Tabla 5.9 se pueden observar las medias, máximos y mínimos de velocidad de propagación (V_p) para las muestras que pueden mantener combustión latente a distintas humedades. Con una humedad del 5%, la V_p en que consumiría el horizonte orgánico (O_e+O_a) es de $4,08\pm 0,4$ cm/h. Con una humedad del 10%, se reduce la velocidad de propagación a $3,84\pm 0,3$ cm/h. Con el 25% H , se reduce a $3,21\pm 0,3$ cm/h. Con una humedad del 50%, se reduce al $2,38\pm 0,03$ cm/h y con 100% H no quedarían muestras que mantengan combustión latente y, por lo tanto, no podrían propagar.

Tabla 5.9. Estadísticos descriptivos de la velocidad de propagación (V_p) según el porcentaje de humedad (H) en el estrato orgánico de la zona control. $N = 15$.

	V_p (cm/h)	Varianza	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
5% H	4,08	,13	,36	2,99	4,41
10% H	3,84	,11	,34	2,84	4,14
25% H	3,21	,07	,26	2,42	3,44
50% H	2,38	,03	,17	1,86	2,53
100% H^*	1,30	,00	,07	1,10	1,36

*A una humedad de 100% ninguna muestra consume más del 60% de su contenido orgánico.

6. Discusión

6.1. Propiedades del suelo en profundidad y post-incendio

6.1.1. Densidad aparente, materia orgánica y mineral, carbono total, carbono orgánico, carbono inorgánico, carbonatos, nitrógeno total y relación C/N.

La densidad aparente aumenta en profundidad porque hay menos cantidad de materia orgánica y, consecuentemente, más contenido inorgánico (Fig. 5.1.a). La densidad “pura” de la fracción mineral ($1767 \pm 66 \text{ kg/m}^3$) es mucho más elevada que la de la fracción orgánica ($111 \pm 7 \text{ kg/m}^3$) (Périé y Ouimet, 2008), por lo que los resultados concuerdan con la hipótesis teórica de que a mayor profundidad, mayor densidad aparente (Zerva y Mencuccini, 2005; Périé y Ouimet, 2008).

Se observa una ligera reducción estadísticamente significativa entre el quemado y el no quemado (Fig. 5.1.a). Teóricamente, debería aumentar la densidad al calentarse el suelo en un incendio o combustión latente (Hartford y Frandsen, 1992), ya que la estructura del suelo se colapsa, se reduce la porosidad y se reduce el contenido en materia orgánica, aumentando su densidad (DeBano et al., 2005). Esta reducción puede ser debida al aporte de materia orgánica de estratos superiores y de combustión incompleta del horizonte orgánico (Úbeda et al., 2009; Almendros y González-Vila, 2012; De la Rosa et al., 2014), que hacen disminuir la densidad aparente del suelo.

Se observan cambios estadísticamente significativos en el contenido de OM, IM, TC y OC en profundidad (Zerva y Mencuccini, 2005; Périé y Ouimet, 2008). En el contenido de TC, la diferencia en profundidad de la zona quemada es más elevada. En el SOM, SIM, OC y TC se observan niveles significativamente más elevados entre la zona control y post-incendio en la profundidad de 0-5 cm (Fig. 5.1.b y Fig. 5.1.c). Estos niveles más elevados de SOM, OC y TC seguramente se deban al aporte de materiales carbonizados en la capa superficial de la zona post-incendio (Úbeda et al., 2005; De la Rosa et al., 2014; Pereira et al., 2015). Los materiales carbonizados que llegan al suelo pueden proceder del horizonte orgánico no combustionado completamente o de partes aéreas (Almendros y González-Vila, 2012). Los resultados indican la presencia de un fuego de intensidad baja-moderada, ya que el aporte de *black carbon*⁸ se produce a temperaturas de 250 a 500°C por combustión incompleta de madera (Baldock y Smernik, 2002). La poca alteración del carbono inorgánico también significa que la temperatura del suelo no superó los 550 °C (Santisteban et al., 2004). Existe mayor controversia para determinar si el TC varía en un incendio de moderada intensidad, ya que puede llegar a aumentar (González-Pérez et al., 2004; Jiménez-González et al., 2016) o disminuir su contenido (Madrigal et al., 2010), según distintos estudios. En cambio, a alta intensidad se produce una fuerte reducción de la materia orgánica y del carbono orgánico del suelo (González-Pérez et al., 2004; Certini et al., 2011).

A largo plazo, el contenido de OC incrementa respecto a los niveles existentes en el pre-incendio (Johnson y Curtis, 2001). Existen 3 razones: la incorporación de residuos no quemados que son más resistentes a la descomposición bioquímica; la transformación de materiales orgánicos frescos a formas más recalcitrantes, y la entrada de especies fijadoras de nitrógeno en zonas quemadas (Johnson y Curtis, 2001). Al aumentar el contenido orgánico del suelo, también aumenta la retención de humedad y, por tanto se eleva la reserva de agua en el suelo (De Marco et al., 2005). Por el contrario, otros estudios demuestran que, a largo plazo y en incendios de baja intensidad, el contenido de TC desciende hasta llegar a niveles más bajos que antes del incendio (Alcañiz et al., 2016).

Las extremas condiciones climáticas en que se someten los ecosistemas mediterráneos no son muy favorables a procesos de humificación, pero la alta deshidratación debida a periodos largos de sequía y a incendios, favorece la mineralización de la materia orgánica, formando compuestos más estables en el suelo (Almendros y González-Vila, 2012). Tres meses después del incendio, la mineralización de la materia orgánica (IC) en la zona de estudio no es tan elevada como en otros estudios (De Marco et al., 2005), aunque sí que se observa una alta variabilidad (Fig. 5.1.d). Esta variabilidad también se observa en el contenido de OM, TC, OC y TN, que seguramente se deba a la heterogeneidad espacial del incendio y de la combustión latente en el estrato orgánico (Prat-Guitart et al., 2015).

El contenido en carbonatos no varía significativamente entre la zona control y la zona post-incendio (Fig. 5.1.g), debido a la elevada resistencia de estos compuestos a altas temperaturas (Certini, 2005). La variación en el contenido de carbonatos del suelo se produce a temperaturas de 900-1000 °C (Heiri y Lotter, 2000).

El TN desciende en profundidad y es más elevado en la zona quemada que en la zona control (Fig. 5.1.e). Los resultados del estudio respaldan otros estudios en los que un incendio de baja intensidad ya provoca cambios en el contenido de nitrógeno del suelo (De Marco et al., 2005; Úbeda et al., 2005). No obstante, el estudio no puede determinar qué compuestos nitrogenados han variado o se han formado después del incendio. Después de un incendio existen pérdidas de nitrógeno orgánico que se volatiliza y se mineraliza a amonio, fácilmente asimilable para las plantas (Certini, 2005). Por el contrario, la relación C/N disminuye significativamente después del incendio en la zona estudiada (Fig. 5.1.f). Esta disminución también se refleja en otros estudios (González-Pérez et al., 2004; Jiménez-González et al., 2016) y probablemente se deba a la formación de compuestos nitrogenados recalcitrantes (De la Rosa et al., 2014).

6.1.2. pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, cationes mayoritarios, silicio y azufre disponible

El pH es significativamente más bajo en la zona quemada, tanto en las muestras de 0-5 cm como en las de 5-10 cm (Fig. 5.1.h). Este resultado contrasta con los estudios realizados de baja-moderada intensidad (Úbeda et al., 2005; Mataix-Solera et al., 2009 y Pereira et al., 2011), pero coincide con otros estudios realizados a la misma intensidad (Madrigal et al., 2010; Jiménez-González et al., 2016). La bajada de pH puede ser consecuencia de la elevada concentración de carbonatos y cationes de calcio en el suelo estudiado (Tabla 5.2 y 5.3), que generan una alta capacidad tampón (Mataix-Solera et al., 2009). Otra de las posibles causas es el aporte de cenizas con un pH bajo y quemadas a baja intensidad, ya que facilitan la solubilidad de metales pesados (Pereira et al., 2011).

La concentración de sales solubles, medida por la conductividad eléctrica, es significativamente más elevada en la zona quemada, tanto a 0-5 como a 5-10 cm (Fig. 5.1.i), y es consecuencia de la solubilización de compuestos procedentes de las cenizas (Mataix-Solera et al., 2009; Pereira et al., 2011). Aunque la conductividad eléctrica sea mayor, no es tan elevada como en los estudios mencionados anteriormente. Esto seguramente se deba a que la baja intensidad del incendio generó menos concentración de black carbon y, por lo tanto, menos liberación de cationes (Lima et al., 2002). La alta variabilidad de concentración de sales solubles en la zona quemada, que expresa la variabilidad en el aporte de black carbon, es otra muestra de la heterogeneidad espacial en que pudo combustionar el estrato orgánico y las partes aéreas de la zona de estudio (Fig. 6.1.).

El catión intercambiable Ca^{2+} es el más abundante en la zona de estudio debido al carácter calcáreo del suelo (Tabla 5.3). Presenta diferencias estadísticamente significativas entre el quemado y la zona control en la parte más superficial (0-5 cm) y las presenta en profundidad para la zona quemada (Fig. 5.1.j). Este hecho seguramente se deba a la solubilización de este catión por el aporte de cenizas en el suelo y su consecuente drenaje a estratos más inferiores (Pereira et al., 2015). Los cationes Mg^{2+} y Na^+ no varían significativamente entre zonas ni en profundidad.

El potasio total (K^+) aumenta significativamente una vez quemado tanto en el estrato más superficial (0-5 cm) como en el más profundo (5-10 cm) y desciende en las dos zonas en profundidad (Fig. 5.1.k). Los elevados índices de potasio en la capa superficial se deben al aporte de madera quemada y cenizas (Etiégni y Campbell, 1991; Khanna et al., 1994; Pereira et al., 2011). Este incremento ocurre cuando la temperatura del suelo no excede los 400 °C (Giovannini y Lucchesi, 1997). Al cabo de un año, el contenido en potasio decrece considerablemente (Úbeda et al., 2005).

6.2. Combustión latente en el estrato orgánico del suelo

El estrato orgánico juega un papel muy importante en la magnitud de los posibles cambios ecológicos después de un incendio (Keeley, 2012). En el Mediterráneo contribuye de forma importante en la fertilización del suelo, regulando la disponibilidad de N-P-K (Gillon et al., 1999). Después de un incendio, el horizonte orgánico puede quedar intacto, parcial o totalmente combustionado según la intensidad del fuego y su estructura se vuelve más heterogénea (Certini et al., 2011), aunque dependerá básicamente de la composición mineral de ésta (Mastrolonardo et al., 2014).

La alta variabilidad en la concentración de sales solubles (EC), en el OC y el IC de la zona quemada demuestran la heterogeneidad espacial en que combustionó el estrato orgánico (Oa+Oe). En la Figura 6.1.a. se puede observar que en la parte más elevada de los transectos (D_0 y D_8), la EC tiene una alta variabilidad y es la zona con los niveles de concentración más elevados. Si el aumento de la concentración de sales solubles viene determinado por el aumento en el suelo de black carbon y de una mayor intensidad del fuego (aunque sigue siendo de baja intensidad), significa que la parte más alta es la zona en que se produjo más combustión del estrato orgánico, a pesar de la heterogeneidad espacial de esta combustión. La parte más alta de los transectos es la única parte en que el contenido en OC es más bajo que en la zona control (Fig. 6.1.b), por lo que la combustión del estrato orgánico y, probablemente, del estrato mineral con más contenido orgánico, fue más elevada. El carbono inorgánico en esa parte, junto con la D_{16} , tiene niveles más bajos que en la zona control (Fig. 6.1.c), probablemente por una mineralización más potente al combustionar.

Los valores de profundidad del estrato orgánico de 4 a 12 cm pueden mantener fácilmente combustión latente (Hartford y Frandsen, 1992) y se observa que en la parte alta de la zona control existe una reducción, si se compara con la zona control (Fig. 6.1.d). La densidad aparente en esa zona es muy baja, por lo que tiene más porosidad y puede combustionar más fácilmente (Rein, 2016) (Fig. 5.2.b). El bajo porcentaje de humedad (<15%) del Oa y Oe en las condiciones meteorológicas que hubo durante el periodo de los incendios es otro factor por el que parte del estrato combustionó (Fig. 4.8).

La eliminación del sustrato orgánico tiene impactos fisiológicos importantes en las plantas, ya que se alteran las dinámicas de nutrientes y de microorganismos (Certini et al., 2011; Almendros y González-Vila, 2012). Existen casos contradictorios sobre la supervivencia de semillas post-incendio en ecosistemas dominados por *Pinus pinaster* Ait. Algunos afirman que la germinación y supervivencia inicial de esta especie es mayor cuando se elimina todo el estrato orgánico por combustión y el suelo es alterado (Perez-Gorostiaga, et al., 2009). Otros estudios argumentan que la combustión latente de la materia orgánica termina dificultando la regeneración post-incendio de esta especie,

aunque puede llegar a ser beneficioso si las acículas y/o materiales combustionados cubren el suelo después del incendio (Madrigal et al., 2010).

En el campo se observó que no hubo una combustión completa de todo el horizonte orgánico en el suelo y, que, junto con el alto aporte de acículas procedentes de la parte aérea, puede evitar problemas importantes de erosión y de disponibilidad de nutrientes en el estrato mineral (Certini et al., 2011) (Fig. 4.5).

Cabe mencionar que la alta emisión de carbono a la atmósfera que produce la combustión latente en ecosistemas de turbera, zonas tropicales y boreales (Rein, 2013) no es comparable con las emisiones de carbono en el Mediterráneo, ya que la cantidad consumida por combustión latente del O (Oe+Oa) es muy baja comparada con estos lugares.

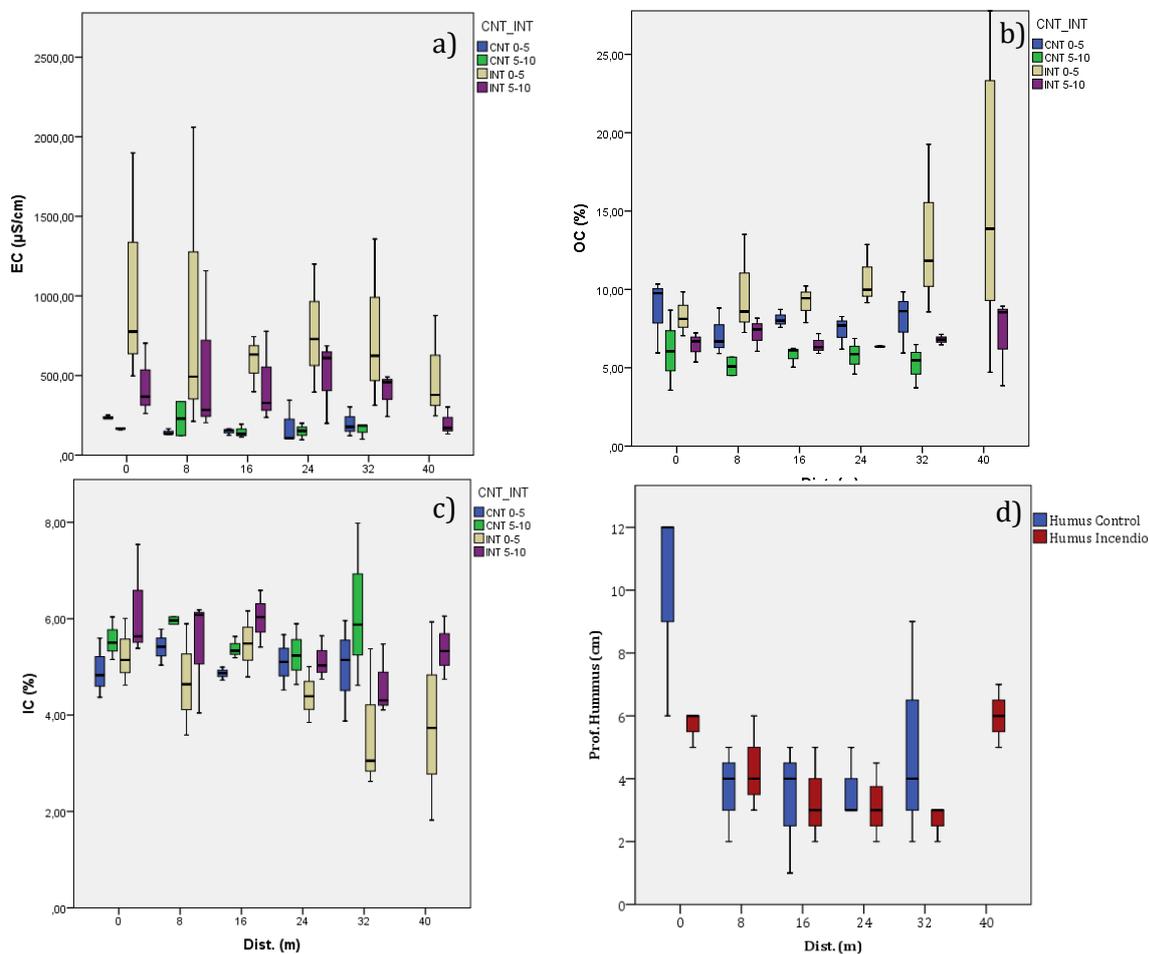


Figura 6.1. Variabilidad espacial en los transectos de **a)** la conductividad eléctrica (EC), **b)** el contenido en carbono orgánico (OC), **c)** el contenido en carbono inorgánico (IC) y **d)** la profundidad del estrato orgánico. CNT = control; INT = incendio; 0-5=Prof. entre 0-5cm; 5-10= prof entre 5-10cm. N = 59 para a), b) y c); N = 33 para d).

6.2.1. Probabilidad de ignición y de consumo del combustible en el estrato orgánico

Los factores más importantes para la ignición y el consumo del estrato orgánico del suelo son las temperaturas máximas y su tiempo de residencia después de pasar un incendio forestal (Hartford y Frandsen, 1992). Cuanto mayor es el tiempo en el que la materia orgánica se somete a altas temperaturas, menor será la energía calorífica necesaria para la ignición (Huang et al., 2015). Las mínimas energías estimadas en turberas para la ignición, a una humedad del 10%, son de 10,5 KW/m² en 3 min de altas temperaturas y 5,8 kW/m² en 30min (Huang et al., 2015). La composición de la materia orgánica (contenido mineral, humedad, densidad aparente y profundidad) también determinará la probabilidad de ignición y su consumo (Frandsen, 1987). El contenido mineral es uno de los factores más importantes en las características de combustión latente de estratos orgánicos finos (Reardon et al., 2007), como en el caso de este estudio.

En el Mediterráneo, el contenido en humedad del horizonte orgánico en condiciones de verano puede variar entre el 5 y el 30 % (Miyaniishi y Johnson, 2002; Madrigal et al., 2010), aunque dependerá del estado de descomposición y de su composición (Garlough y Keyes, 2011; Finér et al., 2016). A estas humedades relativamente bajas, las reacciones de oxidación en los frentes de combustión pueden producir suficiente energía para secar la materia orgánica y asegurar su propagación (Benscoter et al., 2011; Huang y Rein, 2015). Además, la tendencia en aumento de la temperatura y los periodos de sequía en el Mediterráneo (Calbó et al., 2016; Martínez et al., 2011), junto con el consecuente aumento del estrés hídrico (Mouillot et al., 2002; Viola et al., 2008) aumentarán este riesgo de ignición, consumo y propagación del estrato orgánico.

El contenido de humedad con un 50% de probabilidad de ignición es definido como el contenido de humedad límite para que se produzca la ignición (Frandsen, 1987) (Fig. 3.8). Los resultados de ignición demuestran que, debido a los porcentajes de humedad tan bajos en el periodo de riesgo de incendio en el Mediterráneo, el estrato orgánico del suelo puede llegar fácilmente a combustionar (Fig. 5.3 y 5.4). Para la ignición en este estudio basta, aproximadamente, con un 75% de contenido mineral (25% de contenido orgánico) al 5% de humedad. En referencia a la densidad aparente, los resultados muestran que un incremento reduce la probabilidad de ignición (Frandsen, 1997; Prat-Guitart et al., 2016).

La mayoría de estudios sobre combustión en el estrato orgánico coinciden en que un aumento del contenido mineral genera un descenso de la probabilidad de ignición (Frandsen, 1997; Garlough y Keyes, 2011). Cabe destacar que la adición de sales solubles como el calcio y el magnesio pueden actuar como catalizadores en la oxidación del carbón, favoreciendo la propagación de la combustión (Reardon et al., 2007). Este

estudio no ha realizado la caracterización de sales solubles en el horizonte orgánico, pero observando la alta concentración de cationes Ca^{2+} que hay en el suelo mineral se podría suponer que la composición mineral del estrato orgánico podría favorecer la combustión estimada.

Los resultados del estudio demuestran que, para consumirse entre un 100 y 60% de la materia orgánica de cada muestra y mantener la propagación (Reardon et al., 2007), los valores de contenido mineral deberían ser inferiores al 55 y 40 % (a humedades de 5 a 25 %, respectivamente). Cabe mencionar que Garlough y Keyes (2011) no incluyeron la BD en su modelo porque no observaron una influencia significativa en la variación del porcentaje de consumo de sus muestras.

La variabilidad espacial en el consumo se ha determinado mediante el porcentaje de muestras consumidas a más del 60% y a más del 90% (Fig. 5.7). Se ha estimado que a una humedad del 60%, la mitad de las muestras consumirían más del 60% de su contenido orgánico. Si se fija como contenido de humedad (5 y 15 % H) el que observado durante las re-igniciones, entre un 35 y 40 % de las muestras consumirían más del 90% y todas las muestras consumirían más del 60% de su contenido orgánico. Estos resultados expresan la heterogeneidad del O en el contenido inorgánico y cómo puede influir en la propagación espacial después de un incendio (Fig. 5.5 y 5.6.).

Hay que remarcar la importancia de otros factores que pueden favorecer la ignición y aumentar el consumo durante largo tiempo, como por ejemplo las piñas, que son capaces de iniciar y prolongar la combustión latente en el estrato orgánico (Kreye et al., 2013). Éstas pueden iniciar la combustión. Y las propiedades del O (%H, %IM, BD) son las responsables de su propagación (Kreye et al., 2013).

La composición heterogénea del combustible, como el contenido mineral, la densidad aparente, la profundidad, la presencia de piñas, ramas, etc., junto con la heterogeneidad espacial del contenido de humedad, son mecanismos importantes que influyen en la variación espacial de la combustión latente en horizontes orgánicos (Miyaniishi y Johnson, 2002).

6.2.2. Determinación de la velocidad de propagación del combustible

La propagación de la combustión latente es un fenómeno multidimensional, que incluye dos componentes, la propagación vertical en profundidad y la lateral en superficie (Huang et al., 2016) (Fig. 3.9). Este estudio solamente pudo estimar la velocidad de propagación lateral. Se omitió la propagación en profundidad al no disponer de los recursos necesarios para cuantificar la energía calorífica de la materia orgánica.

La velocidad de propagación decrece a mayor humedad y aumenta a mayor velocidad del viento (Huang et al., 2016). Para una determinada humedad, si la densidad incrementa será necesaria mayor energía para continuar la combustión (Prat-Guitart et al., 2016). Por el contrario, la turba con alta densidad produce más energía debido a la oxidación de más masa (Ohlemiller, 1985), pero acostumbran a conservar más contenido en humedad, por lo que el agua deberá ser evaporada por el frente de evaporación antes de que llegue el frente de pirólisis y el de oxidación (Rein, 2016).

Un rango estimado para la propagación de la combustión en turba es el descrito por Huang et al., 2016, que varía entre 25 cm/h (en caso de viento a 4,3 km/h y una humedad del 5%) y de 2 cm/h (sin viento y a una humedad del 100%). Este estudio muestra que, en los días que tuvieron lugar las re-igniciones, la velocidad de propagación media de la combustión latente podría ser de aproximadamente $3,84 \pm 0,34$ cm/h (Tabla 5.9). Esta velocidad se estimó a una humedad del horizonte orgánico (Oe + Oa) del 10%, sin viento y con una densidad aparente media de 160 kg/m^3 . Si la superficie fuese homogénea en la zona de estudio, la combustión latente podría propagarse a $92,16 \pm 8,16$ cm/día.

Partiendo del incendio del día 23 de junio de 2016 (Fig. 4.8) se podría estimar la distancia combustionada, en caso de que todas las re-igniciones fuesen consecuencia de combustión latente y su propagación fuese lineal, homogénea en una dirección y sin viento. Por ejemplo, en los días 25, 26, 27, 28, 29 y 30 de junio de 2016 la distancia estimada quemada por la combustión latente sería de 1,84, 2,77, 3,69, 4,61, 5,53 y 6,45 m, respectivamente. En los días 4, 7 y 10 de julio de 2016 la distancia combustionada alcanzaría los 10,76, 12,90 y 15,67 m, respectivamente. Y para el día 19 de julio, la distancia sería de 23,96 m. Con una media de velocidad diaria del viento de 7 km/h, la velocidad incrementaría (Huang et al., 2016).

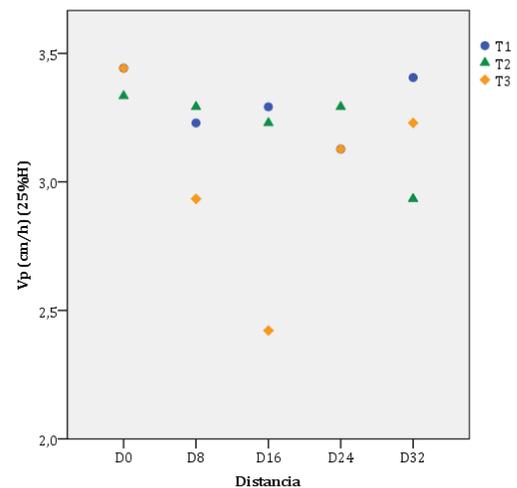


Figura 6.2. Variabilidad espacial de la velocidad de propagación a una humedad del 25% según la densidad aparente (BD) de cada muestra. $N = 15$. T1, T2 y T3 son los transectos.

Es necesario destacar que, a diferencia del modelo de Prat-Guitart et al. (2016), la densidad de las muestras del presente estudio no variaba según su contenido de humedad. Esto indica que los resultados obtenidos de velocidad de propagación pueden ser subestimados y que realmente la velocidad de propagación podría ser más elevada, sobre todo en contenidos de humedad más altos. Por el contrario, el elevado contenido mineral de las muestras del estudio (35% IM en este estudio por el 2,6% del de Prat-Guitart et al. (2016)) probablemente podría reducir la velocidad de propagación (Frandsen, 1987), aunque la alta presencia de cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} podría llegar a incrementar la transferencia de calor y, por tanto, esta misma velocidad (Reardon et al., 2007). Por lo tanto, solamente se estimaron unas velocidades que pueden diferir de la realidad, pero pueden servir de referencia para posteriores estudios en ámbitos mediterráneos.

Se podría suponer que los principales factores que afectan la heterogeneidad en la propagación de la combustión latente, durante los meses de sequía en ecosistemas mediterráneos, son el contenido mineral y la densidad (por las bajas humedades registradas en la zona) (Fig. 5.5 y 6.2). No obstante, la humedad es el principal factor limitante en la propagación de los incendios en otros ecosistemas con alta concentración de materia orgánica (Prat-Guitart et al., 2015; Huang et al., 2016), por lo que se debe considerar importante sobre todo en los incendios que tienen lugar en estaciones en las que aumenta la disponibilidad hídrica del suelo. También se podría considerar como un factor importante en los períodos de sequía, ya que pequeños cambios en la humedad del horizonte orgánico resultan cambiar significativamente el consumo de materia orgánica durante la combustión latente (Hille et al., 2005). La presencia de raíces, ramas y piedras también juega un papel importante en la heterogeneidad del combustible y, por lo tanto, afecta a la combustión latente (Miyanishi y Johnson, 2002). Dada la poca información que se tiene sobre la dinámica de combustión latente en ecosistemas forestales mediterráneos, son necesarios estudios más exhaustivos para poder entender mejor sus procesos en estos ecosistemas.

6.3. Futuros cambios en el régimen de incendios e integración del riesgo de combustión latente en la planificación y gestión forestal

La tendencia en aumento de la temperatura y los periodos de sequía en el mediterráneo (Martínez et al., 2011; Calbo et al., 2016;) pueden provocar un déficit hídrico (Mouillot et al., 2002; Viola et al., 2008) en primavera y verano que, consecuentemente, induciría en un aumento del riesgo de incendio (Moriondo, et al., 2006; Cunillera et al., 2012) y del riesgo de re-igniciones a causa de la combustión latente. Por el contrario, hay estudios que estiman que el impacto del cambio climático en el régimen de los fuegos y su impacto en los ecosistemas serán menos pronunciados en áreas secas, que en áreas más húmedas (Batllori et al., 2013).

Los episodios secos y el estrés hídrico tienden a acumular más combustible en el suelo (Lloret, 2014), pero aceleran los procesos de mineralización de la materia orgánica debido a su deshidratación (Almendros y González-Vila, 2012) y, consecuentemente, reducen el combustible del suelo a largo plazo (Batllori et al., 2013). La acumulación de materia orgánica en el suelo también influirá en la reserva de agua en el suelo (De Marco et al., 2005). Otro factor importante es la aplicación de políticas de extinción de incendios forestales, en los que también juegan un papel importante en el aumento o reducción de la cantidad de combustible, ya que, a más supresión, más combustible (Piñol et al., 2007). De este modo, existe una controversia sobre si va a aumentar o disminuir el combustible en el suelo, que también dependerá de sus características y su estado de descomposición (Finér et al., 2016; Garlough y Keyes, 2011) y que influenciarán en la aparición de combustión latente y la posterior aparición de re-igniciones después de un incendio, tanto en zonas húmedas como en áridas.

Por otro lado, las condiciones más secas limitarán el crecimiento aéreo de la vegetación después de un incendio (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). Este es el caso de los ecosistemas de *Pinus halepensis*, en que el principal factor limitante del crecimiento aéreo es la disponibilidad de agua (Calbo-Aicart, 2013; Vericat et al., 2013). Por el contrario, aumentaría la biomasa subterránea, tanto superficialmente, con el aumento de raíces finas, como en profundidad (Calbo-Aicart, 2013). Este aumento incrementaría la probabilidad de combustión latente después de un incendio que, consecuentemente, podría elevar la frecuencia de re-igniciones. Los incendios de Rocallaura, son un claro ejemplo de esta tendencia al aumento de re-igniciones por acumulación de biomasa subterránea.

Pero los eventos extremos climáticos no son los únicos parámetros que influyen en los futuros cambios de régimen de incendio. El despoblamiento del medio rural, la baja rentabilidad de los bosques, el envejecimiento de la población rural, la estructura de propiedad atomizada, la descapitalización de las masas arbóreas, las políticas de

extinción y la reforestación del territorio (Castellnou y Nebot, 2007) han modelizado el paisaje hacia áreas más continuas, más extensas (Gordi et al., 1996) y con mayor acumulación de combustible (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). Es por eso que los cambios de uso del suelo y la gestión del territorio determinan la cantidad de combustible (Lloret, 2014), modifican la estructura de los ecosistemas y cambian el régimen natural de los incendios y su resiliencia (Moreno y Chuvieco, 2013). Una correcta integración de los incendios en la planificación y gestión forestal, también son claves para determinar los nuevos regímenes de incendios que pueden aparecer.

Dependiendo de los factores climáticos y de los métodos de extinción y gestión forestal que se realicen en un futuro, la tendencia en la aparición de re-igniciones variaría (Fig. 6.3). Si esta tendencia es en aumento, podría generar un nuevo régimen de incendios. La combustión latente y las re-igniciones dependerán de la intensidad del fuego, que determinarán las características de esta combustión y de su propagación (Hartford y Frandsen, 1992). Esto influiría en la severidad del incendio, ya que a mayor combustión latente, mayor impacto sobre el ecosistema (Certini et al., 2011). Además, podrían modificar la frecuencia puntual, aumentando el número de incendios en una misma zona y en un corto período de tiempo. Por último, podría aparecer un incremento en el número de incendios que pueden perdurar durante semanas (Rein, 2013) como en el caso de la zona de estudio y que podría crear otro parámetro a tener en cuenta en el régimen de incendios: la «persistencia» del incendio.

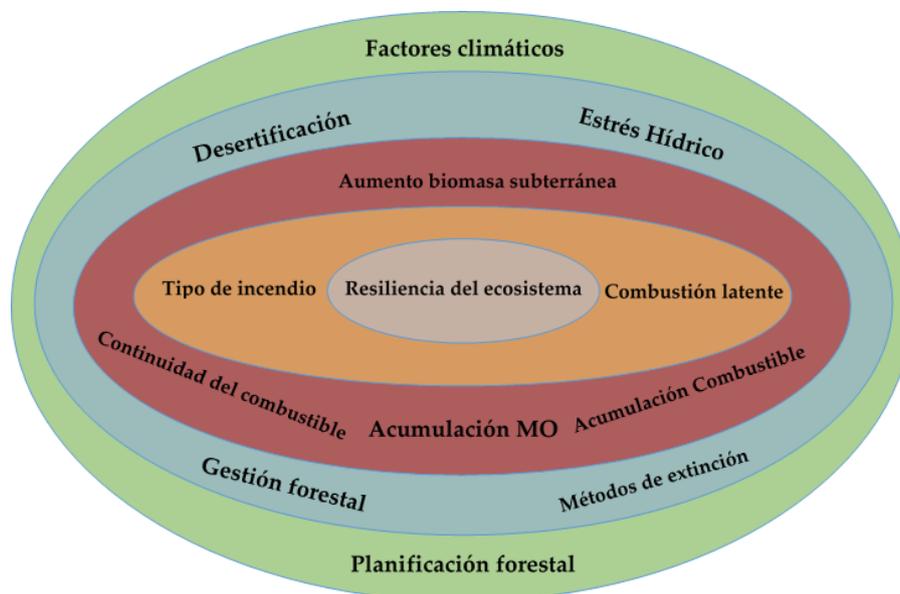


Figura 6.3. Esquema de factores que influyen en la combustión latente y el riesgo de re-igniciones. Elaboración propia

Es importante profundizar sobre el conocimiento de las re-igniciones y la combustión latente en los ecosistemas mediterráneos e integrar su riesgo en los métodos de extinción, de gestión y de planificación forestal, ya que pueden generar un cambio en el régimen de incendios actual.

6.4. Propuestas de mejora

Este estudio, mediante la determinación del límite de humedad para la combustión latente, su relación con el contenido mineral y la densidad aparente, aporta una herramienta de evaluación del potencial de ignición (Tabla 5.6), combustión (Eq. 5.1 y 5.2), propagación (Tabla 5.9) y, por lo tanto, de estimación de re-igniciones en ecosistemas forestales dominados por *Pinus halepensis* con poca gestión durante, aproximadamente, 70 años.

Profundizar sobre el parámetro persistencia en un incendio, ayudaría a prever posibles re-igniciones y simultaneidad en incendios. Mediante una gestión forestal adaptativa y/o medidas de extinción adecuadas, se podría reducir el riesgo que se produzcan GIF debido a re-igniciones de incendios anteriores. Este estudio demuestra la importancia de incluir la combustión latente y las re-igniciones dentro del marco estratégico de integración del riesgo de incendios forestales en la planificación y la gestión forestal (Fig. 6.4). Es necesario un mayor conocimiento de la hidrología, de las condiciones del sustrato orgánico, de la biomasa subterránea y de la acumulación de combustible muerto a gran escala en los ecosistemas mediterráneos, ya que este estudio ha observado que tienen una fuerte influencia en la ignición y propagación de la combustión latente.

6.4.1. Medidas de prevención. Integración de las re-igniciones al riesgo de incendios

En la actualidad, las herramientas y estudios para evaluar el potencial que tiene la combustión latente en el mediterráneo son muy limitados. Un primer paso a dar puede ser la identificación del su potencial en los actuales regímenes homogéneos en Catalunya (Apartado 3.4.1). Cada régimen homogéneo tiene una orografía parecida, están afectados por el mismo régimen de vientos, la vegetación es parecida y tienen un mismo incendio tipo en toda la zona (Castellnou et al., 2009). La inclusión de zonas homogéneas que tengan una alta acumulación de materia orgánica, una elevada biomasa subterránea y/o una alta acumulación de combustible muerto en el suelo, podría ayudar a caracterizar zonas con probabilidad de re-igniciones y a determinar nuevos regímenes de incendios.

El actual desarrollo de los mapas edafológicos de Catalunya, realizado por el ICGC, (2016a) y que caracteriza con suficiente detalle las propiedades de cada suelo, sería una herramienta muy útil para determinar zonas vulnerables de combustión latente en el estrato orgánico. La selección de parámetros (Tabla 4.1), tales como el contenido inorgánico y/u orgánico, la capacidad de retención de agua, la densidad aparente y la profundidad, desarrollaría la posibilidad de calcular la probabilidad de ignición y el potencial de consumo y propagación de una zona determinada. Dada la heterogeneidad

espacial de la composición del O, es difícil predecir exactamente la probabilidad y el comportamiento de la combustión latente (Prat-Guitart et al., 2015), aunque estos mapas ayudarían a ubicar zonas con elevado potencial. Son necesarios estudios más detallados para poder resolver la funcionalidad que pueden dar los mapas edafológicos en la gestión forestal y la integración de las re-igniciones. Otra propuesta, no excluyente a la anterior, puede ser la identificación de zonas con alta acumulación de combustible muerto que, consecuentemente, tendrían un mayor riesgo de combustión latente.

El otro parámetro imprescindible para determinar la probabilidad de ignición/extinción y la propagación de combustión latente son los índices de humedad del suelo y su distribución geográfica (Reardon et al., 2007). Actualmente, el satélite MODIS ofrece mapas diarios de humedad del suelo de alta resolución (SMOS) (BEC, 2016) que podrían ser la base, junto con los mapas edafológicos, para la obtención del riesgo de combustión latente. Esta predicción también se podría llevar a cabo mediante las bases de datos del MODIS *Active Fire Product*, que correlaciona los parámetros meteorológicos con la humedad del combustible (Loepfe et al., 2012). No obstante, dada la heterogeneidad espacial del contenido de humedad en el suelo y que afecta a la variabilidad de la combustión latente (Miyanishi y Johnson, 2002), los mapas de humedad del suelo deberían abarcar una escala más precisa que la que ofrecen los satélites actuales (0,5-1 km) (Davies et al., 2013). Una solución es la distribución de sensores de humedad en zonas con riesgo potencial de combustión latente, pero la heterogeneidad espacial provoca que los mejores métodos sean la recogida de muestras *in-situ* (método más destructivo) (Reardon et al., 2007).

6.4.2. Medidas de predicción para políticas de extinción. Integración de re-igniciones a los modelos de propagación de incendios

Una de las propuestas es la integración de la combustión latente dentro de los modelos de propagación del fuego (*MEDSPREAD*) como medida predictiva a la hora de aplicar metodologías de extinción. Actualmente, estos modelos incluyen velocidad del viento, topografía y convección como elementos que propagan el fuego (Duane et al., 2015). Integran una base de datos con las características de las igniciones, mapas de cobertura forestal, el modelo digital de elevaciones, mapas de acumulación de combustible (dónde se incluye el combustible muerto del suelo) y mapas históricos de superficie quemada (Duane et al., 2015). Este estudio propone la inclusión de los parámetros del estrato orgánico (densidad aparente, capacidad de retención de agua, contenido inorgánico y profundidad). Posteriormente, se ajustarían las condiciones meteorológicas (añadiendo los mapas de humedad del suelo) a la frecuencia de incendios, la severidad y magnitud para poder estimar la persistencia del incendio y las posibles re-igniciones.

Una metodología de aplicación sencilla y rápida para determinar la propagación de la combustión latente del estrato orgánico es la llevada a cabo en este estudio. Conociendo la humedad del sustrato orgánico (satélites *MODIS*, *Sentinel* o sensores) y su densidad (que observando la parte que ha combustionado más en este estudio varía aproximadamente entre 50 y 150 kg/m³) se puede estimar el rango de velocidades de propagación que podría tener una combustión latente mediante el modelo de Prat-Guitart et al., 2016 (Eq. 4.14). Por el contrario, la incertidumbre que puede generar este modelo en ecosistemas mediterráneos debido a su poco contenido inorgánico (el modelo propuesto por Prat-Guitart et al., 2016 tiene un 3% de contenido inorgánico y las muestras del estudio tienen un 35% de media) generan la necesidad de crear otros modelos más precisos.

De modo que es necesaria la generación de varios modelos de propagación de la combustión latente específicos para los ecosistemas forestales del noroeste Mediterráneo, como los desarrollados en turberas por Huang et al., 2016 y Prat-Guitart et al., 2016. En ellos se utilizan cámaras térmicas para monitorizar la ignición, la velocidad de propagación y la extinción en cada frente de combustión latente. Mediante las características de densidad aparente, contenido mineral, humedad y profundidad del estrato orgánico se podría estimar de forma precisa las velocidades de propagación de la combustión latente y, por lo tanto, la persistencia del incendio.

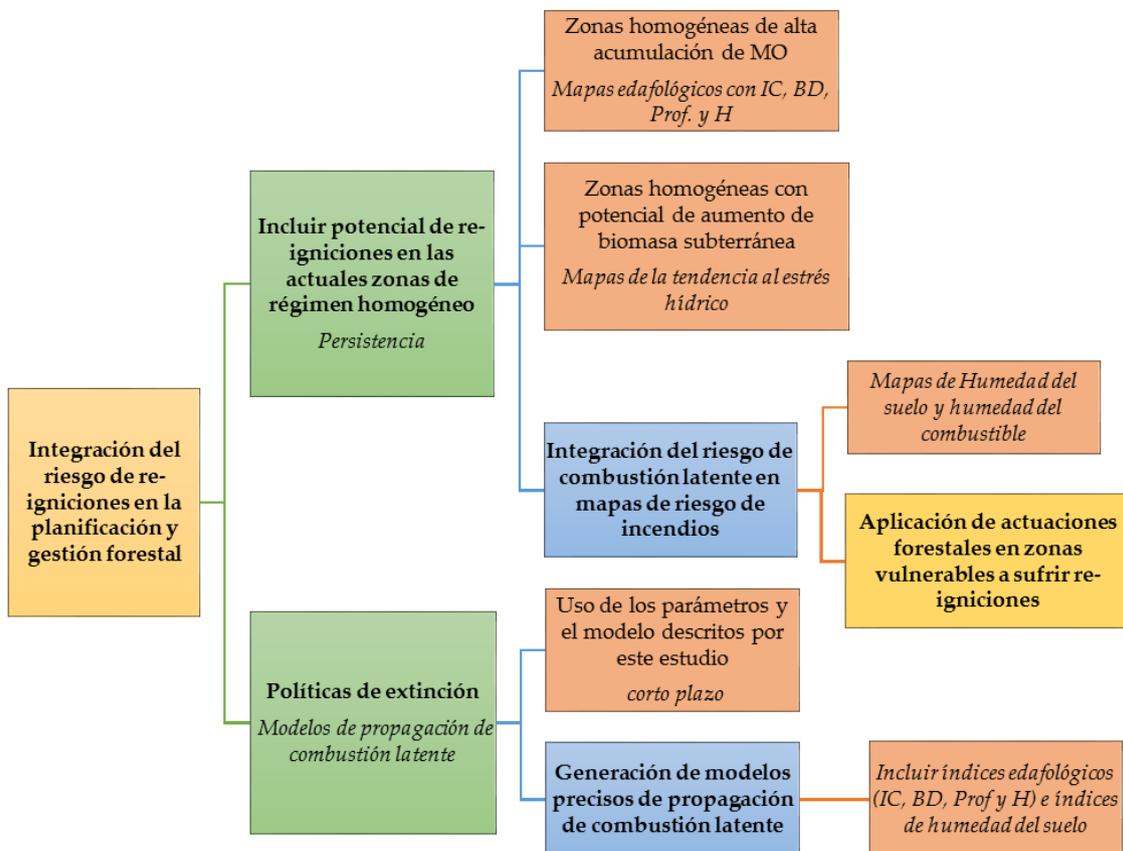


Figura 6.4. Orientación propuesta para el marco de integración del riesgo de re-igniciones en la gestión y planificación forestal. Colores indican la secuencia de medidas generales a específicas siguiendo el orden descendente de: Amarillo – Verde – Azul – Naranja. Elaboración propia.

6.4.3. *Aplicación de actuaciones en zonas vulnerables a re-igniciones*

Una vez se han identificado las zonas vulnerables a re-igniciones, sería necesario aplicar actuaciones adecuadas para poder reducir su riesgo. A continuación, se analizan cuatro tipos de actuaciones de gestión forestal que pueden influir en la reducción o incremento del riesgo de re-igniciones. Con ello, se pretende orientar e informar a los gestores forestales de los efectos que podría tener cada tipo de gestión.

- **No actuación como método de gestión forestal**

Una primera medida podría ser la no gestión forestal. Se ha determinado que, a corto plazo una no gestión forestal provoca un aumento y una continuidad horizontal y vertical del combustible que incrementa el riesgo a grandes incendios forestales (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). A largo plazo, la presencia de otro fuego sin aplicar medidas de extinción severas (solamente políticas oportunistas de extinción) podría reducir la cantidad de combustible y remodelar el régimen de incendios actual (Regos et al., 2014). En la zona de estudio, debido a la poca gestión durante 70 años, las especies de *Pinus halepensis* Mill. han dominado el estrato arbóreo y han creado un bosque maduro, en el que no existe gran continuidad vertical y favorece los incendios de baja intensidad, que pueden ayudar al reciclaje de nutrientes (Almendros y González-Vila, 2012). La presencia de un ecosistema forestal estable ha aportado más cantidad de materia orgánica en el suelo, con su consecuente aumento de la capacidad de retención de agua y de la fertilización del suelo (Certini, 2005). Por el contrario, se incrementa el riesgo de combustión latente del sustrato orgánico y de aparición de re-igniciones. Cabe mencionar, que la combustión latente en esta zona ha sido baja y no ha generado impactos negativos en el suelo, sino más bien lo contrario (Apartado 6.1).

- **Modelos de gestión forestal ORGEST**

El problema de no usar ningún tipo de gestión reside en que, para llegar a tener ecosistemas forestales maduros sin actuación alguna, se debe pasar por la fase de acumulación y continuidad de combustible, que al aparecer un incendio generaría posibles re-igniciones (alta acumulación de combustible muerto en el suelo) y fuertes impactos en el territorio (Keeley, 2009). La distribución geográfica de los núcleos de población es otro factor que imposibilita la no gestión forestal (Castellnou y Nebot, 2007). Además, los ecosistemas naturales del Mediterráneo muestran mecanismos de resistencia y recuperación ante los cambios medioambientales y socioeconómicos, pero la actual situación de cambio global sobrepasa la capacidad de resiliencia de estas estrategias naturales (Doblas-Miranda, 2013) (Fig. 3.4). Esto genera la necesidad de apoyarse en una gestión adaptativa hasta llegar a un restablecimiento del régimen de incendios adecuado (de baja intensidad) para que no generen fuertes impactos en las poblaciones humanas ni en el ecosistema. Las recomendaciones que se describen en los

modelos ORGEST (*Orientacions de Gestió Forestal Sostenible de Catalunya*), son una herramienta muy útil para la gestión forestal adaptativa a nivel de finca e integran el riesgo de incendios. La integración del riesgo de combustión latente en estos modelos es un paso importante para poder reducir la frecuencia de re-igniciones y, consecuentemente, reducir la cantidad de GIF.

- **Quemas prescritas**

El conocimiento del contenido inorgánico y la humedad en el estrato orgánico que aporta este estudio, puede ayudar a los entes gestores a determinar la probabilidad que existe para que se inicie una combustión latente en el sustrato orgánico (Apartado 5.5.). Conociendo la probabilidad de ignición, se puede planificar una quema prescrita y donde aplicar la extinción (Frandsen, 1997).

Los fuegos prescritos reducen el combustible superficial a corto plazo (Alcañiz et al., 2016), aumentando el contenido de carbono en el suelo, pero este es en formas más recalcitrantes que ayudan a la fijación del carbono en el suelo (Almendros y González-Vila, 2012). El único problema reside en la posible combustión completa del sustrato orgánico (si el incendio supera una cierta intensidad), que puede provocar dificultades en la extinción de la quema (Rein, 2013) e impactos negativos en el ecosistema a corto plazo (Keeley, 2009).

Diferentes estudios realizados en invierno y en ecosistemas forestales dominados por *Pocosin pine* (Peter, 1992; Reardon et al., 2007) coinciden en que las quemas prescritas no aportan suficiente energía proveniente de la combustión en llama para secar el horizonte orgánico hasta niveles de humedad que puedan propagar una combustión latente. No obstante, en los ecosistemas forestales del Mediterráneo occidental, es necesaria la realización de más estudios para poder corroborar los efectos de la combustión latente en quemas prescritas y poder contrastarlas con este estudio.

- **Ganadería extensiva**

El pastoreo extensivo de ganado es una herramienta muy efectiva para controlar el desarrollo de la vegetación y puede prevenir eficazmente los GIF (Fernández-Rebollo, 2013). La ganadería aumenta la acumulación de materia orgánica en el suelo e influye en su distribución vertical, ya que se distribuye más en profundidad que en las zonas no pastoreadas (Seddaiu et al., 2013). Aumenta de la densidad aparente de la materia orgánica debido al pisoteo, que a su vez favorece la capacidad de retención de agua en el perfil y ralentiza su descomposición (Fernández-Rebollo, 2013).

La acumulación de materia orgánica y la ralentización de su descomposición podrían generar riesgo de combustión latente en un incendio. Por el contrario, el aumento de la

densidad y del contenido de humedad podría dificultar la ignición y propagación de este tipo de combustión.

6.5. Verificación de las hipótesis

Se ha verificado la primera hipótesis sobre “los suelos de ecosistemas forestales dominados por *Pinus halepensis*, situados en climas mediterráneo-continentales y con alto contenido en materia orgánica, son propicios a conservar su estructura después de un incendio de baja intensidad, conservando el contenido de nutrientes para la recuperación del ecosistema y su resiliencia”. La argumentación de esta hipótesis se encuentra en el Apartado 6.1. Cabe mencionar que solamente se ha verificado con resultados propios a corto plazo. La investigación de los efectos a largo plazo se ha realizado mediante resultados de otros estudios y solamente puede considerarse como una aproximación a lo que podría llegar a suceder en este bosque. Un dato importante a resaltar es que la zona de estudio es climáticamente muy apta a para la especie de *Pinus halepensis* y esta especie no se vería afectada negativamente por el cambio climático (ANEXO V).

La segunda hipótesis sobre “la tendencia en aumento de re-igniciones en incendios de bosques mediterráneos se debe a un incremento de la materia orgánica en el suelo durante los últimos años” es más confusa. En primer lugar, no se han encontrado estudios que argumenten esta tendencia en aumento de las re-igniciones, aunque el cuerpo de bomberos GRAF sí que lo ha afirmado. En segundo lugar, el incremento de la materia orgánica en el suelo tampoco se ha estudiado en profundidad. Existen estudios que indican la acumulación de combustible muerto (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012), pero no los relacionan con la acumulación de materia orgánica en el suelo. Se podría deducir que cuanto más combustible muerto hay en el suelo, más fácil es que se acumule materia orgánica, aunque los rápidos procesos de mineralización que se producen en el Mediterráneo (Almendros y González-Vila, 2012), generan una incertidumbre al respecto. Este estudio sí que puede verificar que este bosque de *Pinus halepensis* poco gestionado tiene un horizonte orgánico marcado y un alto contenido de materia orgánica en el suelo. En tercer lugar, cabe mencionar que las re-igniciones no solamente se deben a la acumulación de materia orgánica muerta en el suelo (entendiendo materia orgánica muerta como el combustible muerto superficial y el estrato orgánico del suelo). En el caso del *Pinus halepensis*, el estrés hídrico está provocando un crecimiento de la biomasa subterránea (Calbo-Aicart, 2013) que, seguramente, combustione después de un incendio de alta intensidad. Esta última sub-hipótesis no se puede corroborar y sería necesario un estudio específico para determinar cómo combustiona la biomasa subterránea de esta especie.

La hipótesis de “los suelos de la zona de estudio tienen un alto contenido orgánico que podría causar combustión latente durante un largo periodo de tiempo” sí que se ha verificado, pero es necesario añadirle algunos matices. En primer lugar, se ha corroborado que el estrato orgánico (Oi+Oe+Oa) del suelo puede mantener combustión latente y, por lo tanto, propagarse. En cambio, las probabilidades de que combustione el suelo mineral son muy bajas o nulas. En segundo lugar, no se ha podido corroborar cuánto tiempo puede mantenerse esta combustión. Para ello sería necesario experimentar la combustión *in situ* o en el laboratorio (Apartado 6.4.2).

Mediante las visitas en la zona de estudio durante la recogida de muestras se pudo afirmar que el fuego no penetró hasta los troncos en descomposición enterrados durante la guerra civil, ya que en esa zona el fuego era de baja intensidad y el elevado grosor de suelo mineral los mantuvo aislados.

7. Conclusiones

Este estudio se ha basado, por un lado, en estudios previos de degradación del suelo y de la materia orgánica después de incendios; por otro lado, en trabajos previos de ignición, consumo y propagación de la combustión latente en estratos orgánicos. Los resultados de la degradación del suelo muestran que el incendio de baja intensidad en la zona de estudio no generó impactos negativos importantes a corto plazo para el estrato orgánico ni para el suelo mineral, sino más bien lo contrario.

Los incendios de baja intensidad pueden llegar a crear combustión latente, aunque debido a las bajas temperaturas en las que quema, consumen poca cantidad de sustrato orgánico. La combustión latente debe considerarse en intensidades de fuego moderadas y altas, en las que la temperatura es mayor y donde la ignición, el consumo y la propagación de la materia orgánica tiene un mayor efecto.

Este estudio pretende aportar una herramienta de evaluación del potencial de ignición, consumo y propagación de la combustión latente para poder estimar las re-igniciones en ecosistemas forestales dominados por *Pinus halepensis* Mill. Se ha determinado que el límite medio de humedad para que se produzca la ignición/extinción del estrato orgánico y su posterior propagación es de $81,22 \pm 20\%$, con un contenido inorgánico medio del $35,52 \pm 11\%$ y una densidad aparente media de $156,76 \text{ kg/m}^3$. El estudio identifica el potencial de consumo total del estrato orgánico después de un incendio [más del 90% de su contenido orgánico ($M\text{Cons}_{90}$)], que puede comprender entre el 20 y el 35% de una determinada superficie, con humedades típicas del periodo de alto riesgo de incendio (30 y 5%, respectivamente). El potencial de consumo en el que puede propagarse la combustión latente [más del 60% ($M\text{Cons}_{60}$)] abarcaría entre el 93 y el 100% de una determinada superficie. La velocidad de propagación media en la que consumiría comprende un rango de 4,08 a 3,21 cm/h con humedades del 5% y 25%, respectivamente. No obstante, la alta heterogeneidad en la composición del horizonte de fermentación y humus (contenido mineral, profundidad y densidad aparente) y su contenido en humedad influyen en la variabilidad de propagación de la combustión latente.

Los resultados del estudio, junto con el aumento de la biomasa subterránea y la acumulación de combustible muerto en los ecosistemas forestales poco gestionados y dominados por *Pinus halepensis* del Mediterráneo occidental, demuestran que la combustión latente genera un nuevo parámetro en el régimen de incendios que debe considerarse en un futuro: la «persistencia» del incendio. El estudio demuestra la importancia de incluir la combustión latente y las re-igniciones dentro del marco estratégico de integración del riesgo de incendios forestales en la planificación y la gestión forestal. Una orientación hipotética podría ser: la identificación del potencial de re-ignición (o combustión latente) en los actuales regímenes homogéneos en Catalunya y su integración dentro del riesgo de incendios (mediante mapas de humedad del suelo,

edafológicos y de combustible muerto), la generación de varios modelos de propagación de la combustión latente específicos para ecosistemas forestales en el noroeste del Mediterráneo, y un análisis del efecto que tiene la aplicación de distintas actividades de gestión sobre la combustión latente.

Debido a los escasos recursos a la hora de analizar las características de ignición, consumo y propagación de las muestras de este estudio, los resultados obtenidos han pretendido estimar, mediante modelos de regresión de otros estudios (Frandsen, 1997; Garlough y Keyes, 2011 y Prat-Guitart et al., 2016), la combustión latente dentro de los parámetros más similares al caso de estudio. Esta limitación ha hecho que las estimaciones sean aproximadas a la realidad, pero en ningún caso podrían aceptarse como experimentos propios de combustión. Sin embargo, pueden servir para entender mejor las dinámicas de combustión latente que se producen en bosques mediterráneos y utilizarse como primera referencia para futuros experimentos en estos ecosistemas.

8. Bibliografia

- Agee, J. K. (1993). Fire ecology of Pacific Northwest forest. *International Journal of Wildland Fire*, 4, 493. <https://doi.org/10.1071/WF9940195>
- Agents Rurals. (2016). Perímetres i superfícies afectades pels incendis de Vallbona de les Monges i Nàlec [Mapa]. 1:25:000. Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura Ramaderia, Pesca i Alimentació, Direcció General de Forests.
- Agents Rurals. (2017). Informe tècnic sobre les afectacions de l'incendi del 20 de juliol de 2016 a la comarca de l'Urgell i la proposta de mesures d'actuació. Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura Ramaderia, Pesca i Alimentació, Direcció General de Forests.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J., & Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, 572, 1329-1335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.115>
- Almendros, G., & González-Vila, F. J. (2012). Wildfires, soil carbon balance and resilient organic matter in Mediterranean ecosystems: a review. *Spanish Journal of Soil Science*, 2(2), 8-33. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2012.V2.N2.01>
- Argyro Zerva, & Maurizio Mencuccini. (2005). Carbon stock changes in a peaty gley soil profile after afforestation with Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Ann. For. Sci.*, 62(8), 873-880. <https://doi.org/10.1051/forest:2005078>
- BAIC. (2016). *Butlletí Anual d'Indicadors Climàtics Any 2015*. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat. Servei Meteorològic de Catalunya. Àrea de Climatologia. Equip de Canvi Climàtic.
- Baldock, J. A., & Smernik, R. J. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33(9), 1093-1109. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00062-1](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00062-1)
- Barrera-Escoda, A., Gonçalves, M., Guerreiro, D., Cunillera, J., & Baldasano, J. M. (2014). Projections of temperature and precipitation extremes in the North Western Mediterranean Basin by dynamical downscaling of climate scenarios at high resolution (1971-2050). *Climatic Change*, 122(4), 567-582. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-1027-6>
- Batllori, E., Parisien, M. A., Krawchuk, M. A., & Moritz, M. A. (2013). Climate change-induced shifts in fire for Mediterranean ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 22(10), 1118-1129. <https://doi.org/10.1111/geb.12065>
- BEC. (2016). Fine-Scale SMOS/MODIS soil moisture maps over the Iberian Peninsula. Barcelona Expert Center. Recuperado a partir de <http://bec.icm.csic.es/land-datasets/>
- Beltrán, M., Piqué, M., Vericat, P., & Cervera, T. (2011). Models de gestió per als boscos de pi blanc (*Pinus halepensis* Mill.): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. En *Orientacions de Gestió Forestal Sostenible per a Catalunya (ORGEST)*. Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.
- Benscoter, B. W. B., Thompson, D. K. D., Waddington, J. M., Flannigan, M. D. D., Wotton, B. M., de Groot, W. J. J., & Turetsky, M. R. (2011). Interactive effects of vegetation, soil moisture and bulk density on depth of burning of thick organic soils. *International Journal of Wildland Fire*, 20, 418-429. <https://doi.org/10.1071/WF08183>

Bodí, M. B., Mataix-Solera, J., Doerr, S. H., & Cerdà, A. (2011). The wettability of ash from burned vegetation and its relationship to Mediterranean plant species type, burn severity and total organic carbon content. *Geoderma*, 160(3-4), 599-607. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.11.009>

Bombers de la Generalitat de Catalunya. (2017). Històric sobre el foc de Rocallaura. *Presentació Power Point*. Generalitat de Catalunya. Departament d'Interior. Bombers. Grup de Recolzament d'Actuacions Forestals.

Brotos, L., Aquilué, N., de Cáceres, M., Fortin, M. J., & Fall, A. (2013). How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes. *PLoS ONE*, 8(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062392>

Calbo-Aicart, C. (2013). Estrategias de resistencia a sequía en *Pinus halepensis*: Hacia una caracterización fenotípica integradora de la variabilidad intraespecífica adaptativa. En S. E. de C. Forestales (Ed.), *6o Congreso Forestal Español* (pp. 1-12). Vitoria-Gasteiz. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Calbó, J., Doblas-Reyes, F., Gonçalves, M., Guemas, V., Barrera, J., Cunillera, J., ... Altava, V. (2016). Projeccions climàtiques i escenaris de futur. En *Tercer Informe Sobre El Canvi Climàtic a Catalunya (TICCC)* (pp. 113-133). Barcelona: Institut d'Estudis Catalans y Generalitat de Catalunya.

Cambra, J., Carreras, J., Carrillo, E., Curcó, A., Farré, A., Font, X., ... Vilar, L. (2006). *Cartografia dels hàbitats a Catalunya; Manual d'interpretació*. Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura Ramaderia, Pesca i Alimentació. Recuperado a partir de http://www20.gencat.cat/docs/dmah/Home/Ambits_dactuacio/Medi_natural/Sistemas_dinformacio/Habitats/Documents_complementaris/Documents/mill_introduccio.pdf

Castellnou, M., & Nebot, E. (2007). El papel del fuego en la gestión del paisaje. En *Wildfire 2007. 4a Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales*. Sevilla. Recuperado a partir de <http://www.fire.uni-freiburg.de/sevilla-2007/contributions/index.htm>

Castellnou, M., Pagés, J., Miralles, M., & Piqué, M. (2009). Tipificación de los incendios forestales de Cataluña. Elaboración del mapa de incendios de diseño como herramienta para la gestión forestal. En Sociedad Española de Ciencias Forestales-Junta de Castilla y León (Ed.), *5o Congreso Forestal Español* (pp. 1-16). Ávila. <https://doi.org/978-84-936854-6-1>

Cerdà, A., & Doerr, S. H. (2008). The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 74(3), 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.010>

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioli, P., & Rumpel, C. (2011). Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*, 167-168, 148-155. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.005>

Chen, H., Zhao, W., & Liu, N. (2011). Thermal Analysis and Decomposition Kinetics of Chinese Forest Peat under Nitrogen and Air Atmospheres. *Energy & Fuels*, 25(2), 797-803. <https://doi.org/10.1021/ef101155n>

Costa, P., Castellnou, M., Larrañaga, A., Miralles, M., & Kraus, D. (2011). *La Prevención de los grandes incendios forestales adaptada al incendio tipo*. (J. Vendrell, E. Nebot, M. Borràs, & H. Ballart, Eds.). FireParadox, Bombers, EFI.

Cunillera, J., Barrera, A., Baldasano, J. M., Gonçalves, M., & Guerreiro, D. (2012). Generació d'escenaris climàtics amb alta resolució a Catalunya. Projecte ESCAT. Barcelona: BSC. Servei Meteorològic de Catalunya.

Davies, G. M., Gray, A., Rein, G., & Legg, C. J. (2013). Peat consumption and carbon loss due to smouldering wildfire in a temperate peatland. *Forest Ecology and Management*, 308, 169-177. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.051>

De la Rosa, J. M., Knicker, H., González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Jiménez-Morillo, N. T., & Almendros, G. (2014). Revisión de las investigaciones a nivel molecular sobre el impacto del fuego en la materia orgánica del suelo: progresos en el siglo XXI. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 387. <https://doi.org/10.18172/cig.2527>

De Marco, A., Gentile, A. E., Arena, C., & De Santo, A. V. (2005). Organic matter, nutrient content and biological activity in burned and unburned soils of a Mediterranean maquis area of southern Italy. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 365-377. <https://doi.org/10.1071/WF05030>

DeBano, L. F., Neary, D. G., & Ffolliott, P. F. (2005). Soil Physical Properties. En J. L. Beyers, J. K. Brown, M. Busse, L. F. DeBano, & W. J. Elliot (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems, effects of fire on soil and water* (Vol. 4, pp. 29-51). USDA-FS general technical report. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-7717.2009.01106.x>

Doblas-Miranda, E. (2013). Introducción. En E. Doblas Miranda (Ed.), *Conservar Aprovechando. Como integrar el cambio global en la gestión de los montes españoles* (p. 11). CREA.

Doerr, S. H., & Cerdà, A. (2005). Fire effects on soil system functioning: New insights and future challenges. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 339-342. <https://doi.org/10.1071/WF05094>

Doran, J. W. (1994). Defining and assessing soil quality. En J. W. Doran (Ed.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America Special Publication No. 35.* (pp. 3-21). Madison, USA: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy.

Drysdale, D. (2011). *An Introduction to Fire Dynamics* (3rd ed.). John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781119975465>

Duane, A., Piqué, M., Castellnou, M., & Brotons, L. (2015). Predictive modelling of fire occurrences from different fire spread patterns in Mediterranean landscapes. *International Journal of Wildland Fire*, 24(3), 407-418. <https://doi.org/10.1071/WF14040>

Elvira, L. M., & Hernando, C. (1989). *Inflamabilidad y energía de las especies de sotobosque*. Madrid: Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA).

FAO, & Plan Bleu. (2013). State of forest resources in the Mediterranean region. En C. Besacier, V. Garavaglia, & D. Sarre Alastair (Eds.), *State of Mediterranean Forests 2013* (pp. 27-104). Rome. Recuperado a partir de www.fao.org/docrep/017/i3226e/i3226e.pdf

Fernández Rebollo, P. (2013). Contribución de la ganadería extensiva al mantenimiento de las funciones de los ecosistemas. En Sociedad Española de Ciencias Forestales (Ed.), *6o Congreso Forestal Español*. Vitoria-Gasteiz. <https://doi.org/978-84-937964-9-5>

Finér, L., Jurgensen, M., Palviainen, M., Piirainen, S., & Page-Dumroese, D. (2016). Does clear-cut harvesting accelerate initial wood decomposition? A five-year study with standard wood material. *Forest Ecology and Management*, 372, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.060>

Flannigan, M. D., Krawchuk, M. A., de Groot, W. J., Wotton, M., & Gowman, L. M. (2009). Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildfire Fire*, 18, 483-507.

Franco, M., Úbeda, X., Tort, J., Panareda, J. M., & Cerdà, A. (2016). The role of forest fire severity on vegetation recovery after 18 years. Implications for forest management of *Quercus suber* L. in Iberian Peninsula. *Global and Planetary Change*, 145, 11-16. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.07.016>

Frandsen, W. H. (1987). The influence of moisture and mineral soil on the combustion limits of smoldering forest duff. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(12), 1540-1544. <https://doi.org/17:1540-1544>

Frandsen, W. H. (1997). Ignition probability of organic soils. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(9), 1471-1477. <https://doi.org/10.1139/cjfr-27-9-1471>

- Garlough, E. C., & Keyes, C. R. (2011). Influences of moisture content, mineral content and bulk density on smouldering combustion of ponderosa pine duff mounds. *International Journal of Wildland Fire*, 20(4), 589-596. <https://doi.org/10.1071/WF10048>
- Gillett, N. P., Weaver, A. J., Zwiers, F. W., & Flannigan, M. D. (2004). Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophysical Research Letters*, 31(18). <https://doi.org/10.1029/2004GL020876>
- Gillon, D., Houssard, C., Valette, J. C., & Rigolot, E. (1999). Nitrogen and phosphorus cycling following prescribed burning in natural and managed Aleppo pine forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(8), 1237-1247. <https://doi.org/10.1139/x99-079>
- Giovannini, G., & Lucchesi, S. (1997). Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*, 162(7). Recuperado a partir de http://journals.lww.com/soilsci/Fulltext/1997/07000/MODIFICATIONS__INDUCED_IN_SOIL_PHYSICO_CHEMICAL.3.aspx
- Gonçalves, M., Barrera-Escoda, A., Guerreiro, D., Baldasano, J. M., & Cunillera, J. (2013). Seasonal to yearly assessment of temperature and precipitation trends in the North Western Mediterranean Basin by dynamical downscaling of climate scenarios at high resolution (1971-2050). *Climatic Change*, 122(1-2), 243-256. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0994-y>
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter: A review. *Environment International*, 30(6), 855-870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
- González, J. R., Palahí, M., Trasobares, A., & Pukkala, T. (2006). A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Annals of Forest Science, Springer Verlag/EDP Science*, 63(2), 169-176. <https://doi.org/10.1051/forest>
- Gordi, J., Pinto, J., & Vila, J. (1996). L'estudi dels incendis en el món mediterrani. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 28, 135-151.
- 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), 43.
- Hadden, R., Alkatib, A., Rein, G., & Torero, J. L. (2014). Radiant Ignition of Polyurethane Foam: The Effect of Sample Size. *Fire Technology*, 50(3), 673-691. <https://doi.org/10.1007/s10694-012-0257-x>
- Hartford, R. A., & Frandsen, W. H. (1992). When It's Hot, It's Hot... or Maybe It's Not! (Surface Flaming May Not Portend Extensive Soil Heating). *International Journal of Wildland Fire*, 2(3), 139-144. <https://doi.org/10.1071/WF9920139>
- Hayes, M. H. B. (2009). Evolution of concepts environmental natural nonliving organic matter. En N. Senesi, B. Xing, & P. M. Huang (Eds.), *Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Nonliving Organic Matter in Environmental Systems* (pp. 2-40). New Jersey: John Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470494950>
- Heiri, O., Lotter, A., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25, 101-110. <https://doi.org/10.1023/A>
- Hille, M., & den Ouden, J. (2005). Fuel load, humus consumption and humus moisture dynamics in Central European Scots pine stands. *International Journal of Wildland Fire*, 14(2), 153. <https://doi.org/10.1071/WF04026>
- Huang, X., & Rein, G. (2014). Smouldering combustion of peat in wildfires: Inverse modelling of the drying and the thermal and oxidative decomposition kinetics. *Combustion and Flame*, 161(6), 1633-1644. <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2013.12.013>

- Huang, X., & Rein, G. (2015). Computational study of critical moisture and depth of burn in peat fires. *International Journal of Wildland Fire*, 24(6), 798-808. <https://doi.org/10.1071/WF14178>
- Huang, X., Rein, G., & Chen, H. (2015). Computational smoldering combustion: Predicting the roles of moisture and inert contents in peat wildfires. *Proceedings of the Combustion Institute*, 35(3), 2673-2681. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2014.05.048>
- Huang, X., Restuccia, F., Gramola, M., & Rein, G. (2016). Experimental study of the formation and collapse of an overhang in the lateral spread of smoldering peat fires. *Combustion and Flame*, 168, 393-402. <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2016.01.017>
- Hubbert, K. R., & Oriol, V. (2005). Temporal fluctuations in soil water repellency following wildfire in chaparral steplands, southern California. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 439-447. <https://doi.org/10.1071/WF05036>
- IBM Corp. Released. (2015). IBM SPSS Statistics for Windows, Version 23.0. 2015.
- ICGC. (2012). NDVI (Normalized Difference Vegetation Index [WMS]). 2x2. Generalitat de Catalunya. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya.
- Recuperado a partir de <http://www.icc.cat/NDVI/NDVIServiceWMS?>
- ICGC. (2015a). Ortofoto de Catalunya. Vuelo americano serie A (1945-1946) [WMS]. 1:10000. Generalitat de Catalunya. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. Recuperado a partir de <http://www.icgc.cat/en/Public-Administration-and-Enterprises/Services/Online-services-Geoservices/WMS-i-WMTS/WMS-of-raster-cartography/WMS-of-old-orthophotos>
- ICGC. (2015b). Ortofoto de Catalunya [WMS]. 1:2500. Generalitat de Catalunya. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. Recuperado a partir de <http://www.icgc.cat/en/Public-Administration-and-Enterprises/Services/Online-services-Geoservices/WMS-i-WMTS/WMS-of-raster-cartography/WMS-of-current-maps-and-orthophotos>
- ICGC. (2016a). Guia metodològica per a la redacció dels projectes de cartografia de sòls, a escala 1:25.000. Generalitat de Catalunya. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. Recuperado a partir de <http://www.icgc.cat/en/Public-Administration-and-Enterprises/Downloads/Geological-and-geothematic-cartography/Soil-cartography/GT-IV.-Soil-map-1-25.000>
- ICGC. (2016b). Mapa Geològic de Catalunya [WMS]. 1:50.000. Generalitat de Catalunya. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya.
- ICGC. (2016c). Model d'Elevacions del Terreny de Catalunya [Mapa Ràster 2D]. 2x2m (MET-2). v1.0. Generalitat de Catalunya. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. Recuperado a partir de <http://www.icgc.cat/en/Public-Administration-and-Enterprises/Downloads/Elevation/Model-d-Elevacions-del-Terreny-de-2x2-m>
- ICGC. (2016d). Variables biofísiques de l'arbrat de Catalunya. [Mapa WMS]. 20x20m. *Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya*. Generalitat de Catalunya. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. Recuperado a partir de [https://www.instamaps.cat/geocatweb/visor.html?businessid=23c3cce6559920283d3f4954158c1381&title=Variables biofísiques de l'arbrat de Catalunya#11/41.4139/0.9709](https://www.instamaps.cat/geocatweb/visor.html?businessid=23c3cce6559920283d3f4954158c1381&title=Variables%20biof%C3%ADsiques%20de%20l%27arbrat%20de%20Catalunya#11/41.4139/0.9709)
- IPCC. (2014). *Summary for Policymakers. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (Core Writing Team, R. K. Pachauri, & L. Meyer, Eds.). Geneva, Switzerland. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- Jiménez-González, M. A., De la Rosa, J. M., Jiménez-Morillo, N. T., Almendros, G., González-Pérez, J. A., & Knicker, H. (2016). Post-fire recovery of soil organic matter in a Cambisol from typical Mediterranean forest in Southwestern Spain. *Science of the Total Environment*, 572, 1414-1421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.134>

- Johnson, D. W., & Curtis, P. S. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: Meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140(2-3), 227-238. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00282-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00282-6)
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A., & Andrews, S. S. (2003). Soil quality: Why and how? *Geoderma*, 114(3-4), 145-156. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9)
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., & Schuman, G. E. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 4-10.
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116-126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science*, 69(4), 445-453. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0201-8>
- Khabarov, N., Krasovskii, A., Obersteiner, M., Swart, R., Dosio, A., San-Miguel-Ayanz, J., ... Migliavacca, M. (2016). Forest fires and adaptation options in Europe. *Regional Environmental Change*, 16(1), 21-30. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0621-0>
- Khanna, P. K., Raison, R. J., & Falkiner, R. A. (1994). Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *Forest Ecology and Management*, 66(1), 107-125. Recuperado a partir de [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)90151-1](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(94)90151-1)
- Knudsen, D., Peterson, G., & Pratt, P. (1982). Lithium, sodium, and potassium. En Soil Science Society of America (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 2 Chemical and microbiological properties. Monograph Number 9* (Second Ed, pp. 225-246). Madison, WI: ASA.
- Kreye, J. K., Varner, J. M., Dugaw, C. J., Cao, J., Szecsei, J., & Engber, E. a. (2013). Pine cones facilitate ignition of forest floor duff. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(March), 512-516. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0019>
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., ... Neves, E. G. (2006). Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0383>
- Lima, H. N., Schaefer, C. E. R., Mello, J. W. V., Gilkes, R. J., & Ker, J. C. (2002). Pedogenesis and pre-Colombian land use of «Terra Preta Anthrosols» («Indian black earth») of Western Amazonia. *Geoderma*, 110(1-2), 1-17. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00141-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00141-6)
- Lloret, F. (2014). Canvi global i règim d'incendis a Catalunya. En «*Què hem après dels grans incendis del 1994*» XI Jornada CREA F SCB ICHN. Barcelona: CREA F. Societat Catalana de Biologia. Institució Catalana d'Història Natural.
- Loepfe, L., Martinez-Vilalta, J., & Piñol, J. (2012). Management alternatives to offset climate change effects on Mediterranean fire regimes in NE Spain. *Climatic Change*, 115(3-4), 693-707. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0488-3>
- Madrigal, J., Hernando, C., Guijarro, M., Vega, J. A., Fontúrbel, T., & Pérez-Gorostiaga, P. (2010). Smouldering fire-induced changes in a Mediterranean soil (SE Spain): Effects on germination, survival and morphological traits of 3-year-old *Pinus pinaster* Ait. *Plant Ecology*, 208(2), 279-292. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9705-1>
- Martín-Vide, J., Prohom, M., & Busto, M. (2016). Evolució recent de la temperatura, la precipitació i altres variables climàtiques a Catalunya. En *Tercer Informe Sobre El Canvi Climàtic a Catalunya (TICCC)* (pp. 93-112). Barcelona: Institut d'Estudis Catalans y Generalitat de Catalunya.
- Martínez, M. D., Serra, C., Burgueño, A., & Lana, X. (2011). Response to the comments on «time trends of daily maximum and minimum temperatures in Catalonia (NE Spain) for the period 1975-2004». *International Journal of Climatology*, 31(1), 153-157. <https://doi.org/10.1002/joc.2073>

- Mastrolonardo, G., Francioso, O., Di Foggia, M., Bonora, S., Rumpel, C., & Certini, G. (2014). Application of thermal and spectroscopic techniques to assess fire-induced changes to soil organic matter in a Mediterranean forest. *Journal of Geochemical Exploration*, 143, 174-182.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.04.010>
- Mataix-Solera, J., & Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En J. Mataix-Solera (Ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica* (pp. 5-40). Alicante: Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Bárcenas, G., Zornoza, R., Pérez-Bejarano, A., ... Zavala, L. (2009). Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH en colaboración con otros grupos. En A. Cerdà & J. Mataix-Solera (Eds.), *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos de España* (pp. 185-218). Universitat de València, Càtedra Divulgación de la Ciencia.
- Miyaniishi, K., & Johnson, E. A. (2002). Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(7), 1285-1295. <https://doi.org/10.1139/x02-051>
- Moreno, V. M., & Chuvieco, E. (2013). Characterising fire regimes in Spain from fire statistics. *International Journal of Wildland Fire*, 22(3), 296-305. <https://doi.org/10.1071/WF12061>
- Moriondo, M., Good, P., Durao, R., Bindi, M., Giannakopoulos, C., & Corte-Real, J. (2006). Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate Research*, 31, 85-95. <https://doi.org/10.3354/cr031085>
- Mouillot, F., Rambal, S., & Joffre, R. (2002). Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean ecosystem. *Global Change Biology*, 8, 423-437. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00494.x>
- Mouillot, F., Ratte, J. P., Joffre, R., Moreno, J. M., & Rambal, S. (2003). Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France). *Landscape Ecology*, 18(7), 665-674. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000004182.22525.a9>
- Ninyerola, M., Serra-Díaz, J., & Lloret, F. (2010). Atlas de idoneidad topo-climática de leñosas [Mapa Online]. 200x200m. Universitat de Barcelona. Recuperado 6 de junio de 2017, a partir de www.opengis.uab.cat/IdoneitatPI/index.html
- Nuet, J., & Panareda, J. M. (1994). Els incendis forestals de l'estiu de 1994. Reflexions i propostes. *Muntanya*, (795), 201-207.
- Ohlemiller, T. J. (1985). Modeling of smoldering combustion propagation. *Progress in Energy and Combustion Science*, 11(4), 277-310. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0360-1285\(85\)90004-8](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0360-1285(85)90004-8)
- Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: from fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*, 110(1), 215-226. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6>
- Pereira, P., Jordán, A., Cerdà, A., & Martín, D. (2015). Editorial: The role of ash in fire-affected ecosystems. *Catena*, 135, 337-339. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.11.016>
- Pereira, P., Úbeda, X., Martín, D., Mataix-Solera, J., & Guerrero, C. (2011). Effects of a low severity prescribed fire on water-soluble elements in ash from a cork oak (*Quercus suber*) forest located in the northeast of the Iberian Peninsula. *Environmental Research*, 111(2), 237-247. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.09.002>
- Pérez-Gorostiaga, P., Vega, J. A., Fonturbel, T., Fernández, C., & Jimenez, E. (2009). Efectos de la severidad del fuego forestal en el suelo sobre la germinación y supervivencia inicial de plántulas de *Pinus Pinaster* Ait. en Galicia. En S.E.C.F.-Junta de Castilla y León (Ed.), *5o Congreso Forestal Español* (pp. 1-10). Ávila: Sociedad Española de Ciencias Forestales.

Périé, C., & Ouimet, R. (2008). Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(3), 315-325. <https://doi.org/10.4141/CJSS06008>

Peter, S. J. (1992). *Heat transfer beneath a spreading fire*. Thesis (PhD). University of New Brunswick. Fredericton, NB.

Piñol, J., Castellnou, M., & Beven, K. J. (2007). Conditioning uncertainty in ecological models: Assessing the impact of fire management strategies. *Ecological Modelling*, 207(1), 34-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.020>

Piqué, M., Valor, T., Castellnou, M., Pagés, J., Larrañaga, A., Miralles, M., & Cervera, T. (2011). Integració del risc de grans incendis forestals (GIF) en la gestió forestal: incendis tipus i vulnerabilitat de les estructures forestals al foc de capçades. En *Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST)*. Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Plana, E. (2011). Integració del risc d'incendis en la planificació forestal estratègica i l'ordenació del territori. *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, 26(71-72), 69-91. Recuperado a partir de <http://publicacions.iec.cat/repository/pdf/00000180%5C00000087.pdf>

Power, M. J., Marlon, J. R., Bartlein, P. J., & Harrison, S. P. (2010). Fire history and the Global Charcoal Database: A new tool for hypothesis testing and data exploration. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 291(1-2), 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2009.09.014>

Prat-Guitart, N., Rein, G., Hadden, R. M., Belcher, C. M., & Yearsley, J. M. (2015). Effects of spatial heterogeneity in moisture content on the horizontal spread of peat fires. *Science of the Total Environment*, 572, 1422-1430. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.145>

Prat-Guitart, N., Rein, G., Hadden, R. M., Belcher, C. M., & Yearsley, J. M. (2016). Propagation probability and spread rates of self-sustained smouldering fires under controlled moisture content and bulk density conditions. *International Journal of Wildland Fire*, 25(4), 456-465.

<https://doi.org/10.1071/WF15103>

Reardon, J., Hungerford, R., & Ryan, K. (2007). Factors affecting sustained smouldering in organic soils from pocosin and pond pine woodland wetlands. *International Journal of Wildland Fire*, 16(1), 107-118. <https://doi.org/10.1071/WF06005>

Regos, A., Aquilué, N., Retana, J., De Cáceres, M., & Brotons, L. (2014). Using unplanned fires to help suppressing future large fires in mediterranean forests. *PLoS ONE*, 9(4), 1-10.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094906>

Rein, G. (2013). Smouldering Fires and Natural Fuels. En Belcher (Ed.), *Fire Phenomena and the Earth System* (pp. 15-33). Oxford: John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118529539.ch2>

Rein, G. (2016). Smoldering Combustion. En M. J. Hurley, D. T. Gottuk, J. R. Hall Jr., K. Harada, E. D. Kuligowski, M. Puchovsky, ... C. J. Wieczorek (Eds.), *SFPE Handbook of Fire Protection Engineering* (pp. 581-603). New York: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2565-0_19

Rein, G., Cleaver, N., Ashton, C., Pironi, P., & Torero, J. L. (2008). The severity of smouldering peat fires and damage to the forest soil. *CATENA*, 74(3), 304-309. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.05.008>

Rothermel, R. C. (1972). A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. *USDA Forest Service Research Paper INT USA*, p. 40.

<http://www.snap.uaf.edu/webshared/JenNorthway/AKFireModelingWorkshop/AKFireModelingWkshp/FSPPro Analysis Guide References/Rothermel 1972 INT-115.pdf>

Rothermel, R. C. (1983). *How to Predict the Spread and Intensity of Forest and Range Fires*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. Odgen: Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest y Range Experiment Station. U.S. Forest Service General Technical Report INT-143

Roulet, N., Moore, T., Bubier, J., & Lafleur, P. (1992). Northern fens: methane flux and climatic change. *Tellus B*, 44(2), 100-105. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00002.x>

Santisteban, J. I., Mediavilla, R., López-Pamo, E., Dabrio, C. J., Blanca Ruiz Zapata, M., José Gil García, M., ... Martínez-Alfaro, P. E. (2004). Loss on ignition: a qualitative or quantitative method for organic matter and carbonate mineral content in sediments? *Journal of Paleolimnology*, 32(3), 287-299. <https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000042999.30131.5b>

Seddaiu, G., Porcu, G., Ledda, L., Roggero, P. P., Agnelli, A., & Corti, G. (2013). Soil organic matter content and composition as influenced by soil management in a semi-arid Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 167, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.002>

SMC. (2017a). Base de datos climáticos de las estaciones de Rocallaura y Tárrega. (1950-2015). Generalitat de Catalunya. Servei Meteorològic de Catalunya. Àrea de climatologia. Serveis Climàtics. Recuperado a partir de <http://www.meteo.cat/wpweb/climatologia/serveis-i-dades-climatiques/series-climatiques-historiques/>

SMC. (2017b). Datos climatológicos diarios de la estación manual de Rocallaura (UG019) y la estación automática de Sant Martí de Riucorb (WL). (1 de abril-30 de julio de 2016). Generalitat de Catalunya. Servei Meteorològic de Catalunya. Àrea de climatologia. Serveis Climàtics. Recuperado a partir de <http://www.meteo.cat/wpweb/serveis/peticions-de-dades/peticio-dinformes-meteorologics/>

Soil Survey Staff. (2014). *Claves para la Taxonomía de Suelos*. Mdp.Edu.Ar (Décimo seg). Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio de Conservación de Recursos Naturales. Recuperado a partir de http://www.mdp.edu.ar/agrarias/grado/723_Genesis/archivos/Taxonomia_Suelos_2010.pdf

Trabaud, L. (1984). Fire Adaptation Strategies of Plants in the French Mediterranean Area. En N. S. Margaris, M. Arianoustou-Faraggitaki, & W. C. Oechel (Eds.), *Being alive on land: Proceedings of the International Symposium on Adaptations to the Terrestrial Environment Held in Halkidiki, Greece, 1982* (pp. 63-69). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-6578-2_8

Trenberth, K. E., Jones, P., Ambenje, P., Bojariu, R., Easterling, D., Klein Tank, A., ... Zhai, P. (2007). Observations: Surface and Atmospheric Climate Change. En S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, ... H. L. Miller (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Vol. 164, pp. 235-336). Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.5194/cp-6-379-2010>

Trouet, V., Taylor, A. H., Carleton, A. M., & Skinner, C. N. (2009). Interannual variations in fire weather, fire extent, and synoptic-scale circulation patterns in northern California and Oregon. *Theoretical and Applied Climatology*, 95(3-4), 349-360. <https://doi.org/10.1007/s00704-008-0012-x>

Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L. R., Bernia, S., & Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 379-384. <https://doi.org/10.1071/WF05040>

Úbeda, X., Outeiro, L. R., & Sala, M. (2006). Vegetation regrowth after a differential intensity forest fire in a Mediterranean environment, northeast Spain. *Land Degradation & Development*, 17(4), 429-440. <https://doi.org/10.1002/ldr.748>

Úbeda, X., Pereira, P., Outeiro, L., & Martin, D. A. (2009). Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plots of cork oak (*Quercus suber*). *Land Degradation & Development*, 20(6), 589-608. <https://doi.org/10.1002/ldr.930>

Úbeda, X., & Sala, M. (1996). Cambios en la física del suelo e incremento de la escorrentía y la erosión tras un incendio forestal. En A. Grandal d'Anglade & J. Pagés Valcarlos (Eds.), *IV Reunión de Geomorfología* (pp. 559-572). O Castro (A Coruña): Sociedad Española de Geomorfología.

Vericat, P., Piqué, M., & Serrada, R. (2012). *Gestión adaptativa al cambio global en masas de Quercus Mediterráneos*. Solsona: Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Vericat, P., Piqué, M., & Trasobares, A. (2013). Factores ambientales que afectan al crecimiento de las cuatro principales especies de coníferas en Cataluña. En S. E. de C. Forestales (Ed.), *6o Congreso Forestal Español* (pp. 1-13). Vitoria-Gasteiz. <https://doi.org/6CFE01-025>

Viola, F., Daly, E., Vico, G., Cannarozzo, M., & Porporato, A. (2008). Transient soil-moisture dynamics and climate change in Mediterranean ecosystems. *Water Resources Research*, 44(11), 1-12.
<https://doi.org/10.1029/2007WR006371>

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Modelo de planificación forestal escalonado.	24
Tabla 4.1. Características edafológicas de la zona de estudio.....	37
Tabla 4.2. Coeficientes del modelo de probabilidad para Pine duff (Seney).	46
Tabla 4.3. Coeficientes del modelo de regresión lineal de Prat-Guitart et al. (2016).	48
Tabla 5.1. Estadísticos descriptivos de SBD, SOM y SIM.....	50
Tabla 5.2. Estadísticos descriptivos de TC, TN, OC, IC, carbonatos y C/N.	51
Tabla 5.3. Estadísticos descriptivos del pH, EC, Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Si y S	52
Tabla 5.4. Resumen de diferencias significativas (t de Student y U de Mann-Whitney) entre grupos.	53
Tabla 5.5. Matriz de correlación no paramétrica de Spearman entre las variables físico-químicas de la zona control y post incendio.....	55
Tabla 5.6. Resultados del análisis de la regresión lineal entre el límite máximo de humedad a P ₅₀ , con la BD y el IM.....	57
Tabla 5.7. Resultados del análisis de las dos regresiones lineales. a) Humedad al P ₅₀ y IM; b) Humedad al P ₅₀ y BD.	59
Tabla 5.8. Modelos de regresión lineal del porcentaje de muestras consumidas a) MCons(90%-100%) y b) MCons(>60%), según la humedad	61
Tabla 5.9. Estadísticos descriptivos de la velocidad de propagación (V _p) según la humedad (%) en el estrato orgánico de la zona control.	62

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1. IDRC: Tendencia del Indicador de Duración de la Racha Cálida para el periodo 1950-2015 y DEC: Tendencia del Indicador de Duración de la Estación de Crecimiento para el período 1950-2015.....	16
Figura 3.2. LMRS: Tendencia del índice Longitud Máxima de la Racha Seca para el periodo 1950-2015. PTOT: Tendencia del índice Precipitación Total Anual en los días de lluvia para el período 1950-2015.....	17
Figura 3.3. Evolución temporal de anomalías proyectadas de la T ^a media anual (°C) en clima mediterráneo continental (1971-2050).....	17
Figura 3.4. Principales componentes del cambio global e impactos negativos en montes mediterráneos.	20

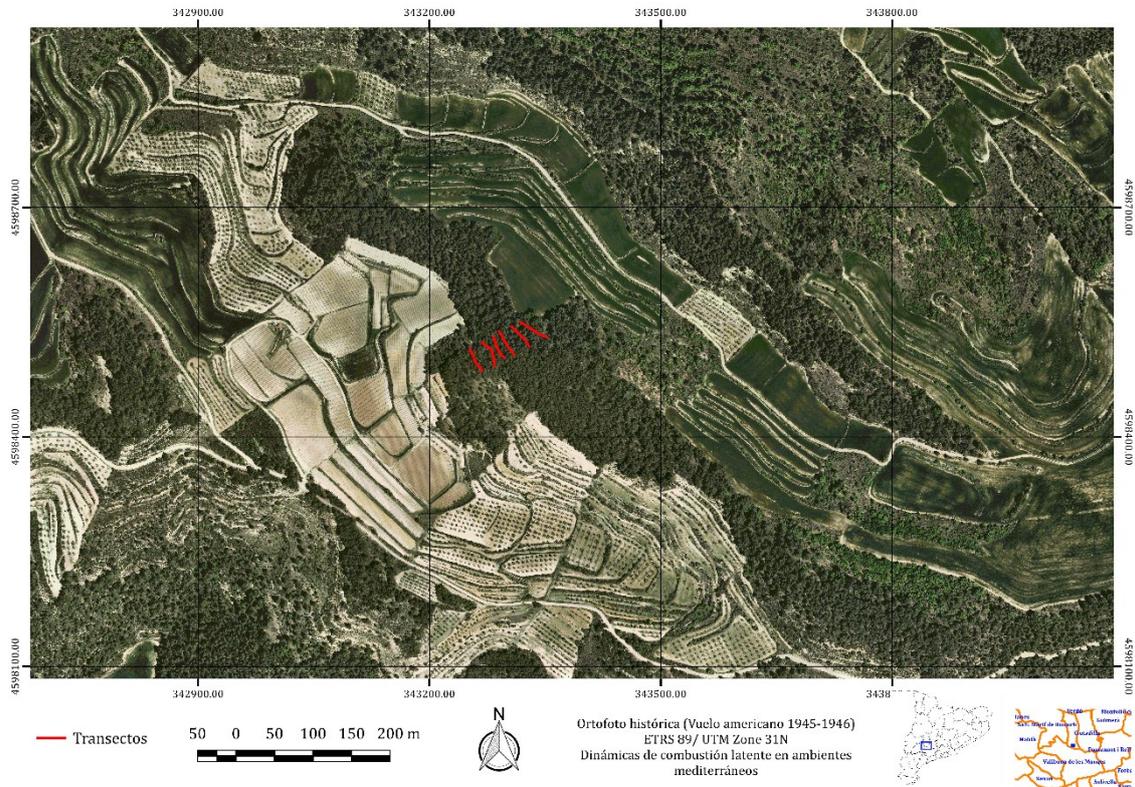
Figura 3.5. Usos relacionados con el riesgo de incendios y relaciones causa-efecto de aumento del riesgo de Grandes Incendios Forestales (GIF).....	23
Figura 3.6. Ejemplo del proceso de combustión latente en turba y sus productos resultantes..	31
Figura 3.7. Ejemplo de combustión latente en humus de bosques de <i>Pinus ponderosa</i>	32
Figura 3.8. Límite de ignición. Probabilidad de ignición del 50% de suelo orgánico según su contenido inorgánico y su humedad, con una densidad aparente media de 110kg/m ³	33
Figura 3.9. Izquierda: Dibujo esquemático de la propagación lateral y en profundidad de la combustión latente en un estrato de turba. Derecha: Evolución de la fracción de masa de la turba y el carbón resultante cuando se somete a altas radiaciones de calor.....	34
Figura 4.1. Izquierda: Ortofoto actual de la zona de estudio. Derecha: Ortofoto histórica (Vuelo Americano del 45-46).....	36
Figura 4.2. Izquierda: imagen de la zona de estudio. Derecha: horizonte orgánico y cobertura de musgo. Elaboración propia.	36
Figura 4.3. Izquierda: Mapa de pendientes de la zona de estudio. Derecha: Índice de vegetación NDVI del 2015.....	37
Figura 4.4. Climograma del área de estudio (1950-2015).....	38
Figura 4.5. Fotografías: Arriba izquierda: Zona quemada con alta intensidad. Arriba derecha: Zona de estudio quemada con baja intensidad. Abajo izquierda: Trinchera de la Guerra Civil. Abajo derecha: Zona con indicios de combustión del estrato orgánico.....	39
Figura 4.6. Mapa del perímetro y la superficie afectada por los incendios del 23 de junio y del 19 de julio del 2016.....	40
Figura 4.7. Arriba: Gráfico de la temperatura y la humedad relativa media diaria. Abajo: Gráfico de la velocidad del viento media diaria y la dirección del viento (°). Periodo del 19 de junio al 20 de julio de 2016.....	41
Figura 4.8. Gráfico de la precipitación diaria, humedad media diaria del suelo, temperatura media diaria del suelo a 5cm, evapotranspiración diaria, radiación solar media diaria y de las re-igniciones de los incendios (1 de junio al 31 de julio de 2016).....	41
Figura 4.9. Izquierda: Esquema gráfico de los transectos diseñados en el incendio de Rocallaura según la distancia de cada transecto y su pendiente. Derecha: Fotografías de la toma de muestras.....	42
Figura 5.1. Diagrama de cajas (<i>Boxplot</i>) de las propiedades físico-químicas del suelo mineral entre profundidad y zona control/post-incendio.....	54
Figura 5.2. Diagrama de cajas que representa la variabilidad de las propiedades físico-químicas del horizonte orgánico según la distancia en el transecto	56
Figura 5.3. a) Regresión lineal entre el contenido de humedad a una P ₅₀ , la BD y el IM. b) Relación entre el contenido de humedad a una P ₅₀ , la BD y la OM.....	57

Figura 5.4. a) Relación entre el contenido de humedad a una P ₅₀ y el IM. b) Relación entre el contenido de humedad a una P ₅₀ y la BD.....	58
Figura 5.5. Relación entre el % consumido de la muestra con la distancia en el transecto a distintos porcentajes de humedad (5 y 10%).....	59
Figura 5.6. Relación entre el % consumido de la muestra con la distancia en el transecto a distintos porcentajes de humedad (25, 50 y 100%).....	60
Figura 5.7. a) Regresión lineal entre el MCons (90%-100%) según el % de humedad. b) Curva de regresión cuadrática entre el Mcons(>60%) según el porcentaje de humedad.	61
Figura 6.1. Variabilidad espacial en el transecto de EC, OC, IC Y la profundidad del estrato orgánico.. ..	68
Figura 6.2. Variabilidad espacial de la velocidad de propagación a una humedad del 25% según la BD de cada muestra	71
Figura 6.3. Esquema de factores que influyen en la combustión latente y el riesgo de re-igniciones.	74
Figura 6.4. Orientación propuesta para el marco de integración del riesgo de re-igniciones en la gestión y planificación forestal.	77

ANEXOS

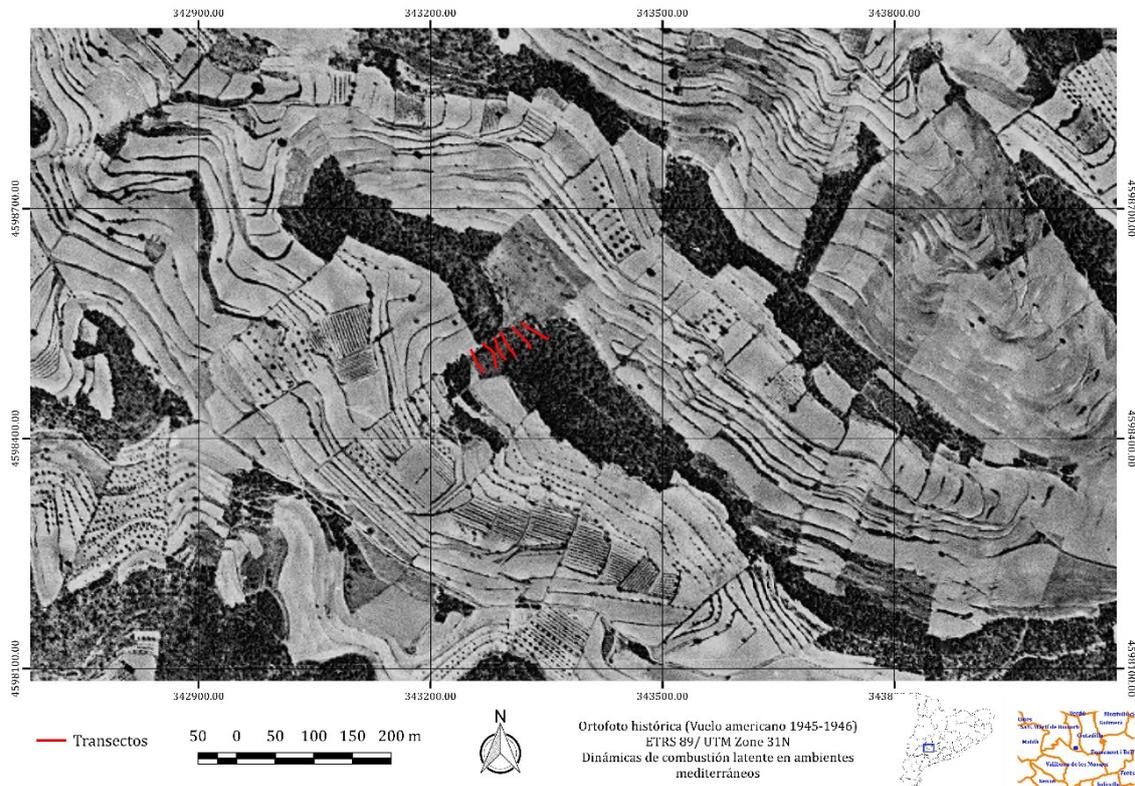
ANEXO I.

Ortofoto antes del incendio de la zona de estudio. Elaboración propia a partir de ICGC (2015b).



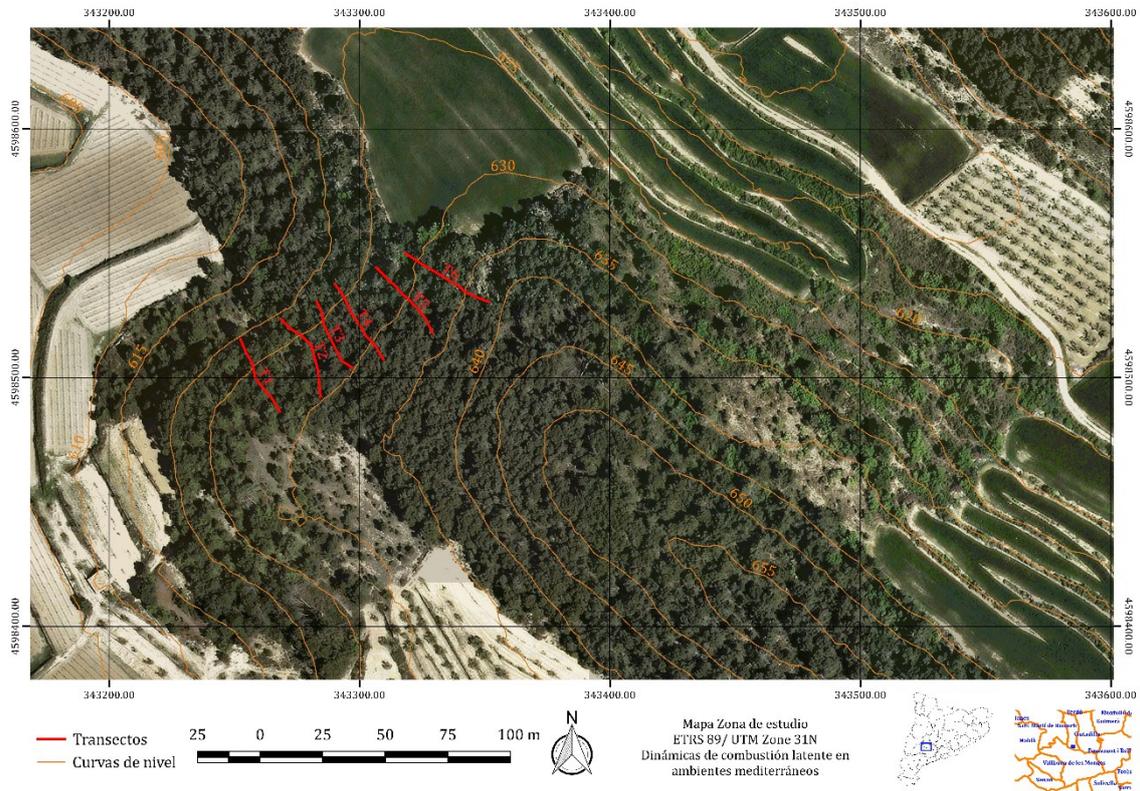
ANEXO II.

Ortofoto histórica del vuelo Americano (1945-1946). Elaboración propia a partir de ICGC (2015a).



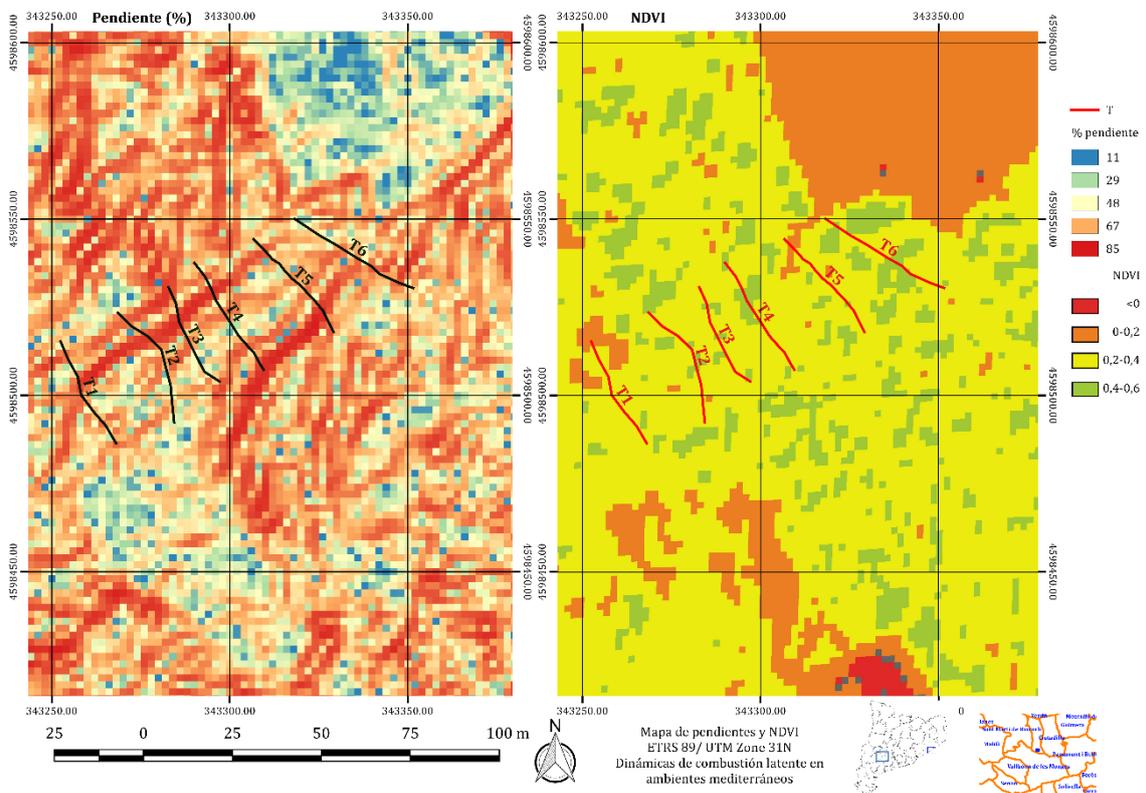
ANEXO III.

Mapa antes del incendio. Elaboración propia a partir de ICGC (2015b).



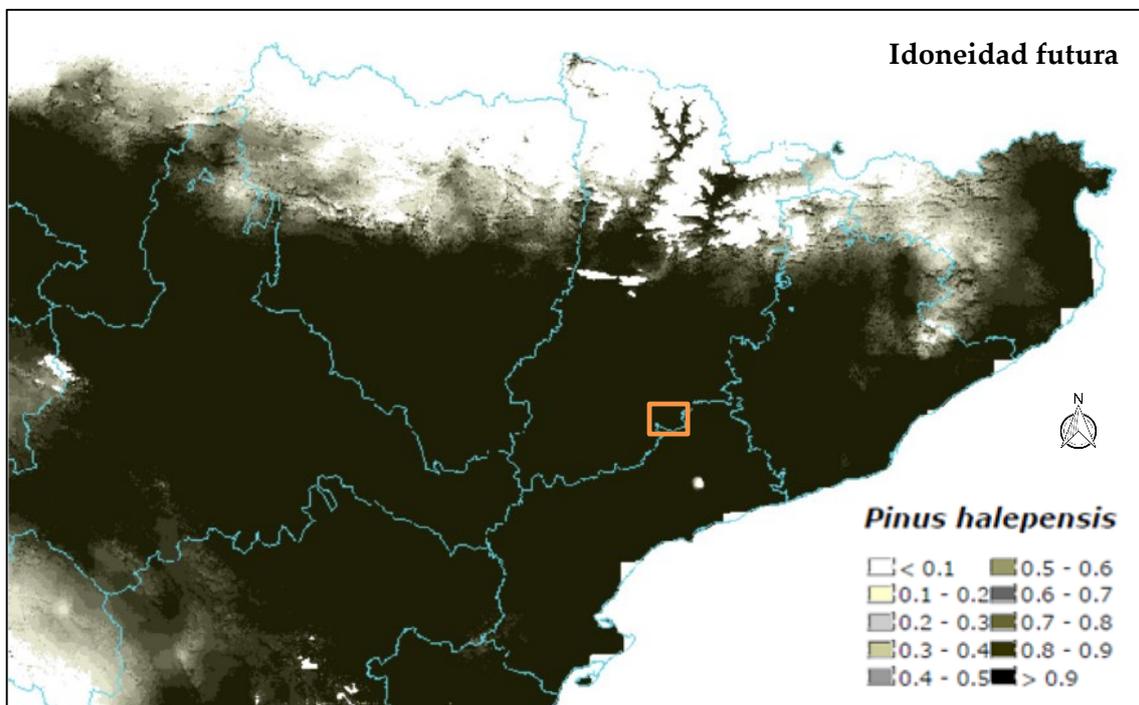
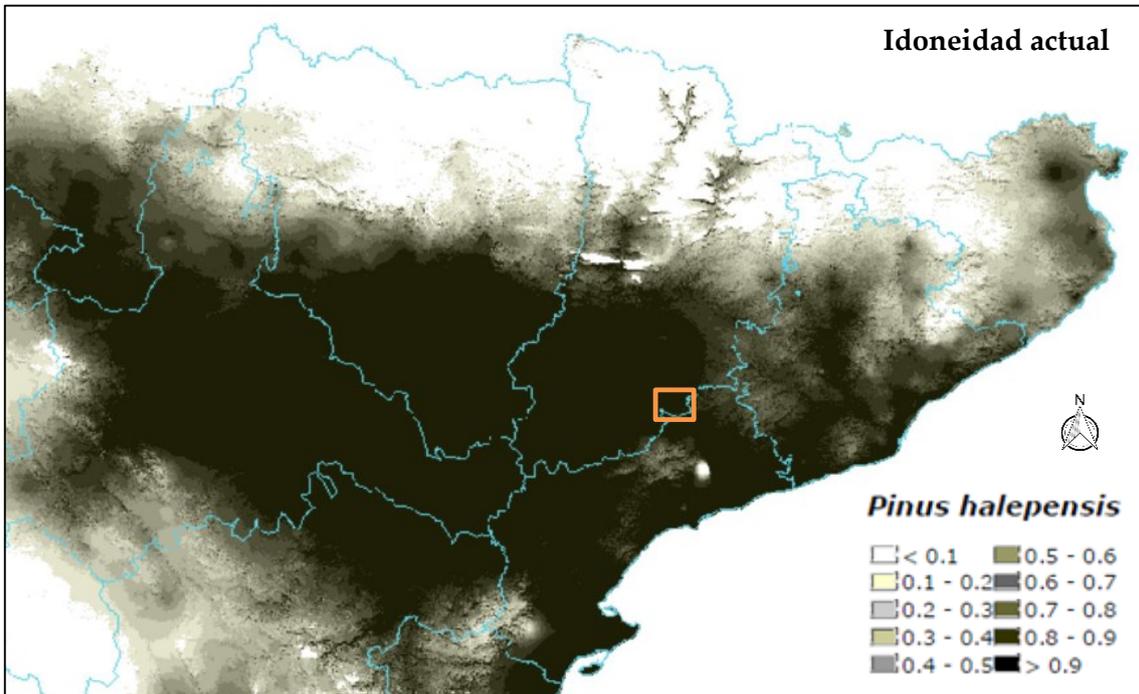
ANEXO IV.

Mapas de pendiente (izquierda) y del índice NDVI (derecha). Elaboración propia a partir de ICGC (2012, 2016c)



ANEXO V.

Mapa de idoneidad climática actual (arriba) y futura (2050-2080) (abajo) del *Pinus halepensis*. Valores cercanos a 1 indican que la zona es climáticamente apta para la especie. El cuadro naranja es la zona de estudio. Fuente: Ninyerola et al., (2010).



ANEXO VI.

Tabla de pruebas de normalidad Shapiro-Wilk ($p > ,05$).

	<i>C(0-5) - C(5-10)</i>	<i>C(0-5) - I(0-5)</i>	<i>C(5-10) - I(5-10)</i>	<i>I(0-5) - I(5-10)</i>
SBD (kg/m ³)	,018	,561	,001	,590
SOM (%)	,405	,000	,502	,000
SIM (%)	,405	,000	,502	,000
TC (%)	,601	,041	,859	,050
TN (%)	,518	,179	,101*	,001
OC (%)	,406	,000	,507	,000
IC (%)	,011	,126	,112	,932
Carb. (%)	,619	,466	,323	,931
C/N	,001	,006	,000	,445
pH	,021	,276	,172	,364
EC (μS/cm)	,003	,000	,000	,000
Ca ⁺⁺ (ppm)	,150	,658	,598	,109
Mg (ppm)	,253	,070	,017	,004
Na (ppm)	,138	,044	,068	,007
K ⁺ (ppm)	,399	,096	,624	,063
Si (ppm)	,000	,001	,040	,004
S (ppm)	,034	,000	,000	,000

*No cumple el supuesto de homogeneidad (Levène).