

PROPUESTA METODOLÓGICA PARA EVALUAR LA IDONEIDAD DE DISTINTAS ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN DE INCENDIOS FORESTALES EN EUROPA

METHODOLOGICAL PROPOSAL TO EVALUATE THE SUITABILITY OF DIFFERENT FOREST FIRE MITIGATION STRATEGIES IN EUROPE

Emilio Chuvieco¹
Javier Martínez-Vega²
Patricia Oliva¹

1. INTRODUCCIÓN

Los impactos negativos de los incendios en la sociedad han impulsado el establecimiento de estrategias de gestión de incendios en la mayoría de los países industrializados, que normalmente conducen a su supresión (Chuvieco *et al.*, 2023). La creciente preocupación por las temporadas de incendios extremos -con extensas áreas quemadas, víctimas humanas y destrucción de viviendas (Jain *et al.*, 2021; Tedim *et al.*, 2018)- provocadas por anomalías meteorológicas no observadas previamente, han aumentado el interés por los sistemas de evaluación del riesgo de incendios forestales. Estos sistemas deberían tener en cuenta una amplia gama de variables que afectan tanto a la ignición como a la propagación, así como a los impactos potenciales y al nivel de exposición de la sociedad ante el fuego (Chuvieco *et al.*, 2023). Además, es

¹ Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá. emiliochuvieco@uah.es y patricia.oliva@uah.es

² Instituto de Economía, Geografía y Demografía, CSIC. j.martinez@csic.es

preciso mejorar las estrategias para comunicar la información sobre el riesgo a los usuarios finales, incluidos los servicios de emergencias, los propietarios de tierras, los gestores del territorio, las organizaciones de la sociedad civil y el público en general (Moore, 2019).

Siguiendo la terminología común de los peligros naturales, el riesgo de incendios forestales puede definirse como la integración de tres componentes: peligro, exposición y vulnerabilidad (Tagarev y Papadopoulos, 2020; UNISDR, 2009). Ésta ha sido la base del esquema de integración FirEURisk, presentado en Chuvieco et al. (2023). Siguiendo este esquema, hemos definido el peligro de incendio como la probabilidad de que se inicie o se propague en una zona y momento determinados; la exposición al fuego representa las personas y los bienes que pueden sufrir daños a causa de los incendios, mientras que la vulnerabilidad estima las condiciones que hacen que una zona sea susceptible de sufrir mayores o menores impactos, ya sea porque es muy valiosa o porque tiene una baja resiliencia al fuego, pero lo más habitual es que se deba a una combinación de ambas.

La evaluación del riesgo de incendios forestales implica una estimación de cuándo, dónde, por qué y cómo es más probable que se produzca y propague el fuego, qué zonas están potencialmente expuestas y qué daños potenciales pueden implicar esos incendios. Idealmente, cualquier sistema de evaluación del riesgo debería ser exhaustivo (tener en cuenta todas las variables relevantes), flexible (aplicable a una amplia gama de condiciones espaciales y temporales), coherente (internamente lógico) y reproducible (basado en métodos transparentes). Por lo tanto, una caracterización exhaustiva del riesgo de incendios forestales debería incluir las tres dimensiones del riesgo (peligro, exposición y vulnerabilidad), combinándolas adecuadamente y adaptándolas a diferentes escalas espaciales y temporales. Sin embargo, los sistemas operativos disponibles en la actualidad se centran en una de las ramas de este esquema, concretamente en la estimación del peligro, particularmente en aquellas variables relacionadas con las condiciones meteorológicas que conducen a incendios extremos (por ejemplo, sequías prolongadas, altas temperaturas, fuertes vientos), pero no suelen considerar la exposición o la vulnerabilidad (Chuvieco *et al.*, 2023). Tampoco son muy consistentes a la hora de considerar las causas de ignición, en particular las relacionadas con la actividad humana, que son más difíciles de predecir (Bowman *et al.*, 2017; Parisien *et al.*, 2016). Mientras que, en la mayoría de los riesgos naturales, como las erupciones volcánicas o los terremotos, no podemos reducir el peligro, en el caso de los incendios forestales éste puede mitigarse minimizando las igniciones de origen humano o gestionando las condiciones del combustible, lo que conduce a in-

incendios de menor intensidad. También es posible reducir la exposición al fuego, mejorando la zonificación del uso del suelo e incluyendo estrategias de gestión del territorio que disminuyan el contacto entre las viviendas y los combustibles forestales, así como la vulnerabilidad, creando paisajes más resilientes, por ejemplo mejorando su capacidad de resistencia al fuego y/o mejorando su recuperación post-incendio (Chuvieco *et al.*, 2014; Thompson *et al.*, 2011).

Conviene tener en cuenta que la evaluación del riesgo es clave para la reducción de los impactos de los incendios, pero para que sea un enfoque adecuadamente integrado también debería estar vinculado a diferentes estrategias para mitigar sus impactos negativos, tanto en la sociedad como en los ecosistemas, así como para adaptarse mejor a las condiciones de riesgo futuras (Swanston *et al.*, 2016; Tedim *et al.*, 2018; Thompson *et al.*, 2012). La gestión del riesgo implica evaluar la probabilidad y magnitud de los impactos del fuego, al tiempo que se desarrollan respuestas adecuadas para reducir las igniciones o la exposición o disminuir la exposición y la vulnerabilidad (Fairbrother y Turnley, 2005; Finney, 2005; Thompson y Calkin, 2011). Varios estudios recientes han explorado algunas de las consideraciones espaciales y temporales de las estrategias de mitigación y adaptación al riesgo de incendios, incluidas las limitaciones y las evaluaciones de su eficacia (Parisien *et al.*, 2020; Sample *et al.*, 2022; Schoennagel *et al.*, 2017). Estos estudios aplican enfoques de modelización probabilística basados en simuladores de propagación de incendios, cuantificando las variaciones espaciales y temporales en la propagación del fuego y las pérdidas utilizando variables o métricas medibles, por ejemplo, longitud de la llama, velocidad de propagación, o intensidad del frente (Ager *et al.*, 2012; Metlen *et al.*, 2021; Parisien *et al.*, 2020). Los resultados de estos enfoques pueden utilizarse para caracterizar y cuantificar el peligro y la exposición ante incendios, así como para estimar la incertidumbre asociada al riesgo en términos de tiempo, ubicación, duración, propagación y comportamiento, y las condiciones ambientales en términos de clima y características del combustible (Salis *et al.*, 2021). También debe tenerse en cuenta la percepción de los residentes locales a la hora de introducir dichas acciones, especialmente en el caso de las WUI (Olsen *et al.*, 2017).

De acuerdo a este planteamiento, pretendemos en este trabajo presentar una metodología para estimar la conveniencia de aplicar distintas estrategias de mitigación del riesgo de incendio, considerando un enfoque holístico sobre los principales factores que intervienen en la evaluación del riesgo: peligro, exposición y vulnerabilidad. Procederemos a ensayar esta metodología en el territorio europeo, para el que se han generado variables geográficas en cada uno de los factores que integran el índice de riesgo. Al haberse generado todos

los factores como bases de datos espaciales, la integración y la simulación de los impactos también se realiza geográficamente, facilitando así un análisis más riguroso de las diferentes estrategias.

2. MÉTODOS

2.1 Variables para la integración del riesgo de incendio

Para abordar un análisis integrado de la mitigación del riesgo de incendio es preciso, en primer lugar, elaborar un esquema que permita combinar los distintos factores relevantes en los tres ámbitos del riesgo previamente indicados: peligro, exposición y vulnerabilidad. El proyecto FirEURisk ha definido un marco para integrar esos diferentes factores, proponiendo asimismo métodos para combinar las distintas variables. El trabajo de Chuvieco et al. (2023) describe el esquema general, que también se incluye en la Figura 1, si bien posteriormente a esa publicación se han refinado algunas fórmulas para obtener indicadores integrados más consistentes. Sobre esa nueva versión se han realizado las simulaciones que se incluyen en este trabajo.

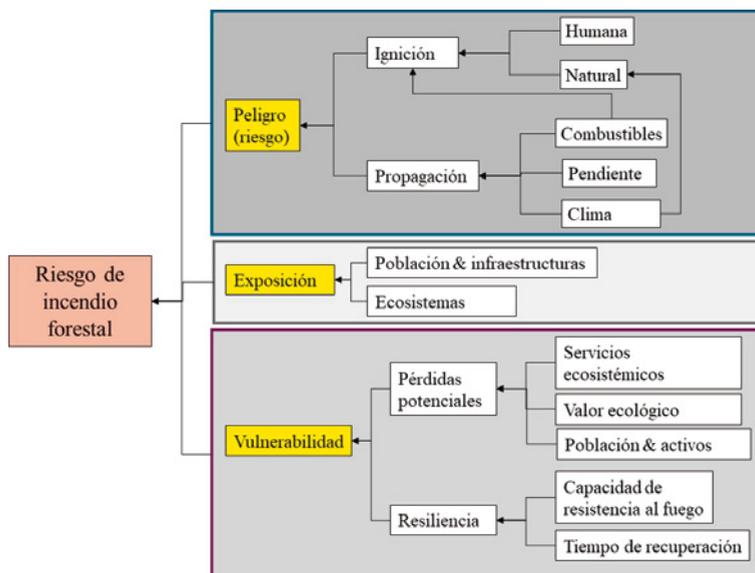


Figura 1. Integración conceptual de los componentes de evaluación del riesgo de incendios forestales dentro del proyecto FirEURisk (traducido de Chuvieco et al., 2023).

El índice holístico de incendios (IHI) incluye una amplia gama de variables: datos meteorológicos, tipos y modelos de combustible, pendiente y orientación topográfica, ignición humana y natural, exposición, valor de las viviendas y servicios ecosistémicos, valores ecológicos, capacidad de resistencia al fuego y tiempo de recuperación. Estas variables se combinan para formar índices intermedios, como el potencial de ignición y propagación, el peligro, la reducción de los valores de los bienes socioeconómicos y los valores ecológicos, la vulnerabilidad y el índice integrado. Este esquema de riesgo se ha desarrollado para un área que cubre la mayor parte de Europa Occidental, comprendiendo más de 4,6 Mkm².

La tabla 1 incluye la lista completa de parámetros necesarios para obtener el IHI. En primer lugar, aparecen las variables meteorológicas. El esquema de riesgo se puede ejecutar con escenarios meteorológicos estáticos, por ejemplo, considerando las condiciones promedio o extremas anuales o del periodo estival, o calcularse en tiempo real, estimando diariamente aquellos componentes relacionados con las condiciones atmosféricas y de humedad del combustible. En este trabajo, partimos de escenarios históricos, adaptados a las condiciones meteorológicas que pueden dar lugar a incendios extremos, ya que el proyecto FirEURisk se orienta principalmente a este tipo de eventos. Para ello, se seleccionó el percentil del 95% de los peores parámetros meteorológicos a las 12 h para aquellos días en los que se produjeron grandes incendios (>1000 ha) en cualquier lugar de Europa en el periodo 2001-2019. La selección de las fechas de ignición se basó en el análisis de las series temporales del producto de área quemada generado en el proyecto FireCCI51 (Lizundia-Loiola *et al.*, 2020), que forma parte de la *Climate Change Initiative* de la Agencia Espacial Europea (<https://climate.esa.int/en/projects/fire/about/>, último acceso octubre 2024). Los puntos de ignición (y sus respectivas fechas) se obtuvieron calculando el centroide geográfico de los píxeles contiguos con una fecha de incendio anterior. Se obtuvieron un total de 403 días de alto riesgo correspondientes a esos puntos de ignición para los 19 años de la serie temporal FireCCI51 disponible. Los parámetros meteorológicos para esos 403 días se calcularon a partir de los datos de reanálisis ERA5-Land (<https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-era5-land?tab=overview>, último acceso Noviembre 2024), que se interpolaron espacialmente con una resolución de 1 km², la resolución objetivo del trabajo. A partir de los parámetros meteorológicos se estimó la humedad del combustible muerto (código de 10-h del NFDRS: Deeming y Lancaster, 1971).

Tabla 1

Parámetros de entrada de las simulaciones para calcular el índice de riesgo integrado de FirEURisk

Variable	Unidades	Fuentes
TP, Temperatura.	°C	ERA5-Land.
Cl, Nubosidad.	%	ERA5-Land.
WS, Velocidad del viento.	m/s	ERA5-Land.
HR, humedad relativa.	%	ERA5-Land.
LFMC, Contenido de humedad del combustible vivo.	% Peso seco	Imágenes Sentinel-3.
FT, Tipos de combustible.	Clases de combustible	Datos de satélite y modelos biofísicos (Aragoneses <i>et al.</i> , 2023)
PI, Potencial de ignición.	0/1000	Fuentes diversas y modelado estadístico (Ochoa <i>et al.</i> , 2024)
E, Exposición.	0, 0.8, 1	Zonas urbanas y mapa de combustible.
VH, Valor de las viviendas.	€/ha	Estadísticas europeas.
ESV, Valores de los servicios ecosistémicos.	€/ha/año	Estadísticas europeas.
EVA, Valores ecológicos.	0/1000	Bases de datos cartográficos y de vegetación.
CC, Capacidad de Resistencia al fuego.	0/1000	Rasgos funcionales de las plantas, mapas forestales.
RT, Tiempo de regeneración.	años	Rasgos funcionales de las plantas, mapas forestales.

La humedad del combustible vivo (LFMC) se estimó a partir de la reflectividad detectada por los sensores OLCI y SLSTR instalados en el satélite europeo Sentinel-3. Para ello, se emplearon modelos de transferencia relativa, siguiendo la metodología de Yebra *et al.* (2013) y Jurdao *et al.* (2013). Como el Sentinel-3 se lanzó en 2017, no era factible calcular el FMC para la serie temporal completa que abarcan los 403 días considerados en las condiciones meteorológicas. Por ello, se decidió calcular un valor que estimara a las condiciones peores de incendio. Ello se realizó extrayendo, para cada píxel del área de estudio, el percentil 5 de los valores más bajos del LFMC entre los obtenidos para el año 2023-24, a partir de observaciones diarias Sentinel-3 a 300 m de resolución.

Puesto que la configuración del terreno influye directamente en la propagación del fuego, incluimos en el modelo información topográfica, extraída del modelo

digital del terreno generado a partir del *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) de la NASA (<https://lpdaac.usgs.gov/products/srtmg11v003/>, último acceso en marzo de 2023), disponible globalmente a 90 m de resolución, redujiéndose en nuestro caso a la resolución objetivo de 1 km².

En cuanto a la caracterización de la vegetación, la base fue el mapa de tipos de combustible desarrollado por Aragonese *et al.* (2023), a partir del cual se asignaron parámetros cuantitativos para estimar la propagación del fuego. Para ello, se estableció una correspondencia entre tipos y modelos de combustible, empleando para ello los modelos de Scott y Burgan (2005), como se indica en Aragonese *et al.* (2023). Para las zonas boscosas, los parámetros del arbolado (altura de la copa, altura de la base, densidad de la copa, cobertura del dosel) se obtuvieron a partir de información el lidar GEDI, instalado sobre la estación espacial internacional, empleando métodos de inversión y modelos de aprendizaje máquina (Aragonese *et al.*, 2024; Aragonese *et al.*, 2025).

A partir del LFMC del combustible vivo y muerto, la topografía y los modelos de combustible se estimó el potencial de propagación del fuego, usando para ello las ecuaciones del modelo Behave (Rothermel, 1983; Scott y Burgan, 2005) y Flammap (Finney, 2005; Finney, 2006), calculándose el potencial de propagación en cada celda de la zona de estudio. Hay que tener en cuenta que el objetivo final no es simular la propagación de un incendio concreto, sino la propagación potencial de cualquier lugar de Europa en caso de producirse un incendio para unas condiciones meteorológicas, de combustible y topográficas concretas. Los resultados de este código incluyen los parámetros de propagación más comunes: Velocidad de propagación (RoS, m/s), Intensidad de reacción (RI, kW/m²), Intensidad de línea de fuego (FLI, kW/m) y Longitud de llama (FL, m). De ellos, nos centraremos en las simulaciones de este documento en FLI y FL, ya que estos dos parámetros son los más importantes a la hora de estimar los daños potenciales del fuego. Las simulaciones de las condiciones de propagación con el escenario meteorológico comentado anteriormente (extremo) se consideró el escenario base, de cara a comparar las simulaciones de mitigación con el punto de referencia.

A partir del FLI, se estimó el Potencial de Propagación (PP) en una escala de 0-1000 para facilitar la integración con otros componentes del sistema FirEUrisk. La conversión de FLI a PP se basó en una interpolación lineal basada en tres umbrales críticos indicados por Rothermel (1983) en relación con el peligro asociado a la extinción de incendios. El rango de 0 a 346 kW/m (límite para el ataque al fuego con medios humanos) se ajustó al rango de 0 a 500; de 346 a 1731 (el límite para el ataque al fuego con maquinaria) se distribuyó linealmente al rango de 500 a 750, y de 1731 a 17000 kW/m (el máximo

establecido, más allá de ese valor se consideraba el máximo de todos modos) se interpoló linealmente de 750 a 1000.

La otra rama del componente Peligro del esquema de integración FirEURisk incluye el potencial de ignición humana y natural. Dado que no se disponía de una relación histórica de las igniciones naturales y que las igniciones históricas no identificaban la causalidad del incendio, decidimos incluir en un único modelo todos los incendios, independientemente de su origen. Utilizando el mismo conjunto de datos de superficie quemada del FireCCI que se utilizó para crear el escenario meteorológico, pero en este caso incluyendo también incendios más pequeños (mayores de 100 ha), se estimó el potencial de ignición (PI) utilizando los factores potenciales de ocurrencia de incendios (Ochoa *et al.*, 2024). El número total de incendios mayores de 100 ha en el periodo de estudio fue de más de 33.000 incendios. La estimación se basó en un Modelo Random Forest, que proporciona tanto el rango de probabilidad como los principales factores explicativos (Ochoa *et al.*, 2024). El resultado se escaló de 0 a 1000 para la integración con otros componentes del riesgo.

La combinación de PI y PP siguió un modelo de compensación muy simple, dando mayor peso al componente de propagación:

$$D = 0,33*PI + 0,66*PP$$

Se puede argumentar que estos términos pueden multiplicarse, ya que sin ignición o propagación no habrá peligro. Sin embargo, en este caso decidimos utilizar un enfoque compensatorio más conservador, porque el PI se basaba únicamente en grandes incendios, y la propagación puede producirse incluso en zonas con un potencial de ignición muy bajo o nulo de grandes eventos. De hecho, no estamos estimando la probabilidad *strictu sensu*, sino el potencial de ignición y propagación basado en condiciones históricas. Probamos la opción de integrar PI y PP utilizando un enfoque multiplicativo y los resultados no fueron muy realistas, con valores cero de peligro en muchas zonas del centro y norte de Europa.

Para la Exposición al riesgo se consideraron tres categorías: no quemable, quemable y zonas con interfaz urbano-forestal (WUI), que se recodificaron como 0, 0,8 y 1, respectivamente. La categoría no quemable corresponde a las clases no combustibles y a los centros urbanos, mientras que las quemables son los bosques, arbustos, tierras de cultivo y humedales. La WUI se identificó dentro de FirEURisk utilizando diferentes conjuntos de datos europeos (Bar-Massada *et al.*, 2013; Chuvieco *et al.*, 2023).

Por último, en el caso de la Vulnerabilidad, se consideraron tanto los aspectos sociales como los ecológicos. En cada caso, se tuvieron en cuenta dos componentes: por un lado, las pérdidas potenciales derivadas del incendio, y por otro la capacidad del sistema para resistir y recuperarse tras el incendio (resiliencia). Las pérdidas potenciales se calcularon por separado para los valores socioeconómicos y ecológicos. Los primeros se calcularon en unidades monetarias (€/km²), mientras que los segundos en unidades relativas utilizando una escala normalizada de 0-1000 (Arrogante-Funes *et al.*, 2024). Para la combinación final entre ambos, los valores socioeconómicos también se convirtieron a una escala 0-1000 utilizando una normalización lineal, ya que no era factible, ni deseable, expresar los valores ecológicos en términos económicos.

Siguiendo el marco FirEURisk, se calculó la reducción de valores que se produciría como consecuencia de un incendio asumiendo las condiciones de propagación comentadas anteriormente. Para la vulnerabilidad socioeconómica se consideraron dos aspectos: valor de las viviendas y valor de los servicios ecosistémicos. En ambos casos, la reducción de valores se estimó a partir de la longitud de llama (FL), basándose en la experiencia de los especialistas de FirEURisk en la evaluación de efectos de incendios históricos (Molina-Martínez *et al.*, 2019). Los valores de FL estimados a partir de las condiciones de propagación se convirtieron en seis categorías para estimar los daños potenciales. A partir de la FL, se estimó la reducción del valor de las viviendas (RHV) de:

$$RHV = VH * LOSS1$$

Donde VH es el valor de las casas antes de quemarse y LOSS1 la proporción estimada de pérdidas como resultado de un incendio. Se supuso que el impacto del fuego dependería de la intensidad de los incendios (estimada a partir de FL) y de los materiales de construcción (con más daños para las casas de madera frente a las de hormigón), pero como esta información no estaba disponible para toda Europa se aplicaron valores medios obtenidos a partir del análisis de los incendios mediterráneos.

El mismo enfoque se aplicó a la reducción de los valores de los servicios ecosistémicos (RESV), considerando mayores pérdidas para aquellos incendios de mayor intensidad (FL más alto). Los valores de nueve servicios ecosistémicos se estimaron en a partir de distintas fuentes europeas (Martino *et al.*, 2022), y se agregaron en unidades monetarias (€/km²) para cada celda del área del territorio europeo (ET). De forma similar al VH, la reducción del valor se calculó como:

$$RESV_i = ESV_i * LOSS2_i$$

Donde LOSS2 es la proporción de reducción en función de la longitud de la llama. Estas pérdidas se integraron a lo largo del periodo en el que el servicio ecosistémico (ES) no estaría disponible siguiendo:

$$TESV_i = RESV_i \times \frac{1 - (1 + r)^{-\log RT_i}}{r}$$

Donde $RESV_i$ es la reducción de valor para el ES_i ; r es un tipo de descuento del 2% y RT_i son los años para recuperar el ES_i . Se aplicó una tasa de descuento (r) del 2%, que se considera comúnmente para tener en cuenta el impacto a futuro de perder un determinado valor en el presente. El valor de RT se estimó a partir de estudios anteriores. Para el valor de las viviendas, no se incluyó este valor, ya que se partió del supuesto de que las viviendas se reconstruyen en el menor tiempo posible (Martino et al., 2022).

La vulnerabilidad socioeconómica (SEV) se calculó finalmente sumando los valores de pérdida potencial de las viviendas y los servicios ecosistémicos potencialmente afectados por el fuego. Dado que ambas cantidades están en diferentes órdenes de magnitud, se aplicó primero una transformación logarítmica del valor total:

$$SEV = \text{LOG} (RHV + \sum TESV_i)$$

Por último, los valores de salida medidos en unidades monetarias se normalizaron a una escala de 0/1000 mediante un procedimiento lineal.

$$SEV_n = (SEV - SEV_{\min}) / (SEV_{\max} - SEV_{\min}) * 1000$$

De este modo, el resultado podría combinarse posteriormente con la vulnerabilidad ecológica, que no se medía en términos económicos.

De forma similar a la vulnerabilidad socioeconómica, la vulnerabilidad ecológica (VE) se calculó a partir de la reducción prevista de los valores ecológicos (REV) que se derivaría de los incendios forestales extremos (recuérdese que el escenario meteorológico se consideraba condiciones extremas o de alto riesgo). En primer lugar, los valores ecológicos se calcularon para el territorio europeo a partir de un amplio conjunto de variables, entre las que se incluían el carácter distintivo biológico y el estado de conservación, combinadas mediante un análisis de componentes principales (Arrogante-Funes *et al.*, 2024). La reducción de valores en este caso se basó en la estimación de la resistencia al fuego (CC) de las especies potencialmente afectadas por el mismo:

$$REV = EVA * (1 - CC)$$

Donde REV es la reducción de valores ecológicos (EVA), basada en el CC hacia el fuego de cada especie vegetal. El CC se calculó a partir de los rasgos funcionales de las plantas, considerando las principales especies forestales y los valores medios para arbustos y pastizales (Arrogante-Funes *et al.*, 2024). Se asumió que el CC era estático en este caso, no dependiente de las condiciones del fuego, porque no se disponía de bases de datos consistentes sobre los cambios del CC con FL.

Al igual que en la vulnerabilidad socio-económica las pérdidas ecológicas se integraron a lo largo del tiempo estimando el tiempo de recuperación post-incendio (RT), que en este caso se estimó considerando las estrategias reproductivas de las especies y las condiciones ambientales de cada celda. De la misma forma que se había hecho para TSEV, la pérdida ecológica integral se calculó usando:

$$TEV = REV \times \frac{1 - (1 + r)^{-\log RT_i}}{r}$$

De forma similar al SEV, la estimación de la vulnerabilidad ecológica (EV) se convirtió a una escala de 0-1000 utilizando la normalización lineal:

$$EV_n = (TEV - TEV_{min}) / (TEV_{max} - TEV_{min}) * 1000$$

Para la combinación de vulnerabilidades sociales y ecológicas, se utilizó una simple suma ponderada, con un mayor peso del componente socioeconómico:

$$V = 0,6 * SEV_n + 0,4 * EV_n$$

Por último, el índice holístico de incendio (IHI), se calculó combinando el Peligro (D), la Exposición (E) y la Vulnerabilidad (V), con la siguiente fórmula:

$$IHI = (0,6 * D + 0,4 * V) * E$$

Como en el caso del Peligro, probamos el enfoque multiplicativo, pero la integración final quedó bastante desdibujada, y finalmente seleccionamos un enfoque compensatorio para peligro y vulnerabilidad, ya que mantenía mejor las tendencias regionales. Obviamente, los coeficientes seleccionados son una primera aproximación a la fusión de las distintas variables, pero también pueden considerarse sistemas más elaborados, así como cambios en esos valores.

2.2 Incertidumbres de los componentes integrados del riesgo de incendios forestales

Como en cualquier análisis espacial, la integración de distintas variables, obtenidas de diversas fuentes, requiere analizar los factores de incertidumbre, tanto las relacionadas con los datos de entrada como con la combinación de

esos datos en indicadores de segundo orden. Lamentablemente, no fue posible realizar una caracterización completa de la incertidumbre, incluyendo todas las fuentes de error potencial, ya que las fuentes eran muy diversas y no siempre estaban debidamente caracterizadas. Los estudios futuros deberían centrarse en el análisis de sensibilidad, que proporcionaría al menos una primera aproximación a la relevancia de cada variable y a los pesos asignados a su integración.

Mientras tanto, al menos podemos reconocer los principales factores de error potencial, que en nuestra opinión no afectan al enfoque global de integración. El objetivo primario aquí era desarrollar el marco, aplicable a distintas zonas y niveles de detalle, más que sus componentes específicos o su aplicación puntual. Para este ejercicio, intentamos obtener las fuentes más precisas disponibles, pero sin duda, al trabajar a escala europea, las fuentes de error y los supuestos son más inciertos que al modelizar zonas más pequeñas y controladas.

En cuanto al Peligro, las estadísticas de incendios de toda Europa procedentes de fuentes nacionales presentan diferentes deficiencias, debido a la falta de normalización en las estadísticas de incendio. La calidad de las estimaciones nacionales es muy diversa, incluso dentro de un mismo país. Por este motivo, decidimos utilizar productos satelitales, que también incluyen errores (sobre todo en la detección de incendios pequeños), pero al menos proporcionan una evaluación espacialmente explícita y uniforme de los impactos de los incendios. Nuestro producto se basa en un satélite de resolución media (250 m) y, por lo tanto, se espera que los incendios de menos de 100 ha no se detecten bien (Franquesa *et al.*, 2022). La localización de los puntos de ignición a partir de las manchas quemadas también incluye incertidumbres, ya que se basa en un algoritmo automático que tiene en cuenta las fechas de quema de los píxeles dentro de cada parche quemado (Laurent *et al.*, 2018). Los puntos de ignición nacionales pueden tener imprecisiones aún mayores, y no serán compatibles entre los diferentes países europeos. Otra limitación de las estadísticas nacionales de incendios se refiere a la determinación de las causas: la mayoría de los informes de incendios no asignan una causa específica, por lo que distinguir entre incendios naturales y humanos es complicado. Por este motivo, decidimos incluir ambas en el mismo modelo. En cuanto a la propagación, las incertidumbres están relacionadas tanto con los datos de entrada, principalmente la caracterización del combustible y los datos meteorológicos, como con los modelos de propagación del fuego (Finney, 2005). Hemos validado el mapa de combustibles a partir de conjuntos de datos independientes, con un error medio inferior al 20% (Aragoneses *et al.*, 2023). Respecto a la meteorología, el rendimiento de las estimaciones ERA y la reducción de la resolución original a 1x1 km no se ha cuantificado completamente, pero en

ambos casos, los cálculos se basan en técnicas de vanguardia. En cuanto a los modelos de comportamiento del fuego, se utilizaron las fórmulas de los programas más utilizados (Behave y Flammap), que proporcionan estimaciones razonables de los potenciales de propagación, con menor incertidumbre que cuando se aplican a la simulación del crecimiento de un solo incendio.

Para la Exposición, hemos incluido un enfoque sencillo, basado en las cubiertas quemables y no quemables, con un peso mayor para aquellas zonas en las que las casas se entremezclan o interactúan con vegetación quemable. En este caso, las fuentes son bastante fiables, ya que se basan en mapas de cobertura del suelo de 10 m (Chuvienco *et al.*, 2023).

En cuanto a la vulnerabilidad, el análisis en el territorio europeo complica la generación de valores socioeconómicos. Tanto los valores de las viviendas como los de los servicios ecosistémicos se han tomado de las mejores fuentes disponibles, pero las bases de datos existentes no siempre son totalmente fiables y puede existir una gran diversidad de condiciones dentro de cada país. Hay lagunas de información en algunos de ellos, sobre todo en los que no pertenecen a la Unión Europea (Noruega y Reino Unido). La reducción de los valores tanto de las viviendas como de los servicios ecosistémicos procede de campañas de campo realizadas en España. No estamos seguros de que proporciones similares puedan aplicarse al norte y centro de Europa. Lo mismo puede decirse de las estimaciones del tiempo de recuperación de algunos SE, que se basan en incendios mediterráneos.

La estimación de la capacidad de adaptación de la EV no asume características específicas del fuego. Esto también deberá modificarse cuando se disponga de más experiencia sobre los efectos de los rasgos funcionales en los efectos de los incendios. Lo mismo puede decirse de la RT, aunque en este caso también habría que tener en cuenta el historial de incendios, del que no se disponía para toda la zona europea.

Una última fuente de incertidumbre es la conversión de todos los indicadores secundarios a una escala común de 0-1000 para combinarlos con otros indicadores, así como las ponderaciones asignadas a los distintos componentes.

2.3 Simulación de medidas de mitigación

Establecimos diferentes escenarios de simulación para analizar el impacto de distintas estrategias de mitigación. Utilizando el esquema del IHI, podemos simular cuál sería el efecto de aplicar una determinada estrategia, proporcionando una evaluación espacial de los resultados, ya que todo el sistema es espacialmente explícito.

Los indicadores objetivo fueron la reducción del IHI, pero también de los índices intermedios, incluyendo D y los diferentes componentes de V. En cada caso, pretendemos analizar cómo se reducirían los valores de riesgo al reducir el valor de uno de los factores que forman parte de su cálculo, propagando esa reducción a lo largo de todo el proceso de integración. Por esta razón, la «eficacia» de cada medida de mitigación se evaluó comparando los valores de riesgo con respecto al escenario de referencia, que se definió -como indicamos más arriba- a partir de condiciones extremas de riesgo (derivado del percentil 95 de las peores condiciones meteorológicas para las fechas en las que se produjo un gran incendio en el territorio europeo).

Aquí presentamos cuatro escenarios de mitigación, reduciendo el valor de las siguientes variables: potencial de ignición, carga de combustible, tiempo de regeneración y resistencia ante el fuego. En los tres primeros casos se ha ensayado la reducción del 10, 20 y 30% de las variables originales, mientras que en el último un incremento con las mismas magnitudes. La reducción de la ignición, o de la carga de combustible debería implicar una reducción del potencial de propagación (y por tanto también de la vulnerabilidad), mientras que el aumento de la capacidad de resistencia o la disminución del tiempo de regeneración sólo afectarían a la vulnerabilidad (implicando también una reducción).

Como hemos indicado, el impacto de las distintas estrategias de mitigación se analizó por comparación con el valor de referencia, incluyendo para cada celda de 1 km² tanto la reducción absoluta (valor post-valor referencia) como la relativa: (valor post-valor referencia)/valor ref.

3. RESULTADOS

3.1 Reducción de las igniciones

Hemos supuesto en este caso que la probabilidad de ignición se reduce en un 10, 20 y 30% sobre los valores actuales, generados a partir del análisis de las tendencias históricas recientes (Ochoa *et al.*, 2024). Esta variable incide en los valores de Peligrosidad (D) y en el índice holístico de incendio (IHI). Considerando los pesos asignados al potencial de ignición, la reducción de esta variable afecta proporcionalmente a D, en términos relativos dependiendo de la importancia del potencial de propagación (PP). La figura 2 presenta la distribución espacial de cómo se reduciría el peligro (D) como resultado de reducir la PI en el conjunto de Europa. Las principales reducciones de D se observan en los pastizales o las tierras de cultivo, sobre todo en Europa central, el

sur de Escandinavia, los países bálticos y el este del Reino Unido. La peligrosidad en los matorrales se reduce en menor proporción que en los bosques, de nuevo con valores más bajos en la región atlántica. Las reducciones son menos importantes en las zonas con menor potencial de ignición, como Escandinavia, Irlanda y las regiones occidentales de Gran Bretaña.

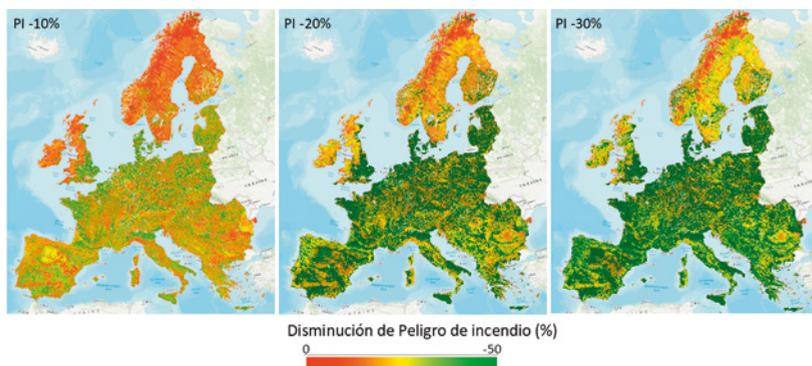


Figura 2. Reducción relativa del Peligro como resultado de la reducción de la probabilidad de ignición (PI) en tres escenarios.

3.2 Reducir la carga/profundidad de combustible

En este caso, la reducción de la carga y profundidad del combustible se aplicó a todo tipo de combustibles superficiales en proporción a su carga de combustible de referencia. No hemos considerado aquí los posibles mecanismos para reducir esa cantidad, pero el proyecto FirEurisk ha considerado a escala europea tres estrategias: herbívoros, quemas controladas y eliminación mecánica (Neidermeier *et al.*, 2023).

El impacto de la reducción de la carga de combustible es muy diverso, afectando a casi todos los índices del esquema de integración FirEurisk, tanto en la componente de Peligrosidad como en la de Vulnerabilidad, ya que la reducción de los valores socioeconómicos se ve afectada principalmente por la Longitud de la Llama (FL) y la Intensidad de la Línea de Fuego (FLI), que está directamente influenciada por la carga de Combustible. El mayor impacto de la reducción de la carga de Combustible se observa en el potencial de propagación (PP), como resultado de la influencia de FLI, con valores que superan la tasa de reducción de la carga de combustible. El impacto relativo de la reducción de FL también es bastante significativo, particularmente para matorrales y pastizales (Figura 3). Las diferencias absolutas favorecen claramente la actuación sobre los matorrales, tanto en el bioma mediterráneo como en el atlántico, mientras que, en términos relativos, los pastizales muestran mayores decrementos respecto al escenario de referencia.

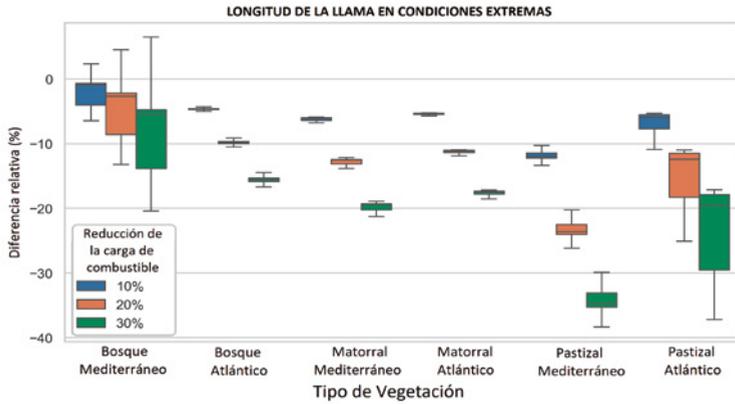


Figura 3. Los diagramas de caja indican el impacto de tres escenarios de reducción de la carga de combustible en la longitud de llama (FL) para distintos tipos de combustible considerando las diferencias relativas.

En cuanto al análisis de los patrones regionales, la reducción del FL que se produciría como resultado de la reducción del combustible es más evidente en las zonas donde los combustibles superficiales tienen un mayor protagonismo en la propagación del fuego. Este es el caso del centro de España, sur de Italia y Rumanía oriental, en zonas ocupadas mayoritariamente por cultivos y pastizales. La reducción relativa de FL es menor en la mayor parte de Escandinavia, Irlanda y Escocia, así como en las zonas boscosas de los países mediterráneos (Figura 4).

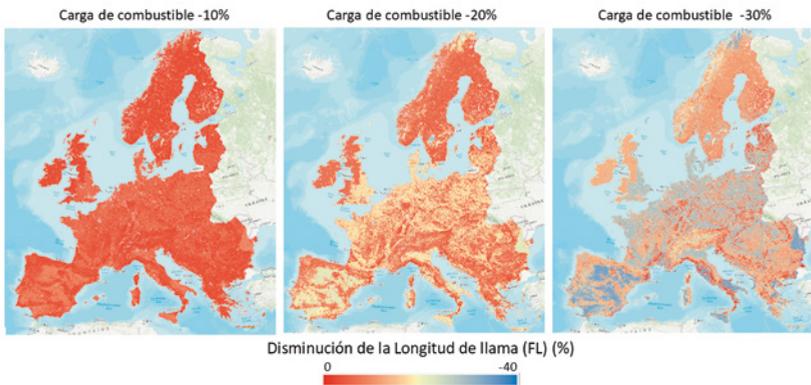


Figura 4. Reducción relativa de la longitud de la llama (FL) con diferentes proporciones de reducción de la carga de combustible

3.3 Reducir la vulnerabilidad aumentando la resistencia.

Además de actuar sobre los factores de ignición o propagación, una estrategia de riesgo de incendios forestales también debería ocuparse de disminuir la exposición o vulnerabilidad, haciendo así que las sociedades o los paisajes sean más resilientes a los efectos negativos del fuego. Para este ejercicio, hemos considerado dos variables relacionadas con la vulnerabilidad: un aumento de la capacidad de resistencia ante el fuego (CC) y una disminución del tiempo de recuperación (RT).

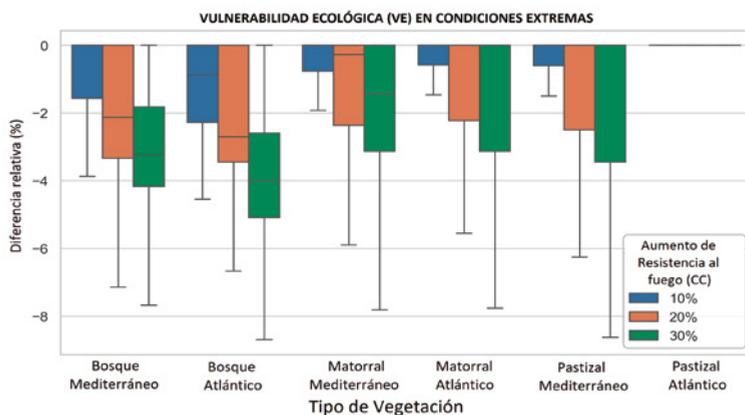


Figura 5. Disminuciones relativas de la vulnerabilidad ecológica como resultado del aumento del CC.

La CC indica la resistencia del sistema para soportar los efectos negativos del fuego. Puede referirse a aspectos ecológicos o socioeconómicos. El primero se refiere a las funcionalidades de las plantas y el segundo al nivel de preparación y recursos sociales para evitar o resistir los incendios. Para la zona de estudio nos hemos centrado en los primeros, ya que no se han encontrado procedimientos adecuados para calcular la resistencia al fuego de las viviendas o los servicios ecosistémicos. Como se indica en Arrogante-Funes et al. (2024), la CC se calculó a partir de mecanismos funcionales relacionados con la resistencia de las especies al fuego. Por lo tanto, el aumento de la CC debería provenir del cambio de las especies favoreciendo las más resistentes o, a nivel de paisaje, de la reducción de las densidades y, por lo tanto, de la continuidad horizontal mediante la tala selectiva. En el caso de la vulnerabilidad humana, la mejora del CC implicaría reforzar la preparación de la sociedad frente al fuego, ya sea mejorando la formación de los ciudadanos o los recursos de extinción y evacuación.

Los resultados mostraron que el impacto de la mejora del CC es muy bajo en la vulnerabilidad global y en el riesgo integrado, teniendo sólo relevancia en la vulnerabilidad ecológica (Figura 5). Los valores relativos medios de esta variable disminuyen en general por debajo del 2% para un aumento del 10% del CC, por debajo del 4% para un aumento del 20% del CC y por debajo del 6% para un aumento del 30% del CC. Como era de esperar, el aumento de la CC reduce la vulnerabilidad, aunque en una cantidad mucho menor de lo esperado, probablemente debido al efecto combinado del tiempo de recuperación y la importancia relativa de los valores ecológicos.

3.4 Reducir la vulnerabilidad disminuyendo el tiempo de regeneración.

Se trata de un enfoque similar para reducir la vulnerabilidad, pero en este caso favoreciendo a aquellas especies que están mejor adaptadas al fuego y que, por tanto, pueden regenerarse más fácilmente tras el suceso. Hay que tener en cuenta que no nos referimos a especies de crecimiento rápido, que de hecho pueden ser más inflamables y crear problemas adicionales en términos de aumento del potencial de ignición, sino a aquellas que están mejor adaptadas a los efectos del fuego, y por lo tanto se recuperan más rápidamente de las condiciones previas al incendio.

Las implicaciones de la disminución del tiempo de recuperación (RT) afectan tanto a la vulnerabilidad humana como a la ecológica, aunque los dos RT se calcularon con una perspectiva diferente, el primero a partir de las características de los distintos servicios ecosistémicos y el segundo a partir de los rasgos funcionales de las plantas aplicados a la distribución de las especies vegetales.

Los impactos de disminuir en un 10, 20 y 30% de RT son más evidentes en la vulnerabilidad ecológica que en la humana (Tabla 2). La reducción media de la vulnerabilidad humana es inferior al 4% para todos los tipos de combustible y biomas, con valores inferiores para el bosque. La mayoría de las zonas reducen menos de un 2 % la vulnerabilidad humana en las zonas dominadas por especies forestales, menos de un 3 % en los matorrales y menos de un 6 % en los pastizales. La vulnerabilidad ecológica se ve más claramente afectada por la reducción de la RT, con valores medios que van del -3,5 al 52 %, mucho más elevados para los pastizales que para los bosques y matorrales. Sin embargo, tanto las diferencias absolutas como las relativas presentan una gran variabilidad.

	Tasa de reducción RT [%]	Bosque		Matorral		Pastizales	
		Mediterráneo [%]	Atlántico [%]	Mediterráneo [%]	Atlántico [%]	Mediterráneo [%]	Atlántico [%]
Vulnerabilidad humana	10%	-0.28	-0.27	-0.39	-0.33	-0.59	-0.91
	20%	-0.60	-0.58	-0.85	-0.71	-1.27	-1.96
	30%	-0.98	-0.95	-1.39	-1.15	-2.07	-3.22
Vulnerabilidad ecológica	10%	-3.54	-4.02	-6.49	-6.18	-12.45	-17.72
	20%	-7.67	-8.62	-14.05	-13.49	-26.62	-36.54
	30%	-12.01	-13.27	-21.63	-19.74	-39.98	-51.70

La distribución espacial de los efectos de la reducción del RT sobre la vulnerabilidad ecológica ofrece algunas perspectivas interesantes sobre la eficacia de esta posible acción (Figura 6). Como se ha indicado anteriormente, no estamos considerando aquí las implicaciones prácticas para llevar a cabo estas mediciones, sino sólo el enfoque metodológico para ofrecer una orientación que permita priorizar las distintas posibilidades de mitigación. Como era de esperar, cuanto más elevados sean los escenarios de reducción (10, 20 y 30%), mayor será proporcionalmente la reducción de la VE. Las principales reducciones de la vulnerabilidad proceden de zonas con predominio de tierras de cultivo y pastizales, claramente observables en las Islas Británicas, la frontera entre Rumanía, Hungría y Serbia, el valle del Po, el centro de Alemania y Polonia. La reducción de la vulnerabilidad en estas regiones va del 30 al 90%. Los pastizales mediterráneos y las tierras de cultivo también presentan disminuciones más elevadas, pero inferiores a las de los climas más húmedos. Las zonas boscosas ofrecen disminuciones relativas de vulnerabilidad mucho menores para las mismas reducciones de RT, con valores entre el 4 y el 12% con pequeñas diferencias en biomas y entre especies de hoja perenne y caduca. En cualquier caso, está claro que la disminución del RT favoreciendo a las especies más resistentes a los incendios es relevante en términos de reducción de la vulnerabilidad.

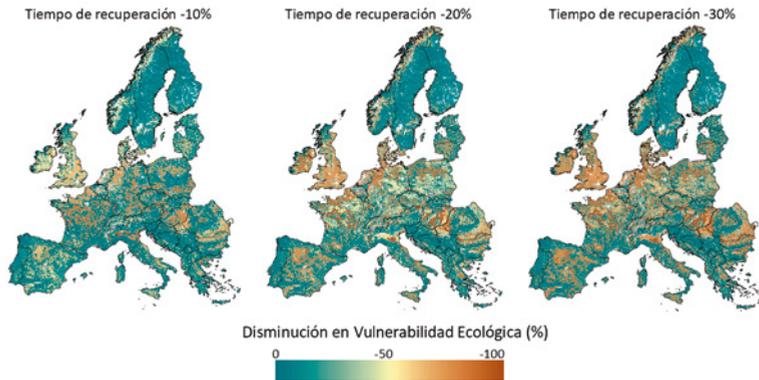


Figura 6. Cambio relativo en la vulnerabilidad ecológica para diferentes decrementos del tiempo de recuperación.

4. CONCLUSIONES

Hemos presentado un ensayo metodológico sobre cómo pueden abordarse diversas estrategias de mitigación del riesgo de incendio considerando algunos de los principales factores de riesgo, con un enfoque holístico considerando las tres principales dimensiones del riesgo: Peligro, Exposición y Vulnerabilidad. Al presentar un esquema integrado de riesgo, se puede simular el efecto de modificar los valores de alguno de los factores de entrada, analizando el impacto conjunto, pero también la distribución espacial de esas reducciones. Eso permitiría determinar en qué lugares resultarían más adecuadas las distintas estrategias, priorizando los esfuerzos sobre las medidas de mayor alcance.

Hemos presentado un ejercicio basado en los mejores datos disponibles para el territorio europeo, pero somos conscientes de las limitaciones prácticas que tiene este ejercicio, asociadas a los errores e incertidumbres de los datos de partida, así como de los modelos de integración. Obviamente al trabajar sobre espacios más restringidos, pueden acotarse algunas de esas incertidumbres, a partir de contar con información de entrada de mejor calidad espacial y temática, o de realizar las simulaciones con condiciones mejor adaptadas a las características de esas regiones de estudio.

Otro asunto distinto, que no hemos considerado en este trabajo, sería cómo implementar las acciones propuestas de mitigación, ya que esto requeriría un análisis social, económico y ecológico específico, considerando las condiciones locales de cada territorio. En cualquier caso, el objetivo principal de este artículo era demostrar las posibilidades de abordar distintas estrategias de mitigación del riesgo de incendio considerando las tres fases del riesgo desde un marco integrado y coherente. El esquema puede replicarse en lugares y periodos distintos, empleando un mismo enfoque, puesto que el esquema de integración es independiente de la escala espacial y temporal a la que se aplique.

BIBLIOGRAFÍA

- AGER, A. A.; N. M. VALLANT; M. A. FINNEY, y H. K. PREISLER (2012): Analyzing wildfire exposure and source-sink relationships on a fire prone forest landscape. *For. Ecol. Manag.*, 267: 271-283.
- ARAGONESES, E.; M. GARCÍA; P. RUIZ-BENITO, y E. CHUVIECO (2024): Mapping forest canopy fuel parameters at European scale using spaceborne LiDAR and satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 303: 114005.

- ARAGONESES, E.; M. GARCÍA; M. SALIS; L. M. RIBEIRO, y E. CHUVIECO (2023): Classification and mapping of European fuels using a hierarchical-multipurpose fuel classification system. *Earth System Science Data*, 15: 1287-1315.
- ARAGONESES, E.; M. GARCÍA; H. TANG, y E. CHUVIECO (2025): A multi-sensor approach allows confident mapping of forest canopy fuel load and canopy bulk density to assess wildfire risk at the European scale. *Remote Sensing of Environment*, 318: 114578.
- ARROGANTE-FUNES, F.; F. MOUILLOT; B. MOREIRA; I. AGUADO, y E. CHUVIECO (2024): Mapping and assessment of ecological vulnerability to wildfires in Europe. *Fire Ecology*, 20:98: 1/31.
- BAR-MASSADA, A.; S. I. STEWART; R. B. HAMMER; M. H. MOCKRIN, y V. C. RADELOFF (2013): Using structure locations as a basis for mapping the wildland urban interface. *Journal of Environmental Management*, 128: 540-547.
- BOWMAN, D. M.; G. J. WILLIAMSON; J. T. ABATZOGLOU; C. A. KOLDEN; M. A. COCHRANE, y A. M. SMITH (2017): Human exposure and sensitivity to globally extreme wildfire events. *Nature Ecology & Evolution*, 1: 0058.
- CHUVIECO, E.; I. AGUADO; S. JURDAO; M. L. PETTINARI; M. YEBRA; J. SALAS; S. HANTSON; J. DE LA RIVA; P. IBARRA; M. RODRIGUES; M. ECHEVERRÍA; D. AZQUETA; M. V. ROMÁN; A. BASTARRIKA; S. MARTÍNEZ; C. RECONDO; E. ZAPICO, y F. J. MARTÍNEZ-VEGA (2014): Integrating geospatial information into fire risk assessment. *International Journal of Wildland Fire*, 23: 606-619.
- CHUVIECO, E.; M. YEBRA, S. MARTINO, K. THONICKE, M. GÓMEZ-GIMÉNEZ, J. SANMIGUEL, D. OOM, RAMONA VELEA, FLORENT MOUILLOT, JUAN R. MOLINA, ANA I. MIRANDA, DIOGO LOPES, MICHELE SALIS, MARIN BUGARIC, MIKHAIL SOFIEV, EVGENY KADANTSEV, IOANNIS GITAS, DIMITRIS STAVRAKOUDIS, GEORGE EFTYCHIDIS, A. BAR-MASSADA, ALEX NEIDERMEIER, VALERIO PAMPANONI, M. L. PETTINARI, F. ARROGANTE, C. OCHOA, B. MOREIRA y D. VIEGAS (2023): Towards an integrated approach to wildfire risk assessment: when, where, what and how may the landscapes burn. *Fire*, 6: 215, doi10.3390/fire6050215.
- DEEMING, E. J., y W. J. LANCASTER (1971): Background, Philosophy, Implementation-National Fire Danger Rating System. *USDA Forest Service Fire control Notes*, 32: 167-171.
- FAIRBROTHER, A., y J. G. TURNLEY (2005): Predicting risks of uncharacteristic wildfires: application of the risk assessment process. *For. Ecol. Manag.*, 211: 28-35.
- FINNEY, M. A. (2005): The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 211: 97-108.
- FINNEY, M. A. (2006): An Overview of FlamMap Fire Modeling Capabilities, *Fuels Management-How to Measure Success: Conference Proceedings RMRS-P-41*, Portland, OR, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research: 213-220.

- FRANQUESA, M.; S. V. STEHMAN y E. CHUVIECO (2022): Assessment and characterization of sources of error impacting the accuracy of global burned area products. *Remote Sensing of Environment*, 280: 113214.
- JAIN, P.; D. CASTELLANOS-ACUNA, S. C. P. COOGAN, J. T. ABATZOGLOU y M. D. FLANNIGAN (2021): Observed increases in extreme fire weather driven by atmospheric humidity and temperature. *Nature Climate Change*, 12: 63-70.
- JURDAO, S.; M. YEBRA, J. P. GUERSCHMAN y E. CHUVIECO (2013): Regional estimation of woodland moisture content by inverting Radiative Transfer Models. *Remote Sensing of Environment* 132: 59-70.
- LAURENT, P.; F. MOUILLOT, C. YUE, P. CIAIS, M. V. MORENO y J. M. P. NOGUEIRA (2018): FRY, a global database of fire patch functional traits derived from spaceborne burned area products. *Scientific Data*, 5: 180132.
- LIZUNDIA-LOIOLA, J.; G. OTÓN, R. RAMO y E. CHUVIECO (2020): A spatio-temporal active-fire clustering approach for global burned area mapping at 250 m from MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 236: 111493.
- MARTINO, S.; M. ROBERTS, T. WOOLDRIDGE, P. OVANDO, F. MOUILLOT, U. PERNICE, M. ORTEGA, R. VELEA, R. LATERZA y B. MOREIRA (2022): Developing an Integrated Capitals Approach to Understanding Wildfire Vulnerability: Preliminary Considerations from a Literature Review, en *Advances in Forest Fire Research. 9th International Conference on Forest Fire Research and 17th International Wildland Safety Summit* (editado por D. X. Viegas y L. M. Ribeiro). Coimbra, University of Coimbra: 1073-1083.
- METLEN, K. L.; T. FAIRBANKS, M. BENNETT, J. VOLPE, B. KUHN, M. P. THOMPSON, J. THRAILKILL, M. SCHINDEL, D. HELMBRECHT y J. SCOTT (2021): Integrating forest restoration, adaptation, and proactive fire management: Rogue River Basin case study. *Canadian Journal of Forest Research*, 51: 1292-1306.
- MOLINA-MARTÍNEZ, J. R.; A. GONZÁLEZ-CABÁN y F. RODRÍGUEZ Y SILVA (2019): Wildfires impact on the economic susceptibility of recreation activities: Application in a Mediterranean protected area. *Journal of Environmental Management*, 245: 454-463.
- MOORE, P. F. (2019): Global Wildland Fire Management Research Needs. *Current Forestry Reports*, 5: 210-225.
- NEIDERMEIER, A. N.; C. ZAGARIA, V. PAMPANONI, T. A. P. WEST y P. H. VERBURG (2023): Mapping opportunities for wildfire hazard reduction in Europe through targeted land management strategies. *Journal of Environmental Management* 346.
- OCHOA, C.; A. BAR-MASSADA y E. CHUVIECO (2024): A European-scale analysis reveals the complex roles of anthropogenic and climatic factors in driving the initiation of large wildfires. *Science of The Total Environment*, 917: 170443.
- OLSEN, C. S.; J. D. KLINE, A. A. AGER, K. A. OLSEN y K. C. SHORT (2017): Examining the influence of biophysical conditions on wildland-urban interface homeowners' wildfire risk mitigation activities in fire-prone landscapes. *Ecology and Society*, 22.

- PARISIEN, M.-A.; C. MILLER, S. A. PARKS, E. R. DELANCEY, F.-N. ROBINNE y M. D. FLANNIGAN (2016): The spatially varying influence of humans on fire probability in North America. *Environmental Research Letters*, 11: 075005.
- PARISIEN, M. A.; D. A. DAWE, C. MILLER, C. A. STOCKDALE y O. B. ARMITAGE (2020): Applications of simulation-based burn probability modelling: a review. *International Journal of Wildland Fire*, 28: 913-926.
- ROTHERMEL, R. C. (1983): *How to predict the spread and intensity of forest and range fires*, Ogden, UT, USDA, Forest Service, GTR INT-143.
- SALIS, M.; B. ARCA, L. DEL GIUDICE, P. PALAIOLOGOU, F. ALCASENA-URDIROZ, A. AGER, M. FIORI, G. PELLIZZARO, C. SCARPA, M. SCHIRRU, A. VENTURA, M. CASULA y P. DUCE (2021): Application of simulation modeling for wildfire exposure and transmission assessment in Sardinia, Italy. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 58: 102189.
- SAMPLE, M.; A. E. THODE, C. PETERSON, M. R. GALLAGHER, W. FLATLEY, M. FRIGGENS, A. EVANS, R. LOEHMAN, S. HEDWALL, L. BRANDT, M. JANOWIAK y C. SWANSTON (2022): Adaptation Strategies and Approaches for Managing Fire in a Changing Climate. *Climate*, 10: 58.
- SCHOENNAGEL, T.; J. K. BALCH, H. BRENKERT-SMITH, P. E. DENNISON, B. J. HARVEY, M. A. KRAWCHUK, N. MIETKIEWICZ, P. MORGAN, M. A. MORITZ y R. RASKER (2017): Adapt to more wildfire in western North American forests as climate changes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 4582-4590.
- SCOTT, J., y R. E. BURGAN (2005): *Standard Fire Behavior Fuel Models: A Comprehensive Set for Use with Rothermel's Surface Fire Spread Model*,
- SWANSTON, C. W.; M. K. JANOWIAK, L. A. BRANDT, P. R. BUTLER, S. D. HANDLER, P. D. SHANNON, A. DERBY LEWIS, K. HALL, R. T. FAHEY, L. SCOTT, A. KERBER, J. W. MIESBAUER, L. DARLING, L. PARKER y M. ST. PIERRE (2016): *Forest Adaptation Resources: Climate Change Tools and Approaches for Land Managers 2nd ed.*, Newtown Square, PA, U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station,
- TAGAREV, T., y G. A. PAPADOPOULOS (2020): Integrating the risk management cycle, en *Science for Disaster Risk Management 2020: acting today, protecting tomorrow* (editado por A. Casajus Valles, M. Marin Ferrer y K. Poljanšek, Clark, I.). Luxembourg, UR 30183 EN, Publications Office of the European Union: 49-106.
- TEDIM, F.; V. LEONE, M. AMRAOUI, C. BOUILLON, M. R. COUGHLAN, G. M. DELOGU, P. M. FERNANDES, C. FERREIRA, S. MCCAFFREY, T. K. MCGEE, J. PARENTE, D. PATON, M. G. PEREIRA, L. M. RIBEIRO, D. X. VIEGAS y G. XANTHOPOULOS (2018): Defining Extreme Wildfire Events: Difficulties, Challenges, and Impacts. *Fire*, 1: 9.
- THOMPSON, M. P.; A. A. AGER, M. A. FINNEY, D. E. CALKIN y N. M. VAILLANT (2012): The science and opportunity of wildfire risk assessment, en *Novel Approaches and Their Applications in Risk Assessment. InTech* (editado por Y. Luo). 99-120.

- THOMPSON, M. P., y D. E. CALKIN (2011): Uncertainty and risk in wildland fire management: A review. *Journal of Environmental Management*, 92: 1895-1909.
- THOMPSON, M. P.; D. E. CALKIN, M. A. FINNEY, A. A. AGER y J. W. GILBERTSON-DAY (2011): Integrated national-scale assessment of wildfire risk to human and ecological values. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25: 761-780.
- UNISDR (2009): *Terminology on Disaster Risk Reduction*, Geneva, Switzerland, United Nations International Strategy for Disaster Reduction (UNISDR), http://www.unisdr.org/files/7817_UNISDRTerminologyEnglish.pdf.
- YEBRA, M.; P. DENNISON, E. CHUVIECO, D. RIAÑO, P. ZYLSTRA, E. R. HUNT, F. M. DANSON, Y. QI y S. JURDAO (2013): A global review of remote sensing of live fuel moisture content for fire danger assessment: moving towards operational products *Remote Sensing of Environment* 136: 455-468.

RESUMEN

PROPUESTA METODOLÓGICA PARA EVALUAR LA IDONEIDAD DE DISTINTAS ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN DE INCENDIOS FORESTALES EN EUROPA

El objetivo de este trabajo es proponer una metodología para analizar el impacto de aplicar distintas estrategias de reducción del riesgo de incendios. El trabajo se enmarca en las actividades del proyecto europeo FirEurisk (<https://fireurisk.eu/>), orientado a proponer un análisis integrado del riesgo de incendio, considerando tanto la delimitación de factores presentes, como medidas de mitigación y de adaptación a condiciones futuras. Basándonos en el esquema de integración desarrollado en el proyecto, se ha propuesto una metodología que permite estimar escenarios de mitigación del riesgo, asumiendo distintas proporciones de reducción de los factores más importantes que determinan el mismo. Los resultados de las simulaciones se ofrecen como variables geográficas, lo que permite analizar los impactos espaciales de los distintos escenarios. El sistema es aplicable a distintas escalas temporales y espaciales. En los ensayos que hemos realizado, se evidencia que la reducción de la cantidad de combustible, tanto en lo que se refiere a la carga como al volumen, es el factor más importante para la mitigación de incendios. Es el factor más destacado para los combustibles arbolados, si bien la reducción de las igniciones también resulta protagonista en combustibles herbáceos y algunos matorrales.

Palabras clave: Incendio, carga de ignición, probabilidad de reducción de riesgo, ecológica.

ABSTRACT

METHODOLOGICAL PROPOSAL TO EVALUATE THE SUITABILITY OF DIFFERENT FOREST FIRE MITIGATION STRATEGIES IN EUROPE

This work proposes a methodology to analyze the impact of applying different fire risk reduction strategies. The work is part of the European project FirEUrisk (<https://fireurisk.eu/>), aimed at proposing an integrated analysis of fire risk, considering both the assessment and mitigation of present factors and adaptation measures to cope with future conditions. Based on the integration scheme developed in the project, a methodology has been developed that allows for the estimation of risk mitigation scenarios, assuming different reduction proportions of the most important factors that determine it. The results of the simulations are presented as geographic variables, which allow us to analyze the spatial impacts of the different scenarios. The system is applicable to different temporal and spatial scales. In the tests we have carried out, it has been shown that reducing the amount of fuel, both in terms of load and volume, is the most crucial factor for fire mitigation. It is the most prominent factor for woody fuels, although the reduction of ignitions is also important for herbaceous fuels and some shrublands.

Keywords: Fire, ignition charge, probability of risk reduction, ecological.