



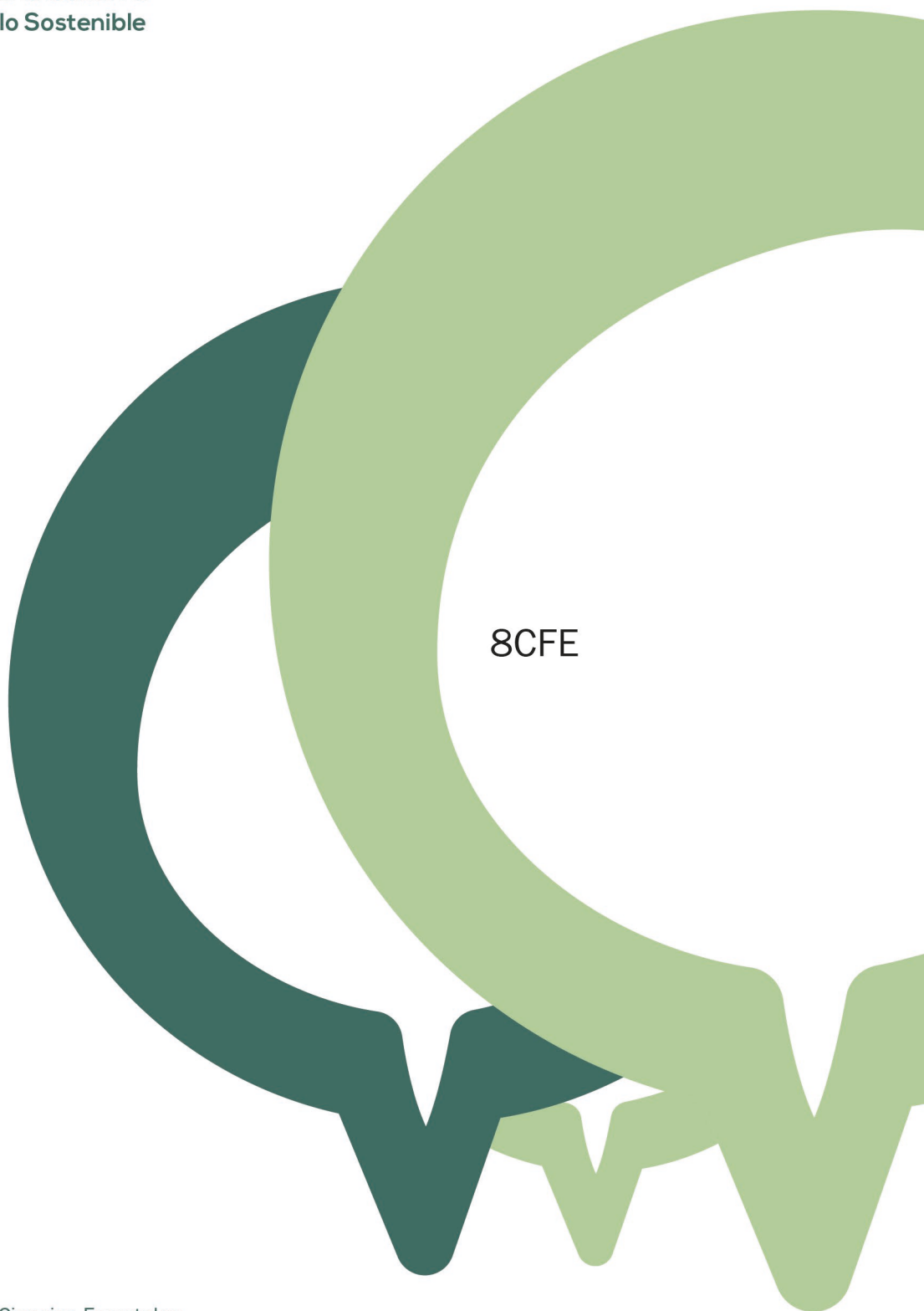
2022  
Lleida

27·1  
junio · juny  
julio · juliol

Cataluña  
Catalunya

## 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

**Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022**

**ISBN 978-84-941695-6-4**

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



## Gestión del riesgo de incendio en paisajes en mosaico: un estudio en la cuenca alta de la Rivera de Gata, Sierra de Gata, Cáceres.

BERTOMEU GARCÍA, M.<sup>1</sup>, PINEDA VADILLO, J.<sup>2</sup>, PULIDO DÍAZ, FERNANDO<sup>1</sup>

<sup>1</sup> INDEHESA, Escuela de Ingeniería Forestal y del Medio Natural, Centro Universitario de Plasencia, Universidad de Extremadura. Avda. Virgen del Puerto 2, 10600 Plasencia, Cáceres.

<sup>2</sup> Consultor independiente.

### Resumen

La prevención y supresión de incendios forestales basadas exclusivamente en la selvicultura y la infraestructura de contención resultan, cada vez con más frecuencia, menos efectivas para frenar su propagación. Los paisajes agroforestales en mosaico, con gran variedad de usos y cubierta del suelo, pueden ser menos propensos a los incendios que las masas forestales. Recientemente se han propuesto estrategias para promover las actividades agropecuarias y forestales. Sin embargo, se desconoce si en el actual contexto socioeconómico, estas actividades resultarían en paisajes forestales con menor riesgo de incendio. Presentamos un estudio del proyecto Mosaico Extremadura, una estrategia participativa para mitigar el riesgo de incendio en la comarca de la Sierra de Gata, Cáceres. El objetivo es valorar la eficacia de las intervenciones agrícolas, forestales y ganaderas promovidas por el proyecto como “cortafuegos productivos” y su potencial para proteger zonas con alto riesgo de incendio. Los resultados muestran que las intervenciones consiguen reducir la longitud de llama y la velocidad de propagación, y que un 40% de éstas se sitúan en zonas de alto riesgo. Las intervenciones agroforestales promovidas por el proyecto crean zonas desde las que atacar los incendios y, si se ubican estratégicamente, contribuyen a mitigar el riesgo de incendio.

### Palabras clave

Incendio forestal, valoración de riesgo, paisaje agroforestal, gestión forestal, cortafuegos productivo.

### 1. Introducción

Durante décadas el problema de los incendios se ha abordado principalmente con selvicultura preventiva, infraestructura de contención y equipos humanos para su detección y extinción. A finales del siglo XX, en vista que estas medidas resultaban insuficientes ante los nuevos incendios de gran magnitud (STEPHENS et al., 2012; SYPHARD et al., 2011; TURNER et al., 2003), países como Estados Unidos, Canadá y Australia, que durante muchos años habían invertido en costosas estrategias de detección y supresión, desarrollaron enfoques de manejo integrado de incendios (IFM). El IFM consiste básicamente en el manejo del fuego, permitiendo que bajo ciertas condiciones en un incendio la vegetación arda, y realizando quemas prescritas, con o sin tratamientos mecánicos de combustible (STEPHENS et al., 2012).

Sin embargo, el IFM presenta importantes problemas técnicos y logísticos. Las quemas prescritas requieren grandes cuadrillas de técnicos cualificados y recursos sustanciales para la planificación e implementación. La opinión pública, normalmente reacia al riesgo, y las normativas ambientales y forestales, son también impedimentos para el uso generalizado de la quema prescrita, especialmente en las proximidades de áreas residenciales (HAINES et al., 2001).

En los paisajes forestales domesticados y densamente poblados de Europa, con sus bosques de pequeña extensión con cultivos intercalados, paisajes patrimoniales, numerosas reservas naturales y áreas protegidas, y numerosos usuarios rurales y urbanos con diferentes demandas, valores y percepciones, el uso del fuego como herramienta de gestión forestal no es factible (TEDIM et

al., 2016). En estas situaciones el fuego es, además de un fenómeno natural, un proceso social, un elemento que se "enmarca y transmite culturalmente" (TEDIM et al., 2016) [p. 142], y los incendios forestales son más que un problema técnico, un *problema perverso* (CARROLL et al., 2007).

Los *problemas perversos* se caracterizan por un alto grado de incertidumbre científica y un profundo desacuerdo sobre los valores, las percepciones y las actitudes entre las partes interesadas. En este tipo de problemas es mucho más complicado identificar las causas y la mejor solución. Por tanto, los problemas perversos no tienen una única, correcta formulación, ni una solución clara y óptima, sino soluciones más o menos útiles (BALINT et al., 2011; GERALD ALLEN et al., n.d.). Los enfoques para abordar los *problemas perversos* requieren una gestión adaptativa, la toma de decisiones multisectorial, gestión transversal entre administraciones, mercados que incorporen el capital natural y procesos de colaboración para involucrar a los diversos grupos de interés (DEFRIES & NAGENDRA, 2017).

En las últimas dos décadas, se han propuesto nuevas estrategias para abordar los numerosos desafíos categorizados como problemas perversos, incluidos los incendios forestales. El conocimiento local y la participación de la población local en la definición del problema, la planificación y la gestión territorial para la reducción de riesgos y la conservación de los servicios ecosistémicos son elementos fundamentales en el desarrollo de estrategias sostenibles de gestión de incendios forestales (ALCASENA et al., 2019; LASANTA et al., 2018; OTERO et al., 2018; RUÍZ-MIRAZO et al., 2011; TÀBARA et al., 2003; TEDIM et al., 2016; VIGNA et al., 2021).

Sierra de Gata es una zona montañosa del suroeste de España propensa a incendios. Se extiende sobre 150.000 ha, de las cuales 70.000 ha son bosques de *Pinus pinaster*, y comprende una población de 22.728 habitantes en 20 municipios. Desde 2015, tras un incendio que quemó cerca de 8.000 ha y obligó a evacuar 3 localidades de la cuenca alta de la Rivera de Gata, se está ejecutando el proyecto Mosaico Extremadura (Mosaico) para restaurar un paisaje agroforestal menos propenso al fuego (MOSAICO EXTREMADURA, 2021). El proyecto se basa en la idea de que las intervenciones agropecuarias y forestales implementadas por la población rural funcionarán como cortafuegos productivos eficaces que reducirán el riesgo de incendio. La evidencia de que los paisajes agroforestales con una diversidad de usos de la tierra son menos propensos a los incendios forestales que los bosques o los matorrales, y que el pastoreo en bosques y cortafuegos es efectivo para prevenir la acumulación de combustible apoya esta idea (COLANTONI et al., 2020; MANCILLA-LEYTÓN et al., 2021; RUÍZ-MIRAZO et al., 2011) aunque otros estudios han llegado a conclusiones diferentes (COSTAFREDA-AUMEDES et al., 2013; ORTEGA et al., 2012).

## 2. Objetivos

El propósito de este estudio es determinar el potencial de las intervenciones promovidas por el Mosaico para conseguir un paisaje agroforestal menos propenso a los incendios. Respondemos a las siguientes preguntas: 1) ¿Funcionan las intervenciones como cortafuegos efectivos? Si es así, ¿en qué medida influyen en el comportamiento del fuego y en los métodos de ataque? 2) ¿Se implementan las intervenciones en áreas de alto riesgo? es decir, ¿se logra implementar la intervención apropiada en el lugar adecuado? Para ello se elaboró un índice relativo de riesgo de incendio y se realizaron simulaciones del comportamiento del fuego en el paisaje existente en 2010, bajo 2 supuestos: antes y después de la implementación del Mosaico. Seleccionamos 2010 como año de referencia, antes del incendio de 2015, por ser la fecha para el que se disponía del conjunto más completo de datos del área estudiada

## 3. Metodología

### Ámbito de estudio

Se estableció como ámbito de estudio la cuenca hidrográfica de la Rivera de Gata hasta la cola del embalse “Rivera de Gata”, abarcando una superficie de 15.092,4 ha. Puede subdividirse en tres unidades: subcuenca de la Rivera de Acebo (zona “A”, 7.910 ha), subcuenca de la cabecera de la Rivera de Gata (zona “B”, 6.987 ha), y una subcuenca residual al sur de ambas (zona “C”, 194 ha). (Figura 1).

El ámbito incluye tres municipios en su totalidad (Acebo, Gata y Hoyos) y dos parcialmente (Perales del Puerto y Villasbuenas de Gata), con una población total de 3.226 habitantes en 2020 (INE, 2021). Contiene las localidades de Acebo, Hoyos, Gata y Perales del Puerto.

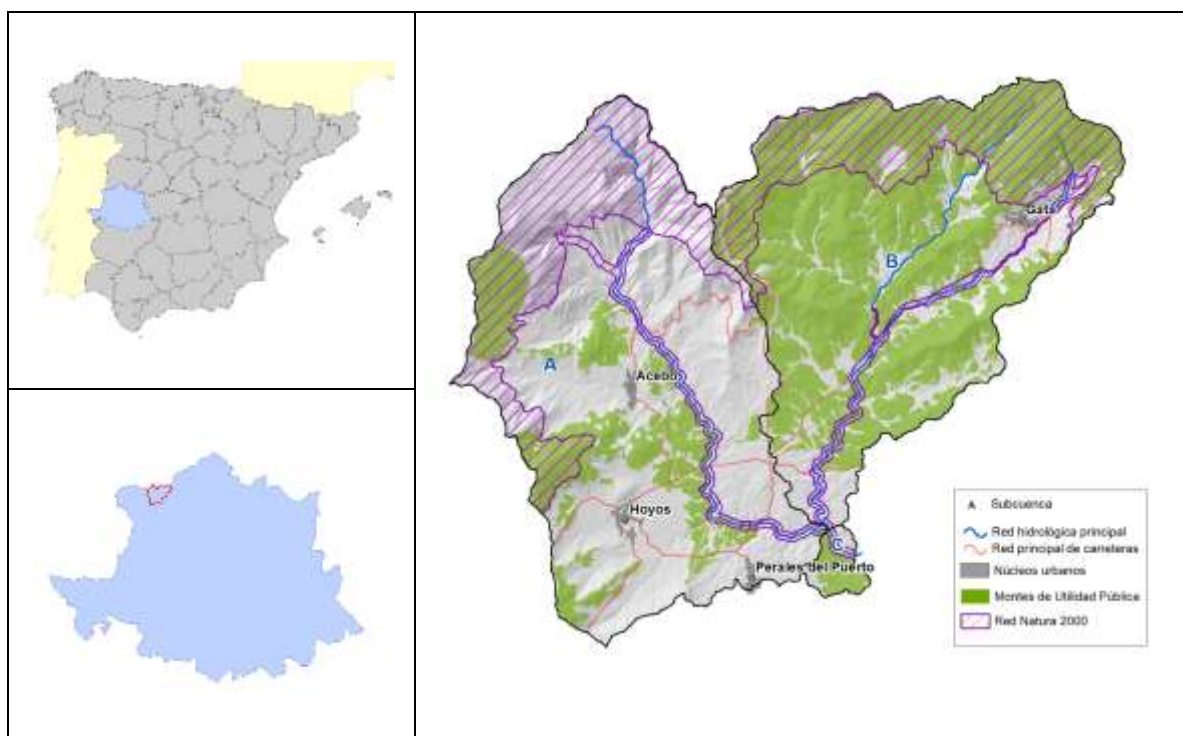


Figura 1. Ámbito de estudio.

El relieve es montañoso, con un 40% de la superficie con pendientes superiores al 30% y altitudes entre 339 y 1.487 m.s.n.m. La zona se caracteriza por un clima templado, subhúmedo, mediterráneo con precipitación media anual de 1.336 mm (1961-2003; observatorio AEMET "3536-Hoyos"). La temperatura media del mes más frío y más cálido es de 6,2°C y 23,1 °C respectivamente.

Alrededor del 85% del ámbito está clasificado como suelo forestal y el 13,5% como suelo agrícola, repartiéndose el resto entre suelo urbano y láminas de agua (MFE, 2021). Las masas arboladas se concentran en la subcuenca “B” (3.800 ha de *Pinus pinaster*) y suroeste de la subcuenca “A” (1.400 ha de *Quercus pyrenaica*). El MFE25 adscribe 4.800 ha de la subcuenca “A” a la categoría “áreas quemadas”, correspondiente a terrenos que ardieron en 2015, previamente ocupados por *Pinus pinaster*, matorral y pastizales. Actualmente la regeneración natural está recolonizando estas zonas. Los olivares predominan en las tierras agrícolas, con presencia también de viñedos y frutales (SIOSE, 2014).

Unas 4.300 ha del ámbito pertenecen al ZEC “Sierra de Gata” y 583 ha al ZEC “Rivera de Gata y Acebo”. Más de 7.500 ha son Montes de Utilidad Pública (JUNTA DE EXTREMADURA, 2021).

La comarca es propensa a los incendios forestales. En los últimos 20 años se produjeron importantes incendios: en 2003 (Acebo, 2.360 ha), 2005 (Gata, 732 ha), 2012 (Gata, 677 ha) y el mayor en 2015 (Acebo, 7.832 ha) (EGIF, 2021). El ámbito está incluido en la Zona de Alto Riesgo “Sierra de Gata”.

#### Intervenciones seleccionadas

Se consultó la base de datos del Mosaico actualizada en octubre de 2020 y se seleccionaron 23 intervenciones, cubriendo un total de 732 ha (5% del ámbito) (Tabla 1). Las intervenciones agrícolas, ganaderas y forestales corresponden respectivamente a cultivos arbóreos (olivo, castaño, almendro y pistacho), pastoreo extensivo, principalmente con ganado caprino y ovino, y la resinación.

Tabla 1. Características de las intervenciones

Tipo	Número de intervenciones	Superficie		Titularidad (%)	
		Ha	%	Publica	Privada
Agrícola	9	49,6	6,8	-	100,0
Forestal	8	553,2	75,6	55,4	44,6
Ganadera	6	129,3	17,7	56,6	43,4
<b>Total</b>	<b>23</b>	<b>732,0</b>	<b>100,0</b>	<b>51,9</b>	<b>48,1</b>

Espacialmente, la zona “B” incluye 8 iniciativas y el 60% del área total intervenida. La mayoría de las iniciativas agrícolas (7 intervenciones, 96% de la superficie de esta tipología) se concentran en la zona “A” (Figura 2).

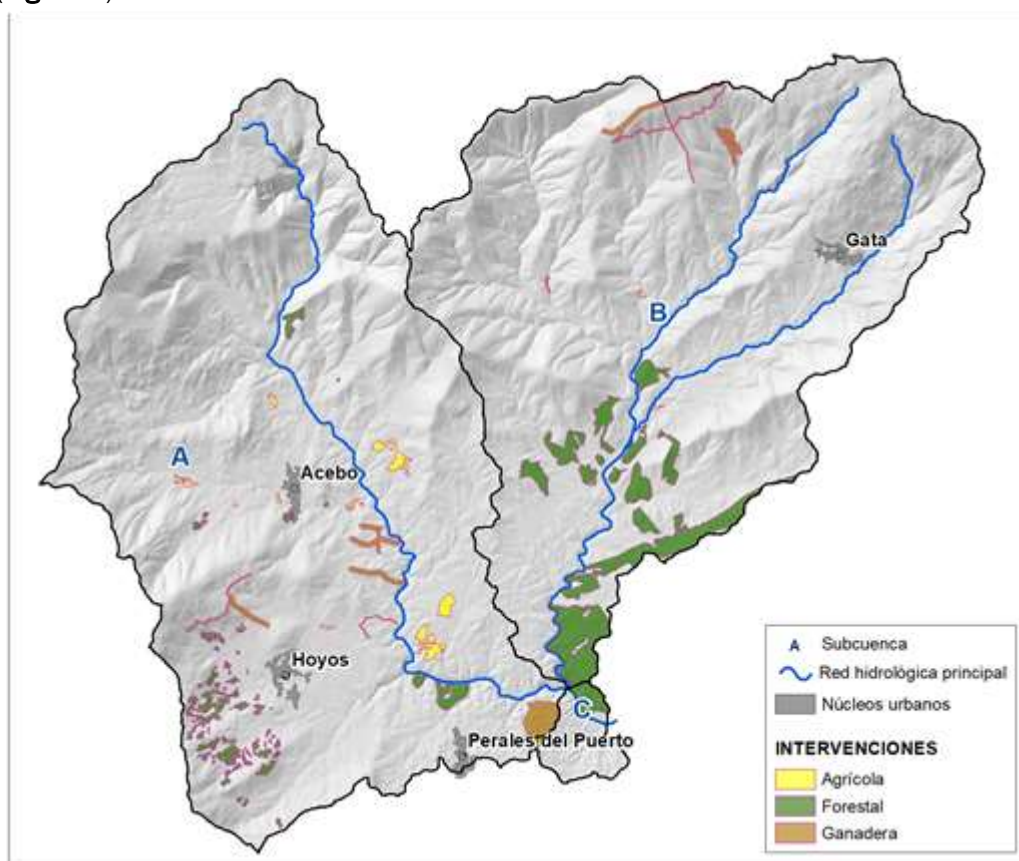


Figura 2. Distribución de las intervenciones.

## Análisis realizados

### Efectividad de las intervenciones como cortafuegos

Se realizaron simulaciones del comportamiento del fuego superficial con y sin intervenciones (POST y PRE) mediante el software FLAMMAP (USDA, 2021). La longitud de llama y la velocidad de propagación, variables directamente relacionadas con la capacidad de extinción, se calcularon bajo dos escenarios climáticos, L10 y VL35 (**Tabla 2**). Las condiciones de humedad del combustible se basaron en SCOTT & BURGAN (2005).

Tabla 2. Condiciones de los escenarios climáticos

Parámetro	Escenario	
	L 10	VL35
Humedad combustible fino muerto 1-hr (%)	6	3
Humedad combustible fino muerto 10-hr (%)	7	4
Humedad combustible fino muerto 100-hr (%)	8	5
Humedad combustible vivo herbáceo (%)	60	30
Humedad combustible vivo leñoso (%)	90	60
Dirección del viento	Ladera arriba	Ladera arriba
Dirección del viento en celdas llanas (Azimut,°)	0	0
Velocidad del viento (Km/h)	10	35

Las simulaciones se realizaron con 5 m de tamaño de celda, utilizando los siguientes *dataset*:

- Altitud, pendiente y orientación: generados a partir del MDT05 suministrado por el CNIG (CNIG, 2021). No varían en la situación POST.
- Modelos de combustible:
  - PRE: ajustados a partir la cartografía de combustibles de Extremadura de 2010.
  - POST: proyectados suponiendo la implementación de cada iniciativa.
- Fracción de Cobertura Cubierta:
  - PRE: generada mediante fotointerpretación de ortofotografía PNOA de 2010 (PNOA, 2021)
  - POST: proyectada suponiendo la implementación de cada iniciativa.

La metodología se basó en la consideración de cuatro “clases de extinción” definidas a partir de valores de los dos parámetros simulados (**Tabla 3**), estudiando para cada celda si la implementación del Mosaico, considerando cada parámetro, es capaz de rebajar la clase y, si es así, en cuántos grados. Los valores utilizados para definir los umbrales se basaron en ANDREWS et al. (2011) y el PLAN DE DEFENSA DE BALEARES (2015).

Tabla 3. Clases de extinción

Clase de extinción	Comportamiento del fuego y método de control	Umbrales	
		Longitud de llama (m)	Velocidad de propagación (m/min)
1	Velocidad de propagación y longitud de llama bajos. Medios manuales.	< 1,2	< 0,5
2	Velocidad de propagación y longitud de llama moderados. Maquinaria.	1,2-2,4	0,5-2
3	Fuego de copas (serios problemas de control)	2,4-3,4	2-33
4	Fuego de copas y antorcheo (métodos de control inefectivos)	>3,4	>33

Seguidamente se estableció una matriz de valoración que ordenó todos los posibles cambios de clase de acuerdo a su “grado de mejora en la extinción”, estableciendo como más favorables aquellos que consiguen traspasar el umbral que permite un ataque efectivo del fuego (clases 1 y 2). Se asignó el valor “6” a la transición más deseable y “1” a la menos significativa (**Tabla 4**).

Tabla 4. Grados de mejora asignados a cada cambio de clase de extinción

		Clase de extinción (POST)			
		1	2	3	4
Clase de extinción (PRE)	1	0	-2	-5	-6
	2	2	0	-3	-4
	3	5	3	0	-1
	4	6	4	1	0

Para la consideración conjunta de los dos parámetros simulados se generó una matriz de reclasificación aplicando un peso de 0,66 a la longitud de llama y 0,33 a la velocidad de propagación, mayorando la primera variable en la línea de PATFOR (2013) y PLAN DE DEFENSA DE BALEARES (2015) (**Tabla 5**).

Tabla 5. Matriz final de reclasificación

		Grado de mejora de extinción: velocidad de propagación (0,33)						
		0	1	2	3	4	5	6
Grado de mejora de extinción: longitud de llama (0,66)	0	0	0	1	1	1	2	2
	1	1	1	1	2	2	2	3
	2	1	2	2	2	3	3	3
	3	2	2	3	3	3	4	4
	4	3	3	3	4	4	4	5
	5	3	4	4	4	5	5	5
	6	4	4	5	5	5	6	6

### Índice de riesgo

La localización de las intervenciones promovidas por el Mosaico en relación con el riesgo de incendio del ámbito se analizó a través de la definición de un índice de riesgo relativo, considerando la "subcuenca" como unidad espacial de análisis. Se partió de las 116 cuencas hidrográficas que integran el ámbito de acuerdo a CEDEX (2021), agregándose en 14 unidades finales ("subcuencas"), para las que se generaron cada uno de los componentes del índice de riesgo.

El índice se generó a partir de la combinación de dos factores: “peligro” y “vulnerabilidad”, en consonancia con lo establecido en el *Real Decreto 893/2013*. Cada uno de estos componentes se desagregó a su vez en nuevos elementos (nivel 3 y sucesivos), para los cuales se generaron valores a nivel de “subcuenca”, categorizados siempre en 5 clases que se utilizaron para componer el nivel superior a través de matrices de pesos. Para reclasificar los rangos de valores se utilizó el método de Natural Breaks (JENKS, 1967). El esquema final propuesto utilizó 6 niveles de desagregación. Los cuatro primeros se muestran en la **Tabla 6**.

Tabla 6: Componentes del índice de riesgo

NIVEL 1	PESO	NIVEL 2	PESO	NIVEL 3	PESO	NIVEL 4
Riesgo	0,5	Peligro	0,6	Peligro estructural	0,7	Escenario VL35
					0,3	Escenario L10
		0,4	Probabilidad de ignición	0,7	Ocurrencia histórica	
				0,3	Elementos de riesgo	
	0,5	Vulnerabilidad	0,5	Calidad	0,7	Valor económico de los servicios ecosistémicos
					0,3	Áreas de conservación
		0,5	Fragilidad	0,7	Población	
				0,3	Factores ambientales	

El “peligro estructural” consideró los dos escenarios utilizados para estudiar la efectividad de las intervenciones (L10 y VL35), dando un mayor peso al más extremo. Se evaluó a través de los parámetros “longitud de llama” y “velocidad de propagación”, utilizando las “clases de extinción” de la **Tabla 3** y los pesos relativos de la **Tabla 5**. La simulación se realizó a partir de las fuentes de datos ya presentadas, extendidas a la totalidad del ámbito.

La “ocurrencia histórica” se analizó a partir de los puntos de inicio de incendios del periodo 2000-2010 (EGIF, 2021). Para ello, se generó una distribución espacial continua mediante el algoritmo Kernel density, que se trasladó posteriormente a nivel de subcuenca a través de su valor agregado por unidad de superficie.

Los “elementos de riesgo”, consideraron cuatro categorías: “interfaz agrícola-forestal”, “interfaz urbano-forestal”, “red viaria” e “instalaciones y actuaciones susceptibles en terreno forestal”. Su aportación a la probabilidad de ignición se valoró a través de franjas de influencia de 8 metros (red viaria) y 100 metros (resto de elementos). La totalización a nivel de subcuenca se efectuó mediante el porcentaje superficial cubierto por alguna de las bandas de influencia, no teniendo en cuenta el efecto acumulativo.

El “valor económico de los servicios ecosistémicos” se obtuvo a partir de la información generada en el proyecto VANE (2011). Se tuvieron en cuenta 13 servicios, incluyendo la producción de alimentos y materias primas, caza y pesca, servicios recreativos, control de la erosión, captura de carbono y biodiversidad. Dado que los ráster de partida estaban expresados en unidades comparables (€/ha año), se obtuvo el valor total de los servicios ecosistémicos para cada píxel, y se trasladó posteriormente a nivel de subcuenca a través de su valor agregado por unidad de superficie.

El factor “áreas de conservación”, consideró explícitamente la existencia de figuras de protección, utilizando la capa oficial de RN2000 (JUNTA DE EXTREMADURA, 2021). La totalización a nivel de subcuenca se efectuó a través del porcentaje superficial cubierto por alguno de los ZEC existentes.

El componente “población” se evaluó a partir de una distribución continua de densidad de población generada mediante el algoritmo Simple Density (radio 1 km). Para ello, se repartieron espacialmente las cifras del Padrón Continuo del año 2010 (INE, 2021) en los distintos núcleos y diseminado existentes, utilizando como referencia de apoyo la cartografía digitalizada del Censo de Población y Viviendas del INE (2011). La totalización a nivel de subcuenca se efectuó a través de su valor agregado por unidad de superficie.

Los “factores ambientales” tuvieron en cuenta la “capacidad de regeneración” y la “erosión potencial”. En el primer componente se utilizó el enfoque del PLAN DE DEFENSA DE BALEARES



(2015), considerando que la capacidad de regeneración dependerá tanto de las especies vegetales presentes como de la capacidad de estación de su ubicación concreta. Para ello, se partió del MFE50 y se reclasificaron las teselas en 5 formaciones con una capacidad de regeneración decreciente: "agrícola y artificial"; "pastizal"; "matorral"; "arbolado adaptado" y "arbolado no adaptado" (masas de castaño, choperas de plantación y monte bravo de coníferas procedente de repoblación). Posteriormente dicha capacidad se ponderó a partir del Mapa de productividad potencial de GANDULLO & SERRADA (1977). El factor "erosión potencial" contempló las pérdidas de suelo que se producirían en un determinado emplazamiento en ausencia de vegetación. La capa espacial utilizada para el análisis fue la disponible en el proyecto VANE. La totalización a nivel de subcuenca se efectuó a través de su valor agregado por unidad de superficie.

#### 4. Resultados

##### Eficacia de las intervenciones como "cortafuegos productivos"

##### *Cambios en el modelo de combustible*

La implementación de las iniciativas produciría un cambio en el modelo de combustible en casi el 90% de la superficie intervenida. La transición más frecuente es la que partiría de un modelo 7 (arbolado con sotobosque de matorral muy inflamable) y llegaría a un modelo 9 (hojarasca bajo arbolado) (Tabla 7). Esto sucedería en 300 ha (41,1% del área intervenida).

Tabla 7: Cambios en el modelo de combustible tras implementación de las intervenciones.

Tipo de intervención	Sup. (ha)	Cambio en modelo de combustible tras intervención (% de cambio en superficie)											
		7->1	6->1	5->1	4->1	2->1	7->9	6->9	5->9	4->9	2->9	4->5	sin cambio
Agrícola	49,6	19,8	3,9	31,0	0,0	38,1	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3
Forestal	553,1	6,9	0,4	0,6	1,0	2,9	53,7	0,3	11,2	3,7	8,5	0,8	9,8
Ganadera	129,3	14,7	29,0	10,2	19,5	8,3	2,5	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0
<b>TOTAL</b>	<b>732,0</b>	<b>9,2</b>	<b>5,7</b>	<b>4,4</b>	<b>4,2</b>	<b>6,3</b>	<b>41,1</b>	<b>0,4</b>	<b>8,5</b>	<b>2,8</b>	<b>6,4</b>	<b>0,6</b>	<b>10,5</b>

Las iniciativas agrícolas generarían un modelo 1 (pasto fino, seco y bajo con plantas leñosas en menos de 1/3 de su superficie), correspondiente a un cultivo limpio que no se gradea. Las situaciones de partida más frecuentes serían cultivos leñosos ya establecidos, pero gestionados de forma "no óptima" (modelo 2: pasto fino, seco y bajo, con presencia de plantas leñosas que cubren de 1/3 a 2/3 de la superficie), y terrenos cubiertos por matorral asimilable al modelo 5 (matorral denso, verde con altura menor de 1 m) correspondientes a nuevas plantaciones o recuperación de terrenos agrícolas abandonados. También existirían algunas transiciones desde el modelo 7, que se corresponderían con terrenos forestales arbolados con presencia de matorral que cambiarían de uso. En el 6% del territorio, el modelo de partida y de llegada no se modificaría.

Las iniciativas forestales tendrían como punto de llegada un monte limpio sin matorral (modelo 9). La situación de partida más frecuente sería un modelo 7 de matorral bajo arbolado. En este caso, no existiría cambio en el modelo de combustible en un 9,8% de la superficie intervenida, debido a la ejecución de desbroces en el año de referencia (2010), como ocurre en una de las matas resineras. Igualmente, se computaron pequeñas superficies en las que se produciría un cambio de modelo 4 (matorral o plantación joven muy densa, con altura mayor de 2 m) a modelo 5, correspondientes a matas que todavía no tendrían monte arbolado, pero en las que el resinero estaría obligado a desbrozar con asiduidad.

El modelo de llegada de las intervenciones ganaderas sería también un modelo 1, que partiría mayoritariamente de zonas de matorral, fundamentalmente desde el modelo 6 (matorral parecido al modelo 5 pero con especies más inflamables o con restos de podas y plantas de mayor talla). No se producirían cambios cuando el terreno ya estaba pastoreado.

#### *Valoración de la efectividad como cortafuegos productivos*

La implementación de Mosaico en el año 2010 contribuiría a mejorar las labores de extinción en un 84% de la superficie total intervenida para el escenario L10, y en un 76% en el escenario VL35. Los mayores cambios (clases de nivel de eficacia 4 y 5) tendrían lugar en el escenario L10, particularmente para las intervenciones ganaderas (Tabla 8).

Las intervenciones forestales serían las más eficaces como cortafuegos, con una mejora en la capacidad de extinción en el 87% y el 82% del área simulada para L10 y VL35 respectivamente, seguidas de las ganaderas (78% para L10 y 65% para VL35) y las agrícolas (58% para L10 y 43% para VL35).

Que las intervenciones agrícolas funcionen como cortafuegos menos eficaces que las forestales y ganaderas se explicaría por el hecho de que el modelo 1 se caracteriza por una baja longitud de llama pero una alta velocidad de propagación, lo cual penalizaría el resultado. Para las intervenciones ganaderas, que resultarían también en un modelo 1, este efecto está más atenuado porque los modelos de partida en 2010 fueron más desfavorables.

En el escenario VL35 se dan algunas situaciones de empeoramiento de la capacidad de extinción (valor -1), ya que en condiciones extremas las transiciones a modelo 1 generarían cambios muy elevados en la velocidad de propagación, llegando a prevalecer sobre la disminución en la longitud de llama. En cualquier caso, esto sucede solo para los cambios en la velocidad de propagación de la clase de extinción 3 a la 4. Sin embargo, la comparación entre ambos escenarios climáticos también muestra cambios positivos, ya que las clases de eficacia 3 o superiores pasarían del 7% en L10 a casi un 20% en VL35, debido fundamentalmente a las intervenciones forestales, en las que la clase de eficacia 3 pasaría del 1% en L10 al 25% en L35.

Tabla 8: Nivel de eficacia de las intervenciones como cortafuegos.

Escenario climático	Tipo de intervención	Nivel de eficacia como cortafuegos (superficie %)								
		No incendio	-1	0	1	2	3	4	5	6
L10	Agrícola	0,2	0,0	42,0	56,9	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
	Forestal	0,8	0,0	11,7	15,5	66,5	1,0	1,0	3,5	0,0
	Ganadera	11,5	0,0	10,0	56,3	2,7	1,4	18,2	0,0	0,0
	<b>Total</b>	<b>2,7</b>	<b>0,0</b>	<b>13,4</b>	<b>25,5</b>	<b>50,8</b>	<b>1,0</b>	<b>4,0</b>	<b>2,7</b>	<b>0,0</b>
VL35	Agrícola	0,2	19,7	37,0	42,3	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0
	Forestal	0,8	6,8	10,1	4,8	52,1	25,3	0,0	0,0	0,0
	Ganadera	11,5	13,3	10,6	61,4	0,6	2,6	0,0	0,0	0,0
	<b>Total</b>	<b>2,7</b>	<b>8,9</b>	<b>12,0</b>	<b>17,3</b>	<b>39,6</b>	<b>19,6</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>

#### Análisis del riesgo y localización de las intervenciones

Las simulaciones del "peligro estructural" mostraron una distribución espacial idéntica bajo ambos escenarios climáticos, en las que cada píxel en L10 aumentó una clase de extinción en VL35, por lo que a efectos de la priorización de subcuencas ambos escenarios se comportaron de la misma

manera. Las subcuencas más desfavorables (clases 4 y 5) fueron las de cabecera, en las que predominó el modelo 4, y las mayores pendientes. La subcuenca que alcanzó valores medios más elevados fue la A1 (**Figura 3a**). Alrededor del 62% del área total intervenida se encontraría en áreas con "peligro estructural" de clase 1 y 2. Sólo 10 ha (1,1% del área total intervenida) se encontrarían en áreas de clase 5.

Para "probabilidad de ignición", el análisis de la "ocurrencia histórica" y el estudio de los "elementos de riesgo" arrojaron resultados coherentes (en muchas de las subcuencas ambos factores clasificaron en la misma categoría, y en el resto la diferencia fue como mucho de 2 grados). Las subcuencas con mayor "probabilidad de ignición" fueron las que concentraron más usos agrícolas y urbanos, y sus interfaces, coincidiendo también con las zonas de mayor tránsito de personas. De forma general, el gradiente de "probabilidad de ignición" disminuyó hacia las zonas de cabecera, con valores bajos en las unidades A1, A2, B2 y B3. Los mayores valores se alcanzaron en la subcuenca A6, que incluye el núcleo de Hoyos y una considerable actividad agrícola y agropecuaria (**Figura 3b**). Más del 89% del área intervenida se encontraría en subcuencas con "probabilidad de ignición" de clases 3, 4 y 5. La mayoría serían intervenciones forestales.

La ponderación de "peligro estructural" y "probabilidad de ignición" por 0.6 y 0.4 respectivamente, comprimió la horquilla final de "peligro" de 5 posibles clases a 3, señalando la subcuenca A3 como la más peligrosa (combinación 4-4). El resto del territorio quedó adscrito a una clase de "peligro" similar y de grado intermedio, dado que el elevado valor de "peligro estructural" de las subcuencas de cabecera se compensó con la escasa "probabilidad de ignición" de un incendio en dichas zonas (**Figura 3c**).

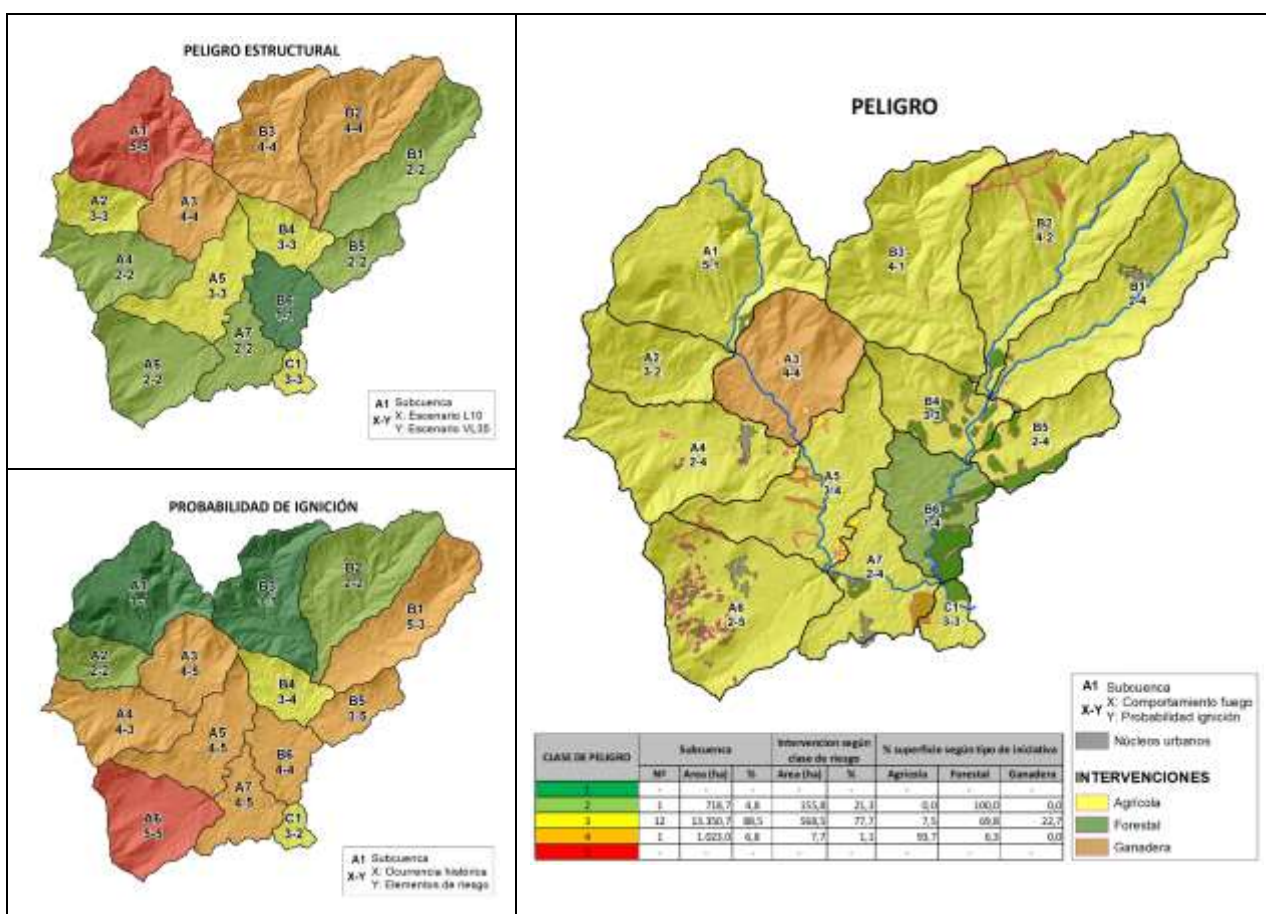


Figura 3: "Peligro" y sus componentes por subcuenca.

El componente “calidad” obtuvo los mayores valores en las subcuencas B4 y B6, caracterizadas por un elevado “valor económico de los servicios ecosistémicos”, fundamentalmente producción de madera y captura de CO2 (**Figura 4a**). Estas subcuencas concentrarían un 35 % de la superficie intervenida. Todas las iniciativas serían forestales. La mayor parte de las subcuencas restantes resultaron en clase 3 de “calidad”, debido a distintas combinaciones entre el valor agregado de sus servicios ecosistémicos (más elevado de forma general en zonas bajas de la cuenca), y el valor asignado por contener presencia de “áreas de conservación” (concentradas en las subcuencas de cabecera).

Dado que el modelo utilizado para estimar la “fragilidad” ponderó con mucho mayor peso “población” frente a “factores ambientales”, las subcuencas más frágiles fueron las que albergan núcleos de población (B1, A4, A3 y A7). Estas subcuencas contendrían el 26% de la superficie intervenida. Las subcuencas adyacentes a las anteriores (A3, B2 y B4) combinaron valores bajos de densidad de población (proximidad del núcleo de Acebo, de Gata y del camping respectivamente), con un medio biofísico frágil (alta “erosión potencial” y vegetación con baja “capacidad de regeneración”) (**Figura 4b**).

La combinación de "calidad" y "fragilidad" con pesos similares redujo la horquilla a 4 posibles clases, eliminando el nivel más extremo. Las subcuencas más vulnerables fueron la A6 (núcleo de Hoyos), A7 (núcleo de Perales del Puerto), B1 (núcleo de Gata) y B4 (elevada “calidad” y “fragilidad” intermedia). Las menos frágiles fueron las subcuencas C1 (combinación 1-1) y A2 (combinación 2-2) (**Figura 4c**).

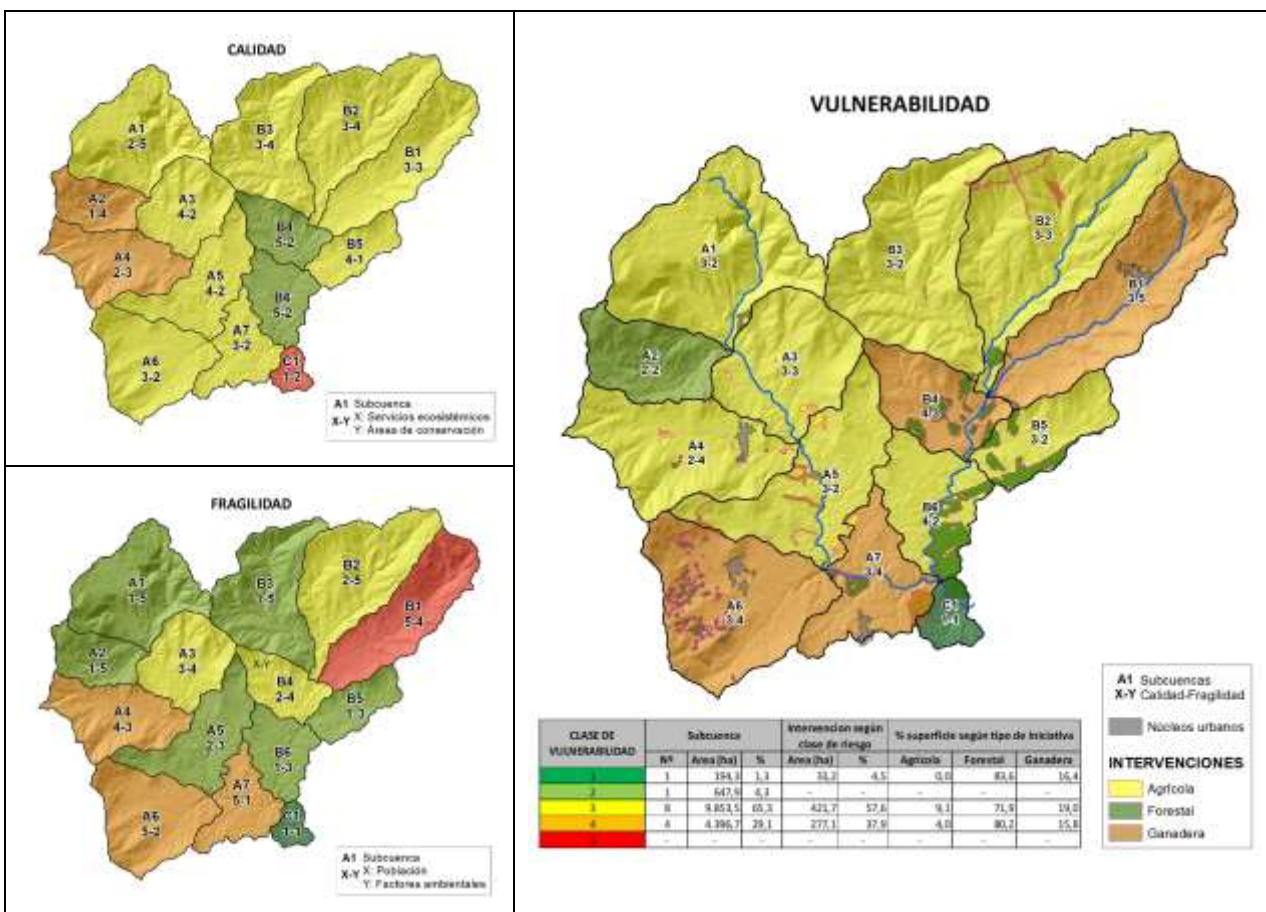


Figura 4: “Vulnerabilidad” y sus componentes por subcuenca.

La integración final de los componentes “peligro” y “vulnerabilidad” en el concepto de “riesgo” redujo a 3 las 5 posibles clases, eliminando ambos extremos. Las subcuencas de mayor “riesgo” resultaron ser A3 (incluye diseminado residencial al norte del núcleo de Acebo, y piscinas naturales), A6 (núcleo de Hoyos), A7 (núcleo de Perales del Puerto), B1 (núcleo de Gata) y B4 (combinación 3-4). C1 fue la subcuenca de menor “riesgo” (combinación 3-1). El resto del territorio quedó adscrito a un nivel de “riesgo” similar y de grado intermedio (Figura 5).

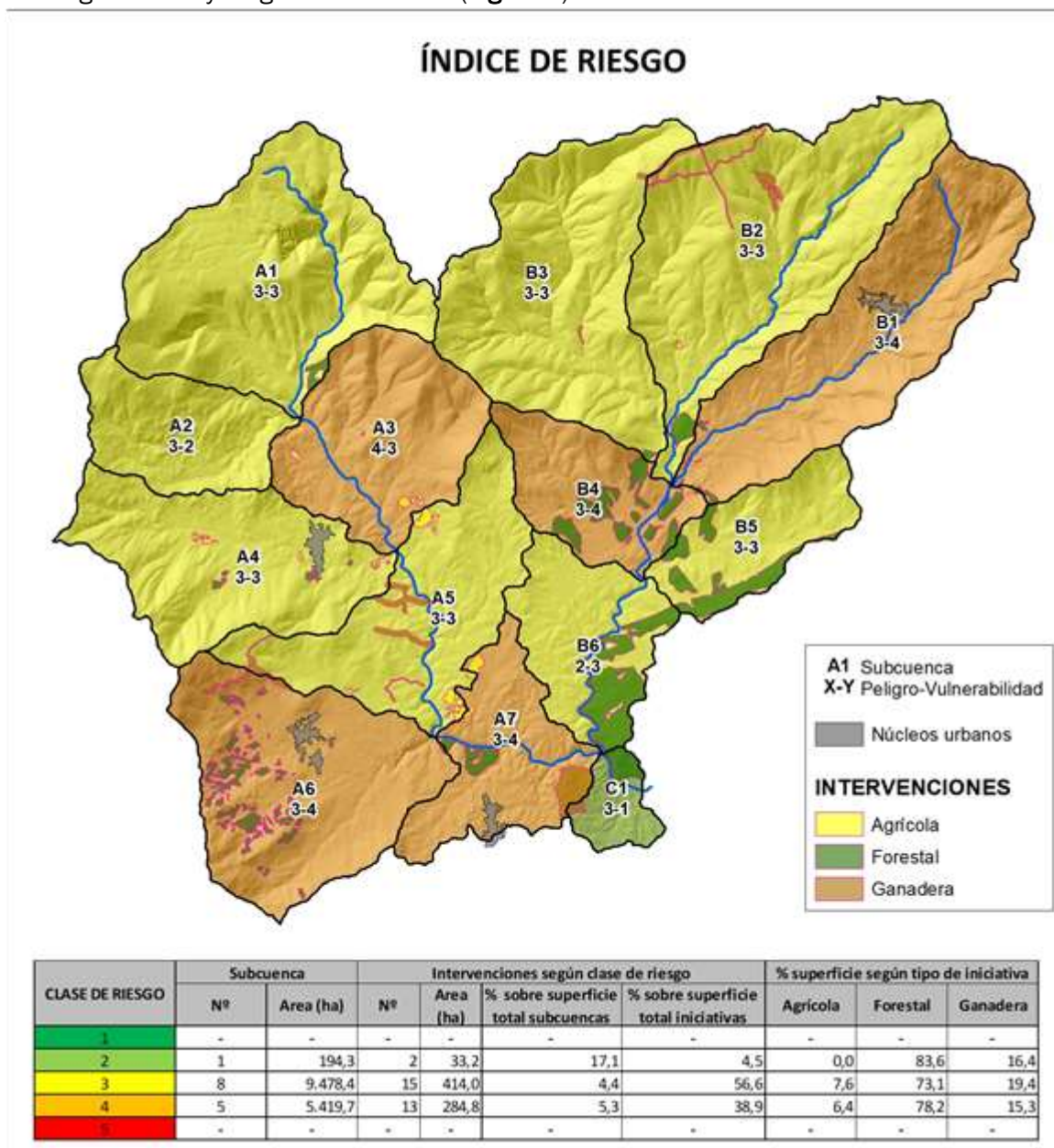


Figura 5: Índice de riesgo final por subcuenca.

La mayoría de las iniciativas (15 de 23) se localizarían en subcuencas con “riesgo” clase 3, cubriendo 414 ha (4,4% de la superficie total de estas subcuencas). Las forestales abarcarían el 73%, las ganaderas el 19% y las agrícolas el 8 % de la superficie total intervenida. La mayor superficie intervenida se encontraría en las subcuencas B5 y B6, donde las iniciativas forestales cubrirían alrededor del 20% de su superficie. El 15,7% de la superficie total intervenida (110 ha) se encontraría en A5 y B2, donde predominarían las intervenciones agrícolas y ganaderas. Las subcuencas con el “riesgo” más alto (clase 4) incluirían 13 intervenciones, que cubrirían 285 ha y el 5,3% del área total

de las subcuencas. Las iniciativas forestales constituirían el 78%, las ganaderas el 15% y las agrícolas el 6% de la superficie intervenida. La mayor superficie intervenida se encontraría en las subcuencas A6, A7 y B4. Las intervenciones forestales cubrirían el 15,4% de la superficie de la subcuenca B4. La subcuenca C1 sería la única con “riesgo” clase 2, con dos intervenciones (forestal y ganadera) que abarcarían 33 ha (17% del área de la subcuenca) (Tabla 9).

Tabla 9: Desglose de intervenciones y clase de riesgo relativa de cada subcuenca.

Clase de Riesgo	Subcuenca		Intervención en subcuenca				Superficie intervenida según tipo de iniciativa (%)		
	ID	Sup. (ha)	Nº (incluidas total o parcialmente)	Sup. (ha)	Porcentaje sobre la superficie total de la subcuenca	Porcentaje sobre la superficie total de las iniciativas ejecutadas	Agrícola	Forestal	Ganadera
2	C1	194,3	2	33,2	17,1	4,5	0,0	83,6	16,4
3	A1	1.683,1	1	9,9	0,6	1,4	0,0	100,0	0,0
	A2	647,9	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	A4	1.201,3	5	14,5	1,2	2,0	46,4	49,1	4,5
	A5	1.179,3	9	58,4	5,0	8,0	40,5	0,0	59,5
	B2	1.873,6	4	56,4	3,0	7,7	1,6	30,7	67,7
	B3	1.599,5	3	9,6	0,6	1,3	0,0	31,3	68,7
	B5	575,2	2	109,4	19,0	14,9	0,0	100,0	0,0
4	B6	718,7	3	155,8	21,7	21,3	0,0	100,0	0,0
	A3	1.023,0	5	7,7	0,8	1,1	93,7	6,3	0,0
	A6	1.437,1	4	98,0	6,8	13,4	0,0	93,3	6,7
	A7	739,3	4	71,2	9,6	9,7	14,4	33,5	52,1
	B1	1.572,3	2	8,1	0,5	1,1	9,9	90,1	0,0
-	B4	647,9	1	99,7	15,4	13,6	0,0	100,0	0,0
-	Total	15.092,4	23	732,0	4,9	100,0	6,8	75,6	17,7

## 5. Discusión

Se estudió la eficacia de las intervenciones agrícolas, ganaderas y forestales promovidas por el proyecto Mosaico como cortafuegos productivos, y se analizó su ubicación en relación con el riesgo de incendio en el ámbito. Con este fin, se realizaron simulaciones del comportamiento del fuego antes y después de la implementación de las intervenciones, y se desarrolló un índice de riesgo relativo para identificar las subcuencas del ámbito con mayor riesgo de incendio.

En general, los resultados mostraron que las intervenciones pueden funcionar como cortafuegos efectivos, que facilitan el ataque de incendios y el trabajo de supresión. También se encontró que la mayoría de las intervenciones se localizaron en áreas con índice de riesgo relativo medio y alto (clases 3 y 4).

Las intervenciones forestales siempre tendrían un impacto positivo debido al tipo de combustible objetivo, reduciendo la longitud de la llama y la velocidad de propagación, y contribuyendo por tanto a mejorar el ataque y las labores de extinción. Sin embargo, la eficacia de las intervenciones agrícolas y ganaderas como cortafuegos dependerá del modelo de combustible desde

el que se implementen. Esto se debe al comportamiento del fuego en la situación de llegada (modelo 1, caracterizado por una baja longitud de llama, pero una alta velocidad de propagación). En este sentido las iniciativas ganaderas suelen ser más eficaces porque se pueden implementar en pendientes pronunciadas y suelen partir de un modelo de combustible más desfavorable, aunque el que esto ocurra dependerá del tipo de ganado y de los incentivos para pastorear estas zonas.

En ambos escenarios climáticos simulados se observaron tendencias positivas y negativas en la capacidad de extinción. Estudios futuros deberían considerar más escenarios, puesto que las cada vez más frecuentes condiciones climáticas extremas están incrementando la severidad de los incendios (FLANNIGAN et al., 2009; GIANNAKOPOULOS et al., 2009; WESTERLING et al., 2006).

Las metodologías basadas en umbrales de extinción complementan los métodos basados solamente en la variabilidad de ciertos parámetros del fuego, sin considerar sus relaciones con la capacidad de extinción. Sería aconsejable realizar análisis de sensibilidad de los umbrales utilizados. También sería deseable modelizar el fuego de copas, utilizando la segunda cobertura PNOA-LiDAR.

Este estudio debería complementarse con otros que evalúen la influencia del proyecto Mosaico sobre la probabilidad de ignición, la calidad, y la fragilidad del territorio. También sería importante estudiar la influencia de las intervenciones sobre las labores de extinción de un incendio declarado (mejora de la accesibilidad y transitabilidad de los medios terrestres, mayor disponibilidad de puntos de agua).

La mayoría de las intervenciones planteadas en el Mosaico se ubican en zonas con un índice de riesgo relativo medio y alto (clases 3 y 4). No obstante, y dado que las intervenciones no respondieron a una planificación previa, sino a los objetivos, intereses y capacidad de los propietarios para implementarlas, su potencial para disminuir el riesgo de incendio del territorio dependerá de que se integren en las redes de defensa existentes o que se localicen en "puntos de estratégicos de gestión" (PEG) (MADRIGAL et al., 2019; OTERO & NIELSEN, 2017; SILVA et al., 2014).

En los últimos años las Administraciones Forestales públicas en España están dando importantes pasos con el objetivo de integrar las actividades agrícolas y ganaderas en la gestión forestal. En de Extremadura, el pastoreo en montes públicos o el aprovechamiento de la resina están siendo promovidos con este fin, así como para evitar la despoblación. Sin embargo, aún existen importantes barreras de índole legal, económico y administrativo que dificultan la implementación de ciertas intervenciones. Las iniciativas agrícolas en terrenos categorizados como "agrícolas abandonados" son probablemente las que más dificultades encuentran. La Ley Agraria de Extremadura considera como terreno forestal los terrenos agrícolas abandonados en los que vegeten árboles o arbustos forestales cuya base mida más de quince centímetros de diámetro y siempre que se hayan dedicado al cultivo agrícola en los últimos diez años. Sin embargo, no considera como terreno forestal aquél procedente de cultivo agrícola abandonado en bancales, independientemente de la vegetación existente o del tiempo transcurrido tras el abandono. Esta ambigüedad deja la recuperación de olivares abandonados, o el establecimiento de nuevos cultivos arbóreos en las numerosas fincas abancaladas existentes a merced de una interpretación más o menos rigurosa de la norma. En el caso de la resina, la estacionalidad de su aprovechamiento, que mantiene a los resineros ocupados tan sólo 8 o 9 meses al año, hace que la mayor parte de la población rural joven no vea en esta actividad un medio de vida viable. Para que resulte más atractiva, se ha propuesto involucrar a los resineros en otros aprovechamientos y trabajos forestales.

Los resultados de este estudio avalan que los aprovechamientos forestales y las actividades agrícolas y ganaderas en montes y en la interfaz-agrícola-forestal contribuyen a las estrategias para la prevención de incendios. Pero para integrarlas de manera adecuada, se necesita el apoyo decidido y adecuados incentivos de las Administraciones Públicas, actuando ambas partes de forma coordinada

y sinérgica y eliminando aquellos escollos económicos, normativos y administrativos que dificultan la gestión colaborativa. De esta forma, se podrían concentrar los esfuerzos en las zonas de mayor riesgo de incendio, y la distribución espacial de las iniciativas atenderá a un diseño lógico e integrado con la infraestructura de contención existente.

Por último, el impacto de proyectos como el Mosaico en comarcas desfavorecidas de montaña va más allá que la simple mejora de la infraestructura preventiva y la reducción del riesgo de incendio. Su potencial contribución a evitar la despoblación, promover la actividad económica, y restablecer los fuertes vínculos entre la población rural y su entorno contribuye, sin duda, a una gestión territorial y forestal más sostenible.

## 6. Conclusiones

Este estudio confirma el supuesto en el que se basa el Mosaico: que las intervenciones agrícolas, como los cultivos arbóreos, el pastoreo extensivo y las prácticas selvícolas asociadas a los aprovechamientos en masas forestales y en la interfaz agrícola-forestal pueden ser cortafuegos productivos eficaces. Además, si estas actividades se ubican estratégicamente en las zonas de mayor riesgo de incendio de un territorio, podrían contribuir a disminuirlo considerablemente. Por esto, y por su potencial contribución al desarrollo económico y social de zonas rurales desfavorecidas, las administraciones públicas deberían apostar decididamente por adoptar estrategias colaborativas de gestión del territorio.

## 7. Agradecimientos

A los técnicos del proyecto Mosaico-Extremadura Javier Corbacho, Javier Navalpotro, Beatriz Lucas, Gonzalo Palomo y Enrique Juárez. Este trabajo ha sido financiado por el Plan Regional de Investigación de la Junta de Extremadura a través del proyecto IB16180 “Prácticas agroforestales para la mejora de la adoptabilidad y la sostenibilidad de los cultivos leñosos en zonas de montaña”. El proyecto Mosaico ha sido financiado a través del Convenio interadministrativo de colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente y Rural, Políticas Agrarias y Territorio de la Junta de Extremadura y la Universidad de Extremadura (2016-2021).

## 8. Bibliografía

ALCASENA, F. J., AGER, A. A., BAILEY, J. D., PINEDA, N., & VEGA-GARCÍA, C. (2019). Towards a comprehensive wildfire management strategy for Mediterranean areas: Framework development and implementation in Catalonia, Spain. *Journal of Environmental Management*, 231, 303–320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.027>

ANDREWS, P. L.; HEINSCH, F. A.; SCHELVAN, L. *How to Generate and Interpret Fire Characteristics Charts for Surface and Crown Fire Behavior*; RMRS-GTR-253; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Ft. Collins, CO, 2011; p RMRS-GTR-253. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-253>.

BALINT, P. J., STEWART, R. E., DESAI, A., & WALTERS, L. C. (2011). *Wicked Environmental Problems*. Island Press/Center for Resource Economics. <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-047-7>

CARROLL, M. S., BLATNER, K. A., COHN, P. J., & MORGAN, T. (2007). *Managing Fire Danger in the Forests of the US Inland Northwest: A Classic “Wicked Problem” in Public Land Policy*.



CEDEX. Coberturas de los ríos y cuencas que vierten al Mediterráneo, incluidas las Islas Baleares, Ceuta y Melilla. [https://ceh.cedex.es/clasificacion/Coberturas\\_shape.asp](https://ceh.cedex.es/clasificacion/Coberturas_shape.asp) (accedido 2021 -07 -15).

CNIG. Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica (IGN) <http://centrodedescargas.cnig.es> (accedido 2021 -07 -15).

COLANTONI, A., EGIDI, G., QUARANTA, G., D'ALESSANDRO, R., VINCI, S., TURCO, R., & SALVATI, L. (2020). Sustainable land management, wildfire risk and the role of grazing in mediterranean Urban-rural interfaces: A regional approach from greece. *Land*, 9(1). <https://doi.org/10.3390/land9010021>

COSTAFREDA-AUMEDES, S., GARCIA-MARTIN, A., & VEGA-GARCIA, C. (2013). The relationship between landscape patterns and human-caused fire occurrence in Spain. *Forest Systems*, 22(1), 71–81. <https://doi.org/10.5424/fs/2013221-02685>

DEFRIES, R., & NAGENDRA, H. (2017). Ecosystem management as a wicked problem. In *Science* (Vol. 356, Issue 6335, pp. 265–270). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.aal1950>

EGIF. Estadística general de incendios forestales. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-espanol-patrimonio-natural-biodiv/sistema-indicadores/06c-estadistica-incendios-forestales.aspx> (accedido 2021 -07 -15).

FLANNIGAN, M. D., KRAWCHUK, M. A., DE GROOT, W. J., WOTTON, B. M., & GOWMAN, L. M. (2009). Implications of changing climate for global wildland fire. In *International Journal of Wildland Fire* (Vol. 18, Issue 5, pp. 483–507). <https://doi.org/10.1071/WF08187>

GANDULLO, J. M.; SERRADA, R. A.; *Mapa de productividad potencial forestal de la España Peninsular*. Madrid: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), 1977. Versión digital en: [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/productividad\\_potencial.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/productividad_potencial.aspx) (accedido 2021 -07 -15).

GERALD ALLEN, B. M., GOULD, E. M., & GERALD ALLEN IS PROFESSOR, J. M. (n.d.). *Complexity, Wickedness, and Public Forests*.

GIANNAKOPOULOS, C., LE SAGER, P., BINDI, M., MORIONDO, M., KOSTOPOULOU, E., & GOODESS, C. M. (2009). Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2°C global warming. *Global and Planetary Change*, 68(3). <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.06.001>

HAINES, T. K., BUSBY, R. L., & CLEAVES, D. A. (2001). Prescribed Burning in the South: Trends, Purpose, and Barriers. In *SJAF* (Vol. 25, Issue 4). <https://academic.oup.com/sjaf/article/25/4/149/4782305>

INE. Instituto Nacional de Estadística. Censos de Población y Viviendas 2011. Indicadores para celdas de 1 km<sup>2</sup> [https://www.ine.es/censos2011\\_datos/cen11\\_datos\\_resultados\\_rejillas.htm](https://www.ine.es/censos2011_datos/cen11_datos_resultados_rejillas.htm) (accedido 2021-07-15).

INE. Instituto Nacional de Estadística. Nomenclátor: Población del Padrón Continuo por Unidad Poblacional. <https://www.ine.es/nomen2/index.do> (accedido 2021-07-15).

JENKS, G. F. *The Data Model Concept in Statistical Mapping*. International Yearbook of Cartography 7: 186-190. 1967.

JUNTA DE EXTREMADURA. Consejería de Medio Ambiente y Rural, Políticas Agrarias y Territorio. Extremambiente.es. [http://extremambiente.juntaex.es/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1026&Itemid=171](http://extremambiente.juntaex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=1026&Itemid=171) (accedido 2021-07-15).

LASANTA, T., KHORCHANI, M., PÉREZ-CABELLO, F., ERREA, P., SÁENZ-BLANCO, R., & NADAL-ROMERO, E. (2018). Clearing shrubland and extensive livestock farming: Active prevention to control wildfires in the Mediterranean mountains. *Journal of Environmental Management*, 227, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.104>

MADRIGAL, J.; ROMERO-VIVÓ, M.; RODRÍGUEZ Y SILVA, F. (2019). Definición y Recomendaciones Técnicas en el Diseño de Puntos Estratégicos de Gestión; SECF, Valencia. Available online: <https://agroambient.gva.es/documents/162905929/164277177/Dec%C3%A1logo+Valencia+Jornada+PEG/510265c0-fd5e-48b6-bba2-d3038264a134> (accedido 2022-03-03).

MANCILLA-LEYTÓN, J. M., HERNANDO, C., CAMBROLLÉ, J., MUÑOZ-VALLÉS, S., PINO-MEJÍAS, R., & VICENTE, Á. M. (2021). Can shrub flammability be affected by goat grazing? Flammability parameters of mediterranean shrub species under grazing. *Sustainability (Switzerland)*, 13(3), 1–13. <https://doi.org/10.3390/su13031555>

MFE. Mapa Forestal de España de máxima actualidad. <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx> (accedido 2021-07-15).

MOSAICO EXTREMADURA <https://www.mosaicoextremadura.es/en/the-project/> (accedido 2021-07-15).

ORTEGA, M., SAURA, S., GONZÁLEZ-AVILA, S., GÓMEZ-SANZ, V., & ELENA-ROSSELLÓ, R. (2012). Landscape vulnerability to wildfires at the forest-agriculture interface: Half-century patterns in Spain assessed through the SISPARES monitoring framework. *Agroforestry Systems*, 85(3), 331–349. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9423-2>

OTERO, I., CASTELLNOU, M., GONZÁLEZ, I., ARILLA, E., CASTELL, L., CASTELLVÍ, J., SÁNCHEZ, F., & NIELSEN, J. O. (2018). Democratizing wildfire strategies. Do you realize what it means? Insights from a participatory process in the Montseny region (Catalonia, Spain). *PLoS ONE*, 13(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204806>

OTERO, I.; NIELSEN, J.Ø. (2017). Coexisting with wildfire? Achievements and challenges for a radical social-ecological transformation in Catalonia (Spain). *Geoforum*, 85, 234–246. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2017.07.020>.

PATFOR. Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana, aprobado mediante Decreto 58/2013, de 3 de mayo, del Consell <https://agroambient.gva.es/es/web/medio-natural/patfor> (accedido 2021 -07 -15).

PLAN DE DEFENSA DE BALEARES. IV Plan General de Defensa contra Incendios Forestales de las Illes Balears, aprobado mediante Decreto 22/2015, de 17 de abril. [https://www.caib.es/sites/xarxaforestal/es/iv\\_plan\\_general-66858/](https://www.caib.es/sites/xarxaforestal/es/iv_plan_general-66858/) (accedido 2021 -07 -15).

PNOA. Plan Nacional de Ortofotografía Aérea <https://pnoa.ign.es/> (accedido 2021 -07 -15).

RUIZ-MIRAZO, J., ROBLES, A. B., & GONZÁLEZ-REBOLLAR, J. L. (2011). Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141(1–2), 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.002>

SCOTT, J. H.; BURGAN, R. E. *Standard Fire Behavior Fuel Models: A Comprehensive Set for Use with Rothermel's Surface Fire Spread Model*; RMRS-GTR-153; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Ft. Collins, CO, 2005; p RMRS-GTR-153. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-153>.

SIOSE 2014. Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España. <https://www.siose.es/> (accedido 2021 -07 -15).

STEPHENS, S. L., MCIVER, J. D., BOERNER, R. E. J., FETTIG, C. J., FONTAINE, J. B., HARTSOUGH, B. R., KENNEDY, P. L., & SCHWILK, D. W. (2012). The effects of forest fuel-reduction treatments in the United States. *BioScience*, 62(6), 549–560. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.6.6>

SILVA, F.R.Y.; MARTÍNEZ, J.R.M.; GONZÁLEZ-CABÁN, A. (2014). A methodology for determining operational priorities for prevention and suppression of wildland fires. *Int. J. Wildland Fire*, 23, 544–554. <https://doi.org/10.1071/wf13063>.

SYPHARD, A. D., KEELEY, J. E., & BRENNAN, T. J. (2011). Factors affecting fuel break effectiveness in the control of large fires on the Los Padres National Forest, California. *International Journal of Wildland Fire*, 20(6), 764–775. <https://doi.org/10.1071/WF10065>

TÀBARA, D., SAURÍ, D., & CERDAN, R. (2003). Forest fire risk management and public participation in changing socioenvironmental conditions: A case study in a Mediterranean region. *Risk Analysis*, 23(2), 249–260. <https://doi.org/10.1111/1539-6924.00305>

TEDIM, F., LEONE, V., & XANTHOPOULOS, G. (2016). A wildfire risk management concept based on a social-ecological approach in the European Union: Fire Smart Territory. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 18, 138–153.

<https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2016.06.005>

TURNER, M. G., ROMME, W. H., & TINKER, D. B. (2003). Surprises and Lessons from the 1988 Yellowstone Fires. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 351.

<https://doi.org/10.2307/3868187>

USDA. U.S. Department of Agriculture. Forest Service. FlamMAP. Fire, Fuel, and Smoke Science Program. <https://www.firelab.org/project/flammap> (accedido 2021 -07 -15).

VANE. Valoración de los activos naturales en España. 2011.

[https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-la-biodiversidad/valoracion-y-aspectos-economicos-de-la-biodiversidad/cb\\_vae\\_valoracion\\_activos\\_naturales.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-la-biodiversidad/valoracion-y-aspectos-economicos-de-la-biodiversidad/cb_vae_valoracion_activos_naturales.aspx)

(accedido 2021 -07 -15).

VIGNA, I., BESANA, A., COMINO, E., & PEZZOLI, A. (2021). Application of the socio-ecological system framework to forest fire risk management: A systematic literature review. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 13, Issue 4, pp. 1–23). MDPI.

<https://doi.org/10.3390/su13042121>

WESTERLING, A. L., HIDALGO, H. G., CAYAN, D. R., & SWETNAM, T. W. (2006). Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity. *Science*, 313(5789).

<https://doi.org/10.1126/science.1128834>