



TESIS DOCTORAL

**ANÁLISIS DE LA SEVERIDAD Y LA CAPACIDAD DE RECUPERACIÓN DE
UN MATORRAL ATLÁNTICO TRAS EL PASO DEL FUEGO EN
ESTACIONALIDAD VERANO-OTOÑO**

*ANALYSIS OF THE SEVERITY AND RECOVERY CAPACITY OF AN ATLANTIC SHRUBLAND AFTER
THE PASSAGE OF FIRE IN SUMMER-AUTUMN SEASONALITY*

LUIS ALFONSO PÉREZ RODRÍGUEZ

Ecología Funcional y Aplicada, Universidad de León

Tutora:

**Dr. Elena María Marcos Porras
Universidad de León, España**

Dirigida por:

**Dra. Elena María Marcos Porras Dr. Juan Ramón Molina Martínez
Universidad de León, España Universidad de Córdoba, España**

**Dr. Antonio Alfonso Fernández Manso
Universidad de León, España**

LEÓN, 2023



universidad
de león

TESIS DOCTORAL

**ANÁLISIS DE LA SEVERIDAD Y LA CAPACIDAD DE RECUPERACIÓN DE
UN MATORRAL ATLÁNTICO TRAS EL PASO DEL FUEGO EN
ESTACIONALIDAD VERANO-OTOÑO**

*ANALYSIS OF THE SEVERITY AND RECOVERY CAPACITY OF AN ATLANTIC SHRUBLAND AFTER
THE PASSAGE OF FIRE IN SUMMER-AUTUMN SEASONALITY*

LUIS ALFONSO PÉREZ RODRÍGUEZ

Ecología Funcional y Aplicada, Universidad de León

Índice

Resumen	VIII
1. Introducción	1
1.1. Presencia histórica del fuego en los ecosistemas. El régimen de incendios	1
1.2. El comportamiento del fuego	2
1.3. La severidad del fuego	3
1.4. Regeneración post-fuego	6
1.5. Estabilidad del ecosistema: Resistencia y Resiliencia	6
1.6. Los incendios forestales en el ámbito Cantábrico Atlántico	7
1.7. Los incendios forestales en el Principado de Asturias	10
1.8. Las quemas controladas como herramienta de prevención	13
2. Objetivos	15
2.1. Motivación y planteamiento de la tesis	16
3. Área de estudio	18
Capítulo I: Intensidad y severidad del fuego en una quema controlada frente a un incendio forestal en estacionalidad de verano-otoño. Un estudio de caso en un matorral atlántico.	20
Resumen	21
4.1. Introducción	22
4.2. Materiales y métodos	25
4.2.1. Inventario pre fuego	25
4.2.2. Monitorización del fuego	26
4.2.3. Inventario post-fuego	31
4.2.4. Cálculo de la severidad mediante teledetección	31
4.2.5. Análisis estadístico	33
4.3. Resultados	35

4.3.1. Vegetación y caracterización de combustibles	35
4.3.2. Comportamiento y severidad del fuego en la quema controlada . .	36
4.3.3. Comportamiento y severidad del fuego en el incendio	39
4.3.4. Análisis comparativo quema controlada e incendio forestal	41
4.4. Discusión	46
4.5. Conclusiones	50
Capitulo II: Evaluación de la severidad del fuego a partir de imágenes de vehículos aéreos no tripulados (UAV) y algoritmos de inteligencia artificial.	53
Capitulo III: Análisis comparativo de la respuesta de un matorral atlántico tras el paso del fuego en una quema controlada y un incendio en estacionalidad de verano-otoño	54
Resumen	55
6.1. Introducción	56
6.2. Material y métodos	59
6.2.1. Diseño de muestreo y toma de datos	59
6.2.2. Análisis estadístico	61
6.3. Resultados	63
6.3.1. Características estructurales	63
6.3.2. Recuperación de las especies vegetales leñosas presentes en los matorrales atlánticos	68
6.3.3. Relación de las variables estructurales de la vegetación con los tipos de comportamiento del fuego en una quema controlada y en un incendio forestal	69
6.4. Discusión	72
6.5. Conclusiones	75
7. Discusión general	77
7.1. Las causas de realización de este estudio. Identificación del problema. Conciencia situacional	78

7.2. El trabajo desarrollado: Las relaciones entre los parámetros y los patrones de comportamiento, la severidad y la capacidad de recuperación de la vegetación. 79

7.3. Limitaciones de aplicación 83

7.4. Oportunidades de aplicación 84

8. Conclusiones generales 86

Referencias 88

Índice de figuras

1.1. Evolución del tamaño del mayor incendio en Asturias (2000-2023)	10
2.1. Esquema del motivo y planteamiento de la tesis	17
3.1. Localización del área de estudio	19
4.1. Localización del área de estudio con las dos áreas de muestreo (quema controlada e incendio forestal).	25
4.2. Diferentes longitudes de llama	28
4.3. Seguimiento de la velocidad de propagación en la quema controlada mediante un vehículo aéreo no tripulado	29
4.4. Diferencias de <i>smoldering</i> según la identificación visual en campo	30
4.5. Matriz de correlación entre las medidas de severidad del fuego de todas las parcelas de 10 m × 10 m analizadas en este estudio	45
6.1. Valores medios y error estándar de altura de vegetación en la situación no quemada, en quema controlada al cabo de 9 meses y de 19 meses, y en el incendio al cabo de 9 meses y de 19 meses	63
6.2. Valores medios y error estándar de cobertura vegetal total en la situación no quemada, en quema controlada al cabo de 9 meses y de 19 meses, y en el incendio al cabo de 9 meses y de 19 meses	64
6.3. Valores medios y error estándar de porcentaje de suelo descubierto en la situación no quemada, en quema controlada al cabo de 9 meses y de 19 meses, y en el incendio al cabo de 9 meses y de 19 meses	64
6.4. Valores medios y error estándar de cobertura de leñosas y herbáceas en la situación no quemada, en quema controlada al cabo de 9 meses y de 19 meses, y en el incendio al cabo de 9 meses y de 19 meses	65
6.5. Valores medios y error estándar de cobertura según mecanismos de regeneración en la situación no quemada, en quema controlada al cabo de 9 meses y de 19 meses, y en el incendio al cabo de 9 meses y de 19 meses .	66

6.6. Valores medios y error estándar de riqueza de herbáceas y rebrotadoras en quema controlada al cabo de 9 meses y de 19 meses, y en el incendio al cabo de 9 meses y de 19 meses	67
6.7. Valores medios y error estándar de cobertura de las especies, más representativas en la comunidad vegetal, en la situación no quemada, en quema controlada al cabo de 9 meses y de 19 meses, y en el incendio al cabo de 9 meses y de 19 meses	68
6.8. Análisis de componentes principales de las variables estructurales en la quema controlada en función de los distintos comportamientos del fuego y periodos.	70
6.9. Análisis de componentes principales de las variables estructurales en el incendio en función de los comportamientos del fuego registrados y de los periodos de tiempo 1 y 2	71
7.1. Esquema del problema que motivó la elaboración de la tesis doctoral, planteamiento del trabajo científico, resultados obtenidos y las conclusiones y propuestas	77

Índice de tablas

1.1. Periodo de ocurrencia de incendios de mayor tamaño en Asturias, frecuencia y porcentaje de aumento con respecto al episodio anterior y total (2000-2023)	12
4.1. Características medias del combustible para la quema controlada y el incendio forestal	35
4.2. Valores medios de comportamiento del fuego para la quema controlada .	36
4.3. Valores medios de severidad del fuego para la quema controlada	38
4.4. Parámetros medios de comportamiento y severidad del incendio para el incendio forestal	40
4.5. Análisis comparativo de los parámetros de comportamiento y severidad del fuego entre la quema controlada y el incendio forestal	42
4.6. Análisis comparativo de los patrones de comportamiento entre la quema controlada y el incendio forestal	44
6.1. Especies según estrategia reproductiva y tallo leñoso	61

Quiero expresar mi agradecimiento a mis directores de tesis Elena Marcos, Alfonso Fernández Manso y Juan Ramón Molina, a mis compañeros de trabajo y a todas aquellas personas que de una manera u otra colaboraron para que esta tesis saliera adelante. El presente trabajo emana de formar parte de la mejor familia del mundo y tener unos amigos de calidad insuperable. Un reconocimiento especial a mis padres y a mi hermano.

Gracias infinitas. 🌟



Resumen

EL fuego, tanto natural como de origen antrópico, ha desempeñado un papel influyente en la estructura y dinámica de los ecosistemas. El ámbito cantábrico atlántico tiene una alta frecuencia y recurrencia de incendios forestales. La evolución del comportamiento del fuego en las últimas décadas ha puesto en jaque a los servicios de extinción de incendios a lo largo de todo el planeta. Esta dinámica viene condicionada por el aumento de la carga y continuidad de combustible, así como de los periodos de sequía más prolongados. Esto conlleva una mayor intensidad de fuego, emisión de focos secundarios a largas distancias e impactos medioambientales y económicos cada vez más elevados. En el ámbito peninsular atlántico, hay una ascendente frecuencia de episodios con cifras de superficies quemadas nunca vistas y afección al interfaz urbano-rural. Es necesario adquirir conocimiento para proponer soluciones que cambien el rumbo manifestado en las últimas décadas. En Asturias, se queman 10.000 ha forestales al año, de las cuales el 72 % se quema en invierno-primavera y el 80 % constituye formaciones de matorral.

El planteamiento inicial de esta tesis era comparar el comportamiento del fuego, la severidad y la capacidad de regeneración de un matorral atlántico en las dos estacionalidades (invierno-primavera y verano-otoño). Para ello se diseñó un plan de trabajo que contemplaba la planificación, ejecución y seguimiento de quemas controladas en estacionalidad de invierno-primavera y verano-otoño. En la estacionalidad de verano-otoño de 2017 se realizó la primera quema controlada. Sin embargo, una semana más tarde de la ejecución de esta quema controlada, ocurrió un incendio forestal que quemó la superficie contigua a la quema, donde estaba previsto realizar la quema comparativa en estacionalidad de invierno-primavera. La ocurrencia de este evento, junto con las condiciones meteorológicas de los meses siguientes, impidieron realizar quemas en estacionalidad de invierno-primavera e hicieron que los objetivos específicos derivaran a: i) Identificar la severidad producida por el paso del fuego en estacionalidad de verano otoño según los patrones de comportamiento, tanto en una quema controlada como en un incendio forestal (Capítulo I); ii) Evaluar la viabilidad de las imágenes obtenidas por un sensor mul-

tiespectral a bordo de un vehículo aéreo no tripulado (UAV) para estimar la severidad de la quema de vegetación y suelo utilizando un clasificador basado en redes neuronales artificiales (RNA) (Capítulo II) y iii) Conocer la capacidad de regeneración de un matorral atlántico después del paso de un incendio y una quema, identificando si existen diferencias entre ambos fuegos (Capítulo III).

En el Capítulo I, se realiza una comparación entre una quema controlada de moderada-alta intensidad y un incendio forestal en matorrales atlánticos en estacionalidad verano-otoño. La quema controlada (6,7 ha) se llevó a cabo el 8 de octubre de 2017, y la parcela adyacente, preparada para la quema controlada en otra estación (6,8 ha), fue quemada por un incendio forestal, que afectó a 3703 ha, el 15 de octubre de 2017. El estudio evalúa el comportamiento del fuego, la severidad del incendio y la reducción de la carga de combustible bajo diferentes comportamientos del fuego, tanto para la quema controlada como para el incendio forestal. El análisis comparativo del comportamiento del fuego requirió de estaciones meteorológicas, termopares tipo k, vehículos aéreos no tripulados, fotografías y vídeos e inventarios de campo pre- y post-fuego. La severidad del fuego se evaluó mediante el Composite Burn Index (CBI), la diferencia en el diámetro apical pre- y post-fuego, así como mediante teledetección utilizando el Normalized Burn Ratio (dNBR) obtenidos a través de procesamiento de imágenes Sentinel-2 y el Relativized Burn Ratio (RBR) a partir del radar de apertura sintética Sentinel-1. Se observó que la severidad del fuego y el impacto en el suelo eran menores en la quema controlada que en el incendio forestal. La intensidad del fuego fue 13 veces mayor en el incendio forestal que en la quema controlada. Mientras que se identificaron altos valores de smoldering en el incendio forestal (95 %), se encontró un menor nivel de smoldering en la quema controlada (17 %). Los diferentes patrones de comportamiento del fuego (comportamiento de cabeza, comportamiento de recula y comportamiento de flanco) dieron lugar a diferencias en la intensidad y severidad. El comportamiento de flanco en la quema controlada tuvo un menor efecto sobre el suelo que el comportamiento de cabeza en la quema controlada, pero consiguió una reducción similar de los combustibles leñosos. Por lo tanto, la realización de quemas controladas constituye tanto una herramienta para la formación de bomberos, como un instrumento para la gestión del combustible forestal y la construc-

ción de paisajes más resistentes y resilientes frente a los grandes incendios forestales.

En el Capítulo II, se evaluó la severidad del incendio y la quema controlada utilizando un vehículo aéreo no tripulado (UAV) con una cámara multispectral Parrot SEQUOIA. Se utilizaron imágenes de reflectancia superficial post-incendio en las bandas verde (550 nm), roja (660 nm), borde rojo (735 nm) e infrarrojo cercano (790 nm) a alta resolución espacial (GSD 20 cm). Además, se establecieron 153 parcelas de campo para estimar la severidad del fuego, tanto en el suelo como en la vegetación. Los patrones de severidad se exploraron mediante algoritmos de redes neuronales probabilísticas (RNP), basados en la información del inventario de campo y los productos derivados de imágenes de UAV. Las RNP clasificaron correctamente el 84,3 % de las severidades de los puntos de control o campo en la vegetación y del 77,8 % en el suelo.

En el Capítulo III, se identificó la capacidad de recuperación de la vegetación del ecosistema tras el paso del fuego, comparando la quema controlada con el incendio. Se realizaron inventarios pre- y post-fuego a los 9 y 19 meses tras el paso del fuego. En cada una de las parcelas de muestreo de la quema controlada se recopilaron datos referentes a las especies presentes, porcentaje de cobertura de las especies leñosas y herbáceas, porcentaje de suelo descubierto y de suelo cubierto por piedras, riqueza de herbáceas y altura de la vegetación. En el área afectada por el incendio, siendo homogénea en características de vegetación, pendiente y orientación, por razones obvias no se pudo realizar la recopilación de datos pre-fuego, si bien se realizó el inventario post-fuego, con objeto de su análisis comparativo con la quema controlada. En la quema controlada, la velocidad de recuperación de la cobertura vegetal es más rápida que en el incendio. También es más acusado el descenso de suelo descubierto en el área de la quema frente a la del incendio. La riqueza de especies vegetales tras el paso del fuego en ambas modalidades (incendio y quema controlada) es similar a la situación control, por lo que no se produce pérdida de biodiversidad en la estacionalidad de verano-otoño con esta tipología de matorral y recurrencia. Este conocimiento científico constituye una herramienta de ayuda para la toma de decisiones en la gestión integral del fuego en matorrales atlánticos, tanto desde el punto de vista preventivo como en la extinción y restauración.

Palabras clave

Biodiversidad; Red Neuronal Probabilística (RNP); Estacionalidad verano-otoño; Quema controlada; Incendio forestal; Vehículos Aéreos No Tripulados (UAVs); Severidad; Velocidad de recuperación



Abstract

Either of natural or anthropogenic origin, fire plays a prominent role in both the structure and dynamics of ecosystems. The Atlantic-Cantabrian region is characterised by its high frequency and recurrence of forest fires. The evolution of fire behaviour in the last decades has been a concerning matter for firefighting services across the globe. This dynamic finds its origins in the increment of fuel loads and fire continuity, as well as prolonged drought periods. All of which give rise to a higher fire intensity, secondary fire emissions over long distances, and the proliferation of economic and environmental impacts. In the Atlantic peninsular region, specifically in the urban-rural juncture, there is a growing frequency of episodes which present unprecedented numbers of burnt areas. In order to provide solutions which improve the trajectory of the last decades, it is imperative to investigate and acquire the necessary knowledge to implement changes. In Asturias, 10,000 ha of forest are burnt every year, 72 % of which are burnt during the winter-spring months, and 80 % of which constitutes shrubland.

The initial proposal of this thesis investigated the comparison between fire behaviour and fire severity, as well as the regeneration capacity of an Atlantic shrubland measured in the course of both winter-spring and summer-autumn seasonalities. During the summer-autumn interval of 2017, the first controlled burn was carried out. However, a week after, a forest fire burnt the area adjacent to where the first controlled burn had been conducted; this was the location for the second controlled burn, which was scheduled for the winter-spring period. This unforeseen event, along with the weather conditions of the following months, prevented the execution of controlled burns during the winter-spring seasonality, all of which replaced the specific aims of this thesis to the following ones: i) identifying the severity caused by the passage of fire during the summer-autumn seasonality according to fire behavioural patterns, both in a controlled burn and a forest fire (Chapter I), ii) evaluating the feasibility of images acquired by a multispectral sensor boarded on an unmanned aerial vehicle (UAV), aiming to estimate the severity of vegetation and soil burning by employing an artificial neural network (ANN) classifier, iii) determining the regeneration

capacity of an Atlantic shrubland after a forest fire and a controlled burn respectively, identifying whether there are any differences between each type of fire (Chapter III).

Chapter I covers the comparison between a high-intensity controlled burn and a forest fire in the Atlantic shrub. A controlled burn of 6.7 ha was conducted on the 8th of October 2017, whereas the adjacent plot, comprehended of 6.8 ha and also scheduled for a controlled burn during a different seasonality, was burnt by a wildfire on the 15th of October 2017, affecting a total 3700 ha of land. This study assesses fire behaviour and its severity, in conjunction with the reduction of low fuel loads, for both controlled burns and wildfires. The comparative analysis of fire behaviour required weather stations, K-type thermocouples, unmanned aerial vehicles, photographic and audiovisual material as well as pre and post-fire field inventories. Additionally, fire severity was determined by using the Composite Burn Index (CBI), the difference in pre and post fire apical diameter and remote sensing, employing for the latter the Normalized Burn Ratio (dNBR) from Sentinel-2 imagery and the Relativized Burn Ratio (RBR) from Sentinel-1 synthetic aperture radar. Fire intensity and its impact on the ground were found to be lower during the controlled burn than in the wildfire, in which fire intensity was recorded to be 13 times higher. Likewise, in the measurement of smoldering values, wildfire recorded a high value of 95 %, as opposed to controlled burn which reported a lower level of 17 %. The different fire ignition patterns (heading-fire, backing-fire and flanking-fire behaviours) resulted in differences regarding fire intensity and severity. During the controlled burn, flanking-fire behaviour had a lower impact on the soil than heading-fire. However, it achieved a similar reduction of wood fuels. Hence, controlled burns constitute both a tool for firefighting training and an implement for forest fuel control, including the development of more resistant and resilient landscapes in the face of large wildfires.

Chapter II evaluates fire severity both in the forest fire and the controlled burn, assessing them by using an unmanned aerial vehicle (UAV) with a Parrot SEQUOIA multispectral camera. Post-fire surface reflectance images were used: green (550 nm), red (660 nm), red-edge (735 nm) and near-infrared (790 nm) bands were used at a high spatial resolution (GSD 20 cm). Furthermore, as a means to estimate fire severity in both soil and vege-

tation, 153 field plots were introduced to the study, where severity patterns were explored through probabilistic neural network (PNN) algorithms, based on field inventory data and UAV imagery derived products. PNNs accurately classified 84.3 % of control marks or field severities in vegetation, and 77.8 % in soil.

Chapter III identifies the ecosystem's regeneration capacity after the passage of fire, comparing a controlled burn and a forest fire. For this purpose, pre and post fire inventories were carried out both 9 and 19 months after the fire, collecting data in each of the controlled burn sample land plots. The collected data registered the existing species, the percentage land covered by wood and herbaceous species, percentage of bare and stone-covered soil, the richness of herbaceous species and the overall vegetation height. In the area affected by the wildfire, which was homogenous in vegetation, slope and orientation characteristics, it was impossible to collect pre-fire data, although a post-fire inventory was carried out for a comparative analysis with the controlled burn data. During the controlled burn, vegetation speed recovery proved to be faster than in a wildfire. Additionally, a decrease in bare soil was also found to be more pronounced after a controlled burn. However, the richness of vegetable species after a fire in both modalities (wildfire and controlled burn) was found to be similar to the controlled situation, proving there is no record of biodiversity loss in the summer-autumn seasonality in this type of shrubland and its recurrence. Thus, this scientific knowledge constitutes a helpful tool in the decision-making process regarding a comprehensive management of fire in Atlantic shrublands, both from a preventive point of view and concerning its extinction and restoration.

Keywords

Biodiversity; Controlled burns; Forest fire; Fire severity; Probabilistic Neural Network (PNN); Regeneration capacity; Summer-autumn seasonality; Unmanned Aerial Vehicle(UAV).

1. Introducción

1.1. Presencia histórica del fuego en los ecosistemas. El régimen de incendios

Los usos humanos del suelo han configurado el paisaje actual durante miles de años (Pyne, 2009) y el fuego, tanto natural como de origen humano, también ha desempeñado un papel influyente en la estructura y dinámica de los ecosistemas (Pausas y col. 2008). En la actualidad, el fuego es un factor clave para la vigente configuración y diversidad de los paisajes propensos al fuego, ya que los regímenes naturales de incendios se han producido a lo largo de millones de años (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012).

El término «régimen de incendios» puede ser definido como las condiciones promedio de incendios forestales que son persistentes y consistentes dentro de una región en particular y durante un período determinado (Krebs y col. 2010). Pausas y Fernández-Muñoz (2012) definen «régimen de incendios» como el conjunto de características de un área o ecosistema determinado y a lo largo de un periodo de tiempo, especialmente en referencia a la frecuencia, la intensidad, la estacionalidad y el tipo de propagación del incendio. Es ampliamente reconocido que los regímenes actuales de incendios están cambiando como resultado de los cambios ambientales y climáticos (Marlon y col. 2008; Pausas y Keeley, 2009). Otros autores indican que los cambios de uso del suelo, los cambios socio-económicos y el cambio global están provocando un cambio generalizado en el régimen de incendios forestales (Molina y col. 2017; Rogers y col. 2020).

Aunque el fuego es una perturbación ecológica clave que impacta desde tiempos históricos en la estructura, dinámica, funcionamiento y nivel de biodiversidad de los sistemas ecológicos (Pausas y Keeley, 2021), la alteración del régimen de incendios que está ocurriendo en la actualidad plantea nuevos desafíos para la protección del medio ambiente y la salud. La forma en cómo estas tendencias van finalmente a traducirse en términos de incidencia real de los incendios va a depender, fundamentalmente, de cómo evolucionen las igniciones antrópicas, pero también de las actuaciones de mitigación, prevención y supresión de incendios que se implementen en el futuro (García y col. 2023).

1.2. El comportamiento del fuego

El término *comportamiento del fuego* se refiere a la forma en que el combustible entra en ignición, se desarrolla la llama y se propaga el fuego (Merrill y Alexander, 1987; Pyne y col. 1996). El comportamiento del fuego depende la forma en que interactúan los combustibles forestales del suelo, superficie y del dosel con la meteorología y la topografía. Los combustibles forestales forman un conjunto heterogéneo de partículas de origen vegetal, con tamaño, composición y disposición heterogénea constituyendo así un verdadero *complejo de combustible* (Keane, 2015). Atendiendo al estrato de combustible que se ve involucrado en la propagación del fuego pueden distinguirse tres tipos de fuego forestal (Chandler y col. 1983; Pyne y col. 1996):

- (i) El *fuego subterráneo* implica una combustión de rescoldo o latente de la materia orgánica descompuesta bajo la hojarasca fresca y que ocurre especialmente en los suelos orgánicos o turbosos (Reardon, 2019).
- (ii) El *fuego de superficie*, que se propaga por la hojarasca, los restos leñosos caídos o la vegetación del sotobosque (Heward, 2019).
- (iii) El *fuego de copas o de dosel arbóreo* que asciende desde los combustibles de superficie hasta el dosel arbóreo, pudiéndose propagar a través de este último estrato (Xanthopoulos y Athanasiou, 2020).

El comportamiento del fuego se ve influenciado entre otras cuestiones por la intensidad lineal y por la velocidad de propagación. La intensidad lineal del fuego, que expresa la velocidad de liberación de energía por unidad de tiempo y unidad de longitud del frente de llamas del incendio, por tanto representa la potencia generada por el frente de llamas (Cruz y col. 2006). Este concepto establecerá la dificultad de extinción del incendio. Incendios que generan intensidades superiores a 10.000 kW/m estarán fuera de capacidad de extinción (Hirsch y Martell, 1996; Xanthopoulos y col. 2019). Rara vez puede estimarse directamente en campo, pero se puede calcular a posteriori utilizando una de estas dos alternativas:

- (i) La ecuación de Byram (1959), que estima la intensidad como el producto del poder calorífico inferior del combustible, la carga de combustible consumido en el frente activo de llamas y la velocidad de propagación del fuego.
- (ii) Ecuaciones que correlacionan la longitud de llama con la intensidad lineal del fuego (Weise y col. 2016).

La velocidad de propagación del fuego (R) indica la velocidad con que el perímetro de un incendio se traslada, en su cabeza o frente, en la dirección del viento predominante que lo impulsa (Sullivan y Gould, 2020). Aunque a cada segmento del perímetro del incendio le corresponde una velocidad, y por ello se habla de velocidad en la cabeza, cola y flancos del incendio, generalmente se entiende por velocidad de propagación la de avance del frente de llama en la cabeza. Puede ser tanto medida en campo, observando el tiempo que el frente de fuego tarda en desplazarse entre dos localizaciones con distancia conocida entre las mismas (Gould y col. 2017), como predicha, mediante el uso de modelos existentes.

1.3. La severidad del fuego

Para la definición del concepto de severidad del fuego no existe una única acepción en la comunidad científica, y muchas de las definiciones usadas la han considerado también como una medida de la amplitud del impacto ecológico o medioambiental, o del nivel de daño o perturbación causado por el fuego en el conjunto del ecosistema o en alguno de sus componentes (Neary y col. 2005; Key y Benson, 2005). Keeley (2009) identifica que el término *severidad del fuego* puede definirse, en sentido amplio, como el grado de cambio medioambiental causado por el fuego. Esto implica los impactos o nivel de daño de un incendio a diferentes componentes del ecosistema, tales como el arbolado, vegetación de sotobosque o el suelo de un ecosistema (Keeley y col. 2008). Desde el punto de vista práctico, resulta útil la separación de la severidad del fuego en los dos componentes del ecosistema con mayor influencia en la respuesta hidrológica-erosiva: vegetación y suelo (Vega y col. 2013). Además, ya que habitualmente no existe una buena relación entre ambos (Jain y col. 2004) hay que proceder a evaluar ambas por separado.

Para el cálculo de la severidad existen varias métricas que están basadas principalmente en la cantidad total del combustible consumido, tanto en los estratos de vegetación del sotobosque y arbolado, como en los de la cubierta orgánica del suelo, junto a la materia orgánica del suelo destruida durante el incendio (Keeley, 2009). La severidad del fuego en la vegetación se evalúa a menudo por el grado de consunción y/o soflamado de ese componente del ecosistema. Generalmente, esos dos fenómenos están muy influenciados por la intensidad lineal o de reacción del frente de fuego (Ryan, 2002). Otra metodología es utilizar el diámetro mínimo terminal de los tallos o ramillos y la altura de los restos de las plantas quemadas en muestreos efectuados en el área quemada (Moreno, 1989; Pérez y Moreno, 1998; Keeley y col. 2008).

En el ámbito peninsular atlántico, Vega y col. (2013) desarrollaron una metodología de evaluación de severidad en tres estratos: arbolado, matorral y suelo. Para medir la severidad en vegetación, tanto en arbolado como en matorral, se identifica el grado de consumo de la hojarasca y el mantillo, el grado de soflamado y el porcentaje de hojas sin consumir ni soflamar. Para el cálculo de severidad en suelo los factores analizados son:

- (i) La cubierta orgánica, analizando el porcentaje de consumo de la hojarasca y el mantillo, así como el tipo, cantidad y color de cenizas.
- (ii) El suelo mineral superficial, estudiando el cambio de color, el consumo de raíces superficiales, la afección de la estructura, y el cambio en la hidrofobicidad del suelo

Otra metodología de estimación de la severidad muy utilizada es el Compositid Burned Index (CBI) desarrollado por Key y Benson (2005). Este método determina la severidad puntuando de 0 (no quemado) a 3 (máxima severidad) varios factores que corresponden a 4 estratos de vegetación y uno de suelo. Los límites o intervalos del CBI no disponen de un consenso general y han sido adaptados por diversos autores (Soverel y col. 2010; Fernández-García y col. 2018) a las particularidades de cada área, como por ejemplo Montealegre y col. (2017) para el norte de la Península Ibérica.

La evaluación de la severidad es un paso crítico en la toma de decisiones para las tareas de estabilización de suelos quemados (Jain y col. 2008; Parson y col. 2010; Jain y col. 2012). Debe hacerse en términos que sean útiles desde el punto de vista operativo (Parson y col. 2010), lo que en nuestro contexto significa que esté orientada a evaluar el grado de impacto del fuego en el suelo, con repercusión directa en su susceptibilidad a la erosión y la generación de escorrentía. De hecho, para desarrollar un índice de severidad del incendio, en general, se considera prioritario determinar los cambios en las propiedades del suelo inducidas por el fuego, más que el grado de destrucción de la biomasa vegetal (Shakesby y Doerr, 2006).

Es crucial priorizar los avances tecnológicos para evaluar de manera *in situ* los daños causados por los incendios y monitorear la regeneración posterior a los mismos en áreas propensas a estos desastres (Tessler y col. 2016). En los últimos años, las tecnologías de geoinformación han brindado una excelente oportunidad para evaluar los impactos de los incendios en los ecosistemas naturales a diferentes escalas y con costos de campo reducidos (Chu y col. 2016). A pesar de que las imágenes de satélite se han utilizado ampliamente en este campo, presentan algunas limitaciones, como baja resolución temporal no personalizable, problemas de nubosidad y una resolución espacial multiespectral superior a 1 metro. Esto puede restringir su utilidad en estudios de seguimiento post-incendio que requieren una resolución espacial muy alta, como los que analizan los cambios en el carbono orgánico del suelo o en la estructura del mismo (Matese y col. 2015; Zhang y col. 2016). En tales situaciones, los vehículos aéreos no tripulados (UAV) pueden desempeñar un papel crucial. Gracias a su capacidad para volar a baja velocidad y altitud, permiten capturar imágenes con una resolución espacial extremadamente alta, incluso por debajo de los 0,02 metros (Manuel Fernández-Guisuraga y col. 2018). De hecho, suelen ser más económicos que otras técnicas cuando se aplican en áreas de menor extensión. Además, presentan otras ventajas significativas, como la capacidad de programar vuelos según las necesidades del usuario para recopilar datos en áreas específicas y la flexibilidad en la elección del tipo de sensor instalado a bordo, como sensores Rojo-Verde-Azul (RGB), multiespectrales o *Laser Imaging Detection and Ranging* (LiDAR) (Kellenberger y col. 2018).

1.4. Regeneración post-fuego

Como norma general, la respuesta de la vegetación al incendio depende principalmente de los mecanismos de regeneración natural propios de cada especie, si bien pueden estar matizados por factores como la severidad del fuego, edad de la planta, la recurrencia del incendio y las condiciones climatológicas después de éste (Keeley y col. 2008). Es bien conocido que las especies rebrotadoras cuentan con una ventaja importante respecto a las germinadoras obligatorias que obligatoriamente se regeneran a partir de semilla, en cuanto a la velocidad de crecimiento y también de recubrimiento del suelo (Casal, 1985; Pausas y col. 2008; Vallejo y col. 2009).

La estrategia reproductiva y las adaptaciones de las especies son factores claves para entender la resiliencia y posterior respuesta al fuego de la vegetación (Calvo y col. 2003; Fernández-García y col. 2020). Algunos estudios (Anacker y col. 2011; Pausas y Keeley, 2014) clasifican a las especies forestales, en función de su estrategia reproductiva, en tres tipologías: rebrotadoras (especies cuya regeneración posterior al incendio se basa en el rebrote vegetativo), germinadoras obligadas (especies cuya regeneración posterior al incendio se basa en semilla) y facultativas (especies con ambos mecanismos). Generalmente, las especies rebrotadoras presentan una recuperación más rápida que las especies germinadoras (Calvo y col. 2002) al no tener que construir todo el sistema radicular.).

Por tanto, aspectos como el régimen de incendios, la severidad del fuego o factores como el clima, la estación del año o las características de la vegetación pueden influir en la recuperación del ecosistema tras un fuego (Reyes y Casal, 2008). La regeneración post-fuego también se encuentra directamente relacionada con la severidad del incendio (Pausas y Keeley, 2014).

1.5. Estabilidad del ecosistema: Resistencia y Resiliencia

Shade y col. (2012) indican que la capacidad de un ecosistema para continuar funcionando después de una perturbación y el potencial para mantener su composición y

estructura determinan su estabilidad. Esta capacidad puede ser medida mediante la resistencia y la resiliencia (Lamothe y col. 2019). La resistencia del ecosistema determina la capacidad para soportar una perturbación, y la resiliencia evalúa la aptitud del ecosistema para tolerar el cambio, recuperarse, y continuar manteniendo la misma función y estructura (Steel y col. 2021). La resiliencia de un ecosistema puede definirse principalmente de dos formas: resiliencia ecológica y resiliencia ingenieril. La primera es la magnitud de perturbación que un ecosistema puede soportar sin que su estructura y procesos se vean alterados, de modo que este sea capaz de recuperar su estado original previo a la perturbación (Arani y col. 2021). La resiliencia ingenieril es el grado en el que un ecosistema es capaz de recuperar las características presentes antes de la perturbación (Lloret y col. 2022). Tanto la resistencia como la resiliencia de un ecosistema pueden ser evaluadas mediante los cambios experimentados en diferentes variables funcionales y estructurales del mismo, comparando áreas perturbadas respecto a áreas sin alterar (Huerta y col. 2020). Así pues, la estabilidad de un ecosistema viene determinada por la tolerancia al cambio de diferentes parámetros funcionales y estructurales del ecosistema (resistencia) y, si este cambio ocurre, por el grado en el que estas variables se recuperan (resiliencia) (Halpern, 1988).

1.6. Los incendios forestales en el ámbito Cantábrico Atlántico

El fuego cultural, o fuego utilizado como herramienta de gestión de los espacios agroforestales, es una perturbación de origen antrópico que ocurre de manera habitual en el noroeste de la península ibérica desde hace más de 9000 años, y que está ligada mayoritariamente a la apertura y mantenimiento de áreas de pasto (Carracedo y col. 2018). La ocurrencia de una ignición no depende tanto del clima (Pausas y Keeley, 2021), como de las actividades humanas.

El noroeste de la Península Ibérica (Galicia, Asturias, Castilla León, y norte de Portugal), es uno de los territorios europeos con más elevada presión de incendios y con mayor número de fuegos de origen antrópico e intencionados de Europa (Oliveira y col. 2012; San-Miguel-Ayanz y col. 2013). Las tres comunidades autónomas españolas suman un

total de 7.626.590 ha forestales (**miteco_18**). En el noroeste peninsular, las comunidades de matorral formadas principalmente por especies como brezo (*Erica ssp.*) tojo (*Ulex ssp.*) y retama (*Genistas ssp.* y *Cytisus ssp.*) ocupan el 25 % del territorio (Kaal y col. 2011). Estas comunidades son producto de quemadas recurrentes (Santín y col. 2008) que de forma tradicional se han realizado acorde a las prácticas agrícolas- (Bouhier, 1979; Balboa López, 1990) y, las especies dominantes son especies cuya estrategia regenerativa es el rebrote o facultativa, lo que junto a la alta precipitación del área facilita un rápido establecimiento post-fuego (Calvo y col. 2000, 2012). En el área de influencia climática Atlántica de la Península Ibérica, la mayor parte de los incendios son pequeños (menos de 500 hectáreas) y ocurren en invierno (Calvo y col. 1999).

La dinámica actual apunta hacia una disminución en el número de incendios, en paralelo con un incremento en la superficie quemada, con variaciones anuales muy significativas (Rodríguez y col. 2020) debidas a una mayor ocurrencia otoñal y, desde 2006, a un mayor número de grandes incendios (Colina y col. 2020). En los años 2012 y 2017, se produjeron incendios clasificables como megaincendios, que afectaron a más de 10.000 hectáreas (Fernández-García y col. 2019; Fernández-Guisuraga y col. 2021) asociados con temperaturas muy altas y condiciones ambientales extremadamente secas, con precipitaciones un 40 % menores del promedio de los últimos 60 años (Quintano y col. 2015).

La despoblación rural y el abandono de las actividades tradicionales en los terrenos agroforestales están conduciendo a un incremento de la biomasa arbustiva y a una homogeneización del paisaje (Vega-García y Chuvieco, 2006; Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). Este hecho, junto al cambio climático (Cardil y col. 2015), está creando escenarios de mayor intensidad del fuego y dificultad de extinción (Miralles y col. 2010; Rodríguez y Silva y col. 2020).

El cambio climático está afectando a España básicamente con un incremento de la temperatura y especialmente con más episodios de Sur o advecciones de Sur, que son las que favorecen especialmente las condiciones de incendios en esta situación geográfica (Molina-Terrén y Cardil, 2016). El problema determinante es que la continuidad de carga de combustible con velocidad de propagación del frente provoca que se supere la

capacidad de extinción. Es una evolución que se ha desarrollado en otras zonas similares en cuanto a paisaje, territorio y desarrollo rural, ya sea en España o fuera de España (FPC, 2018).

Así mismo, las modificaciones en la política de extinción de incendios desarrollada en algunos países también han conducido a un cambio sustancial en el régimen de incendios. Durante finales del siglo XX y principios del siglo XXI, se ha implementado una política de exclusión total de incendios, lo que ha conllevado a un cambio sustancial en el régimen de fuego (Jiménez-Ruano y col. 2017a, Jiménez-Ruano y col. 2017b). Es lo que se conoce como paradoja de la extinción o fenómeno por el que se considera que el mejor sistema de extinción es aquel que tiene una menor superficie quemada anual. La supresión de incendios de baja severidad por la eficacia de los dispositivos, junto con los cambios socioeconómicos y la escasa gestión forestal han contribuido a una acumulación del combustible forestal. Este fenómeno se aprecia en gran medida en el NW de la Península Ibérica (Leone y col. 2003).

Esta evolución del comportamiento del fuego tiene su punto de referencia en el cuadrante oeste peninsular a partir del año 2017 donde ocurrieron incendios de magnitudes nunca vistas en estas áreas. Un ejemplo muy significativo es el catastrófico incendio forestal de Pedrógão Grande que se produjo en junio de 2017, en Portugal, con 65 muertos, más de 200 heridos y 458 estructuras completamente destruidas, de las cuales 41 eran primeras residencias y 50 segundas residencias (Almeida y col. 2017; Gobierno de Portugal, 2017). Este extraordinario evento quemó 45.328 ha (Almeida y col. 2017), con intensidades de línea de fuego (FLI) de 20.000 a 60.000 kWm⁻¹ y una velocidad de propagación (R) de 65 m/min (Gobierno de Portugal, 2017). Su comportamiento e impactos extremos fueron el resultado de la compleja interacción entre macroprocesos (p. ej., interacción entre la atmósfera y el fuego) y procesos y condiciones locales (p. ej., ataque inicial deficiente, percepción inadecuada del riesgo, vientos muy fuertes y variables, topografía accidentada, bajo contenido de humedad del combustible), carga de combustible, continuidad del combustible, conectividad del paisaje, preparación deficiente y comunidades vulnerables) (Tedim y col. 2018).

1.7. Los incendios forestales en el Principado de Asturias

El 72,6 % del territorio asturiano es superficie forestal según el Mapa Forestal de España (Miteco, 2023b) lo que supone 770.479 ha, de las cuales, 453.716 ha son forestales arbolada, es decir, terreno poblado con especies arbóreas como manifestación vegetal dominante y cuya fracción de cabida cubierta (FCC) es igual o superior al 10 %, y 316.762 ha son forestales desarboladas, que supone una FCC menor del 10 % de las especies forestales arbóreas, si las tiene, y está formada por el monte arbolado disperso y el monte desarbolado.

En el Principado de Asturias, en el periodo 1990-2021 quemaron una media anual de 11.414 ha forestales, de las cuales el 73,1 % fueron desarboladas frente al 16,9 % de arboladas (Miteco, 2023b). En marzo de 2023 en un solo incendio se quemó el 88,48 % de la media anual para el periodo mencionado. Desde el año 2000 se observa un incremento progresivo en el tamaño del mayor incendio (Figura 1.1). La superficie ha pasado de las 1350 hectáreas (2000) a 1600 ha (2006), 2012 ha (2011), 2554 ha (2015), 3700 ha (2017) a las 10099 ha (2023). Nexo común de todos ellos ha sido la destrucción de viviendas en el medio rural y que solamente se han podido controlar cuando apareció la lluvia. También

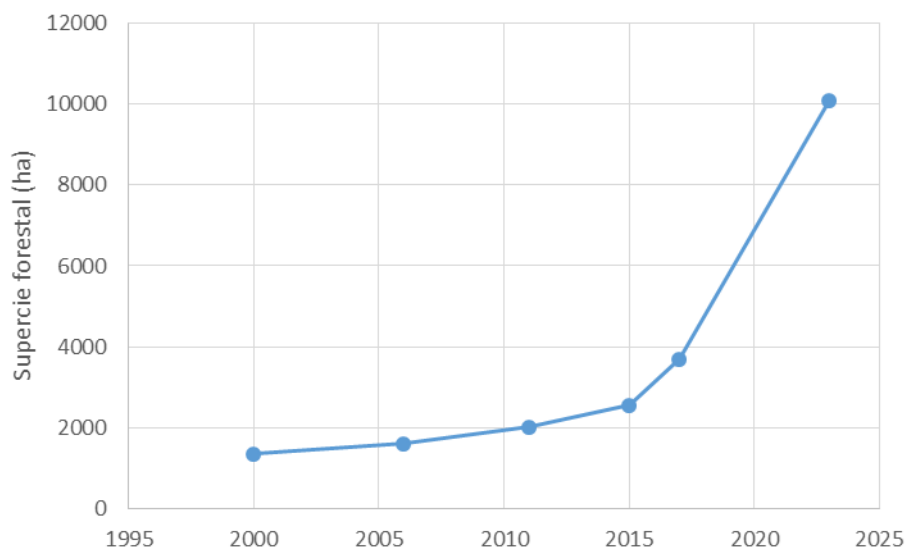


Figura 1.1: Evolución del tamaño del mayor incendio en Asturias (2000-2023). Fuente EGIF. Elaboración propia

que se han desarrollado con las condiciones sinópticas de advección del Sur con efecto Foehn en el Cantábrico.

Este es el escenario de diseño de los grandes incendios en Asturias y de los mega incendios que se intuyen. Es una situación que genera vientos fuertes y secos descendientes por los valles, generando condiciones más extremas cuanto más alto estamos en la orografía. Es una de las peores situaciones de incendios en Europa pues acarrea vientos fuertes, bajas humedades relativas (HR), puntos de rocío negativos con capacidad desecante y potencial de crecimiento del incendio bidireccional (FPC, 2018). Estas situaciones ya se han registrado en los últimos años en las áreas contiguas de Galicia, León, Zamora y Portugal.

Los incrementos porcentuales de superficie afectada por incendios forestales de mayor superficie afectada se muestran en la (Tabla 1.1), presentando un aumento preocupante que se mantuvo estable en torno a un 25 % en el periodo del 2000-2015, subiendo casi al doble en el 2015-2017 y siendo de casi el 173 % en el 2017-2023. El aumento en tamaño de los mayores incendios ocurridos en Asturias en el periodo 2000-2023 fue de un 648 %. Esta escalada en el tamaño viene determinada por los factores de acumulación de carga y continuidad de combustible y el cambio climático, así como la disposición orográfica S-N que hace que los vientos secos y fuertes de componente Sur encaucen por los valles consiguiendo un aumento de velocidad e intensidad. Otra consecuencia de ello es la emisión de focos secundarios a grandes distancias por delante del frente, con el consiguiente aumento de dificultad en el control de los incendios en esas condiciones.

Las distintas clasificaciones sobre la evolución de los incendios forestales identifican una dinámica ascendente en el comportamiento del fuego, con un aumento importante de la superficie quemada, así como afección a viviendas en los núcleos rurales, creando un evento de protección civil donde los servicios de emergencia colapsan debido a la alta intensidad y a la rápida velocidad de avance del incendio, a la que hay que sumar en muchas ocasiones simultaneidad de incendios.

Tabla 1.1: Periodo de ocurrencia de incendios de mayor tamaño en Asturias, frecuencia y porcentaje de aumento con respecto al episodio anterior y total.(2000-2023). Fuente EGIF. Elaboración propia.

Periodo	Nº de años	incremento (%)
2000 - 2006	6	18,52
2006 - 2011	5	25,75
2011 - 2015	4	26,94
2015 - 2017	2	44,87
2017 - 2023	5	172,95
2000 - 2023	23	648,07

Si atendemos a la terminología desarrollada por Tedim y col. (2018) para episodios de incendios extremos, los incendios acaecidos en el Principado de Asturias han evolucionado de niveles 3 y 4 registrados en los años 2011, 2015 y 2017 encuadrados en la categoría de incendios normales al nivel 5 con los incendios de marzo de 2013, encuadrado en la categoría de eventos extremos de incendios forestales. Los factores analizados en la clasificación de eventos de incendios extremos son:

1. Intensidad lineal (kW/m).
2. Velocidad de propagación (m/min).
3. Longitud de llama (m).
4. Presencia de pirocúmulos.
5. Presencia de corrientes descendentes.
6. Emisión de focos secundarios.
7. Distancia de emisión de los focos secundarios.
8. Tipo de fuego y dificultad de extinción.

La evolución del comportamiento se puede corroborar también en la rápida transición de generaciones de incendios (Castellnou, 2005) desde finales del siglo XX donde estaba estancada en primera y segunda generación, evolucionando en la última década a episodios de tercera generación con los incendios del 2015, de cuarta generación en

el 2017 y de quinta generación en marzo de 2023. Los factores analizados para definir estas generaciones de incendios son:

- (i) Tipo de propagación del incendio.
- (ii) Periodo de acumulación del combustible.
- (iii) Tipo de comportamiento del incendio.
- (iv) Medidas preventivas adoptadas.
- (v) Medidas extintoras.
- (vi) Evolución del fuego.

1.8. Las quemas controladas como herramienta de prevención

El empleo de quemas prescritas o quemas controladas se presenta como una herramienta para la mitigación de la alta densidad de incendios forestales en el noroeste de la Península Ibérica (Catry y col. 2013). No obstante, existe una situación de incertidumbre y controversia acerca de los efectos y eficacia de las quemas, lo que requiere del apoyo de la ciencia (Ryan y col. 2013; Valor y col. 2015). A nivel europeo, son muy diversos los objetivos de las quemas prescritas o quemas controladas, como la gestión de la biodiversidad en espacios protegidos, la reducción del riesgo de incendio forestal, la gestión cinegética o la creación y regeneración de pastizales (Fernandes y col. 2013). Sin embargo, las quemas controladas actualmente se realizan a pequeña escala y presentan grandes limitaciones meteorológicas para su ejecución y grandes trabas administrativas (Fernandes, 2015).

Las normas e instrucciones para regular el uso del fuego, y las medidas de prevención contra incendios en el territorio del Principado de Asturias establece distintas tipologías del uso del fuego (Gobierno Regional del Principado de Asturias, 2023), entre ellas la «quema controlada en el monte» con el fin de alcanzar entre otros objetivos la eliminación de matorral o combustibles forestales, la apertura y mantenimiento de líneas de defensa, la reducción de riesgo de incendio forestal, la protección de construcciones o núcleos rurales o defensa de la población. Una vez autorizadas estas quemas controladas, pueden

realizarse en cualquier época del año. La superficie de ejecución diaria recomienda no superar las 10 ha.

El objetivo de esta tesis es aportar conocimiento científico para la toma de decisiones en la gestión integral del fuego forestal en los matorrales atlánticos, tanto desde el punto de vista de la prevención como en la extinción y también en el post fuego. Para ello se analizó el comportamiento del fuego, la severidad y la capacidad de recuperación del ecosistema tras el paso del fuego en estacionalidad de verano otoño, así como el cálculo de severidad del fuego mediante teledetección a distintas resoluciones espaciales.

El capítulo I abarca la monitorización del comportamiento del fuego y el cálculo de severidad a través de trabajo de campo y teledetección de baja resolución. El capítulo II estudia la severidad del fuego utilizando una cámara multiespectral sobre un vehículo aéreo no tripulado (UAV) utilizando algoritmos de redes neuronales probabilísticas (RNP) basados en datos de campo y productos derivados de UAV. El capítulo III se estudia la capacidad de regeneración del ecosistema tras el paso del fuego tanto en el área del incendio como en el de la quema controlada, identificando sus causas y diferencias.

2. Objetivos

El objeto de la presente tesis es proporcionar una base científica para la gestión integral de los incendios forestales (prevención, extinción y post-fuego) en un marco geográfico amplio con un régimen de incendios definido. Para ello se diseñó un plan de trabajo que contemplaba la planificación, ejecución y seguimiento de tres quemas controladas en estacionalidad de invierno-primavera y otras tres en estacionalidad de verano-otoño. Los objetivos planteados fueron:

- (i) Identificar la intensidad del fuego en las distintas épocas del año, o al menos en la época hábil de quemas.
- (ii) Determinar la severidad producida por el fuego.
- (iii) Determinar la velocidad de regeneración según intensidades y severidades producidas.

En estacionalidad de verano otoño de 2017 se realizó la primera quema controlada para esta tesis. Una semana más tarde de la ejecución de esta quema controlada, ocurrió un incendio forestal que quemó la superficie contigua a la quema, donde estaba previsto realizar otra quema en estacionalidad de invierno-primavera. La ocurrencia de este evento promovió un cambio en los objetivos específicos de la tesis, aunque no en el objetivo general. Los objetivos específicos derivaron a:

- (i) Identificar la severidad producida por el paso del fuego en estacionalidad de verano-otoño según los patrones de comportamiento, tanto en una quema controlada como en un incendio forestal.
- (ii) Evaluar la viabilidad de las imágenes obtenidas por un sensor multiespectral a bordo de un vehículo aéreo no tripulado (UAV) para estimar la severidad del fuego en la vegetación y suelo tras una quema prescrita utilizando un clasificador basado en redes neuronales artificiales (RNA).
- (iii) Conocer la capacidad de regeneración de un matorral atlántico después del paso del fuego, en una quema controlada y en un incendio forestal, identificando si existen diferencias entre ambos tipos de fuegos y en función de su comportamiento.

2.1. Motivación y planteamiento de la tesis

En la Figura 2.1 se expone esquemáticamente el motivo y el planteamiento de trabajo para llevar a cabo la tesis doctoral. La preocupación por la evolución del comportamiento del fuego desde el año 2001 cuando el autor de esta tesis comenzó a trabajar en la gestión de incendios forestales en el Principado de Asturias ha sido la motivación para la realización del presente documento de investigación. El trabajo comprende la identificación del comportamiento del fuego en un matorral atlántico en estacionalidad de verano-otoño tanto en propagación libre (incendio forestal) como en propagación limitada (quema controlada), calculando posteriormente la severidad del fuego a través de metodologías de campo y de teledetección a distintas resoluciones, y por último la realización del seguimiento de la recuperación los dos años posteriores tras el paso del fuego.

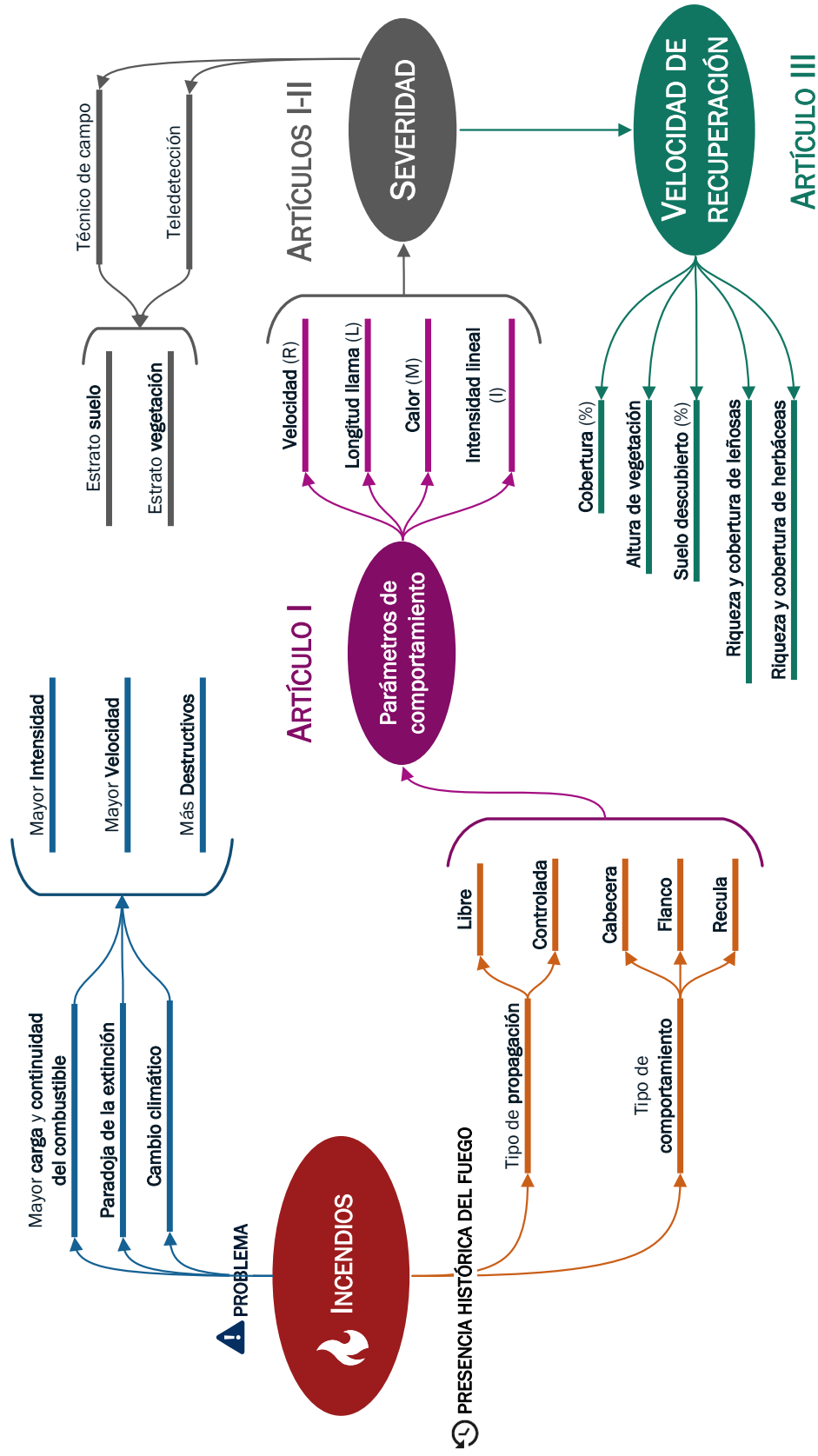


Figura 2.1: Esquema del motivo y planteamiento de la tesis

3. Área de estudio

El área de estudio se encuentra localizada en el NW de la Península Ibérica, concretamente en el municipio de Ibias situado en el SW del Principado de Asturias (España) (Figura 3.1), situada a una altitud de 1.080 m.s.n.m, con una pendiente del 15 % y exposición W. Las coordenadas son $43^{\circ} 6'17''N$, $6^{\circ} 50'52''W$.

De acuerdo con la clasificación climática de Köppen-Geiger, en el área de estudio el clima es templado húmedo con veranos más secos (Olivares Navarro, 2015). La precipitación media se sitúa en los 1300mm y, la temperatura entre $17,4^{\circ}C$, media de las máximas y $3,5^{\circ}C$ media de las mínimas (Miteco, 2023a). En el año 2017, año en que se realizó el estudio, la precipitación media anual fue de 945.6 mm, siendo en 2018 de 1533,5 mm (Miteco, 2023a). El suelo es pedregoso con textura arenosa y gran contenido de materia orgánica.

La vegetación actual se corresponde con un brezal-tojal, dominado por *Erica australis* subsp. *aragonensis* (L.) y *Ulex gallii* subsp. *breoganii* (Castrov. & Valdés Berm.). En el inventario florístico realizado se constató la presencia de *Erica cinérea* (L.), *Erica umbellata* (Loefl. ex L.), *Pterospartum tridentatum* ((L.) Willk.) subsp. *lasianthum* ((Spach) Talavera & P.E.Gibbs), *Calluna vulgaris* ((L.) Hull), *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides* ((Lam.) Greuter), *Daboecia cantábrica* ((Huds.) K. Koch), *Glandora prostata* ((Loisel.) D.C. Thomas), *Pseudoarrhenatherum longifolium* (Rouy (Thore)) y líquenes del G. *Cladonia*.

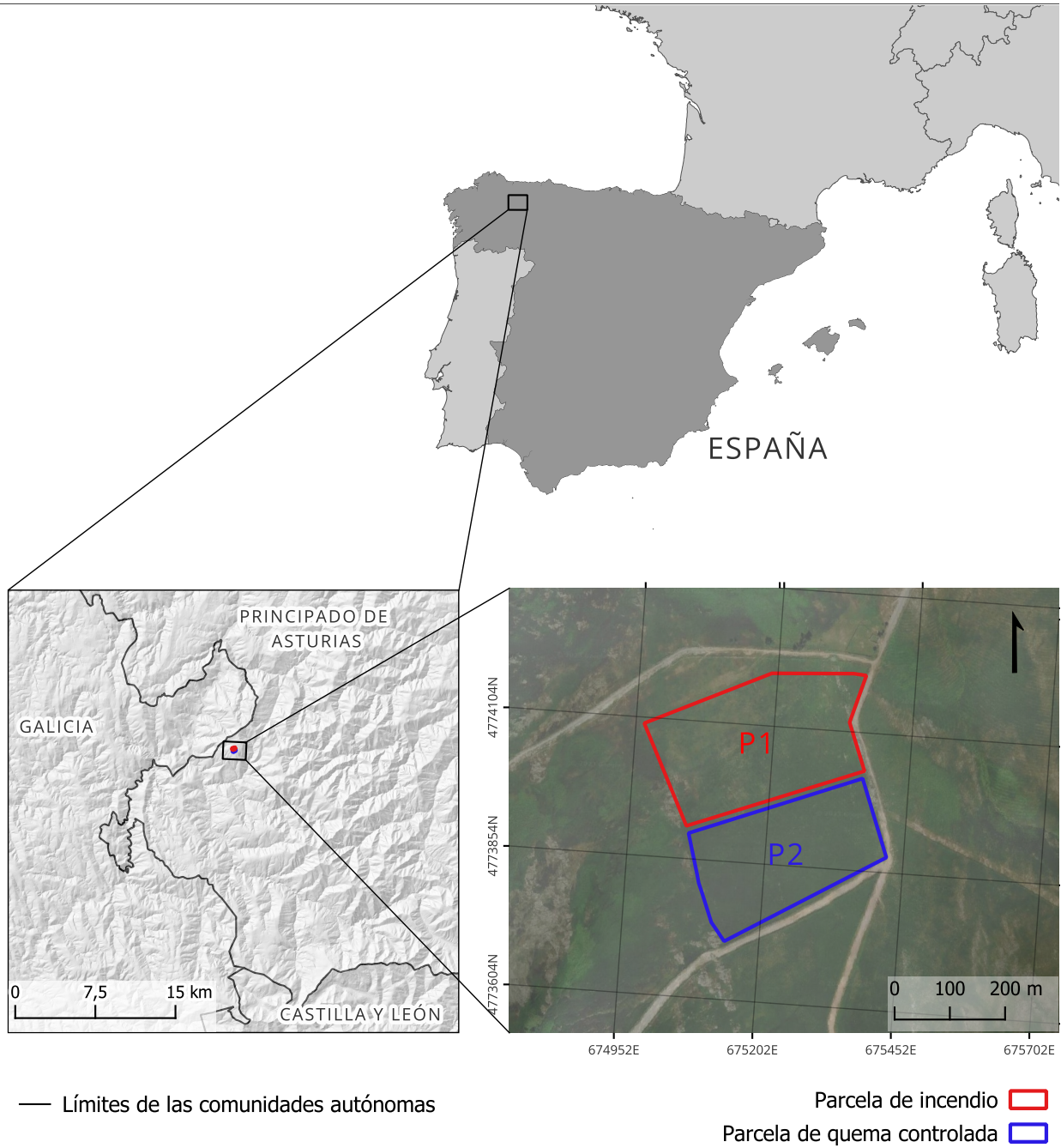


Figura 3.1: Localización del área de estudio y parcela de quema controlada (P2) y del incendio (P1). Coordenadas UTM Huso 29, expresadas en metros.



Capítulo I: Intensidad y severidad del fuego en una quema controlada frente a un incendio forestal en estacionalidad de verano-otoño. Un estudio de caso en un matorral atlántico

Pérez-Rodríguez, L.A.¹, Marcos, E.², Santín, C.^{3,4}, Fernández-García, V.^{5,6}, Castellnou-Ribau, M.^{7,8}, Bordes Ortola, D.A.⁸, Fernández-Manso, A.⁹, Molina-Martínez, J.R.¹⁰. 2023. Comparing high-moderate intensity controlled burning and a wildfire. A case study in an Atlantic shrubland. – Sometido a *Journal of Environmental Management*

¹ Servicio de Emergencias del Principado de Asturias, Parque de Bomberos, Villar de Tebongo, 33816. Cangas del Narcea. Principado de Asturias. España

² Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Medioambientales, Universidad de León, Campus de Vegazana s/n, 24071 León, España

³ Instituto de Investigación de la Biodiversidad (IMIB; CSIC- Universidad de Oviedo - Principado de Asturias), Mieres, España.

⁴ Centre for Wildfire Research, Swansea University, Swansea, United Kingdom

⁶ Institute of Geography and Sustainability (IGD), Université de Lausanne, Mouline-Géopolis, 1015 Lausanne, Switzerland.

⁷ Servicio Catalán de Bomberos y Salvamento, división GRAF, Carretera Universitat Autònoma s/n, 08290, Cerdanyola del Vallès, España.

⁸ Fundación Pau Costa, Mossèn Cinto Verdaguer, 42 baixos A, 08552, Taradell, España.

⁹ Departamento de Ciencias e Ingeniería Agrarias, Universidad de León, Av. Astorga s/n, 24400 Ponferrada, España.

¹⁰ Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba, Edificio Leonardo da Vinci-Campus de Rabanales, 14071, Córdoba, España.

Resumen

Los cambios climáticos y de uso del suelo están provocando la homogeneización del paisaje y la modificación del régimen de incendios en muchos ecosistemas propensos al fuego. Las quemadas controladas se utilizan cada vez más como herramienta de gestión del paisaje. Es esencial conocer a fondo las características e impactos de las quemadas controladas para promover el uso de esta herramienta de forma segura y eficaz en una amplia gama de ecosistemas. En este estudio, comparamos una quema controlada de moderada-alta intensidad con un incendio forestal en matorrales atlánticos en estacionalidad de verano-otoño. La quema controlada (6,7 ha) se llevó a cabo el 8 de octubre de 2017, y una parcela adyacente de 6,8 ha fue quemada por un incendio forestal, que afectó a 3700 ha, el 15 de octubre de 2017. Evaluamos el comportamiento del fuego, la severidad del incendio y la reducción de la carga de combustible bajo diferentes comportamientos del fuego tanto en la quema controlada como en el incendio forestal. El comportamiento del fuego se analizó mediante estaciones meteorológicas, termopares, vehículos aéreos no tripulados (UAVs), fotografías y vídeos, mientras que la severidad del fuego se evaluó sobre el terreno mediante el Índice Compuesto de Quemado (CBI), el diámetro de las ramas tras el incendio y el porcentaje de smoldering, así como mediante teledetección utilizando el diferencial del índice normalizado de área quemada (dNBR) calculado a partir de imágenes Sentinel-2 y el Índice de Quemado Radar (RBR) calculado a partir del radar de apertura sintética Sentinel-1. Se observó que la intensidad del fuego, la severidad del incendio y el impacto en el suelo eran menores en la quema controlada que en el incendio forestal. La intensidad del fuego fue 13 veces mayor en el incendio forestal que en la quema controlada. Mientras que se identificaron altos valores de smoldering en el área del incendio forestal (95 %) de su superficie total, se encontró menos smoldering en el área de la quema controlada (17 %). Los diferentes patrones de comportamiento del fuego (comportamiento de cabeza, comportamiento de reclusa y comportamiento de flanco) dieron lugar a diferencias en los datos de severidad medidos sobre el terreno. En la quema controlada el comportamiento de flanco tuvo un menor efecto sobre el suelo que el comportamiento de cabeza, pero consiguió una reducción similar de los combustibles

leñosos. Por lo tanto, la quema controlada constituye una herramienta para la gestión del combustible forestal, para la formación de bomberos y para la construcción de paisajes más resistentes a los incendios.

4.1. Introducción

Los usos humanos del suelo han modelado los paisajes durante miles de años (Pyne, 2009) y el fuego, tanto natural como de origen humano, también ha desempeñado un papel influyente en la estructura y dinámica de los ecosistemas (Pausas y Keeley, 2009). En la actualidad, el fuego es un factor clave para la configuración actual y la diversidad de los paisajes propensos al fuego, ya que los regímenes naturales de incendios se han producido a lo largo de millones de años (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). Un régimen de incendios se define como las condiciones de los incendios forestales (frecuencia, severidad, tamaño del fuego, etc.) que son persistentes y consistentes en un área a lo largo del tiempo (Krebs y col. 2010; Fernández-García y col. 2018). Sin embargo, existe un reconocimiento generalizado de que los regímenes de incendios actuales están siendo alterados debido a cambios climáticos, socioeconómicos y de uso del suelo (Pausas y Keeley, 2009; Rogers y col. 2020). Estos cambios en los regímenes de incendios podrían amenazar el equilibrio de muchos ecosistemas (Molina y col. 2017).

En la actualidad, la fuerte supresión de los incendios forestales, los cambios socioeconómicos y la deficiente gestión forestal están contribuyendo al aumento de la carga de combustible y a la continuidad del mismo en muchas regiones, provocando la alteración de los regímenes de incendios antes mencionados. Estos fenómenos pueden observarse en el noroeste de la Península Ibérica (Leone y col. 2003). Así, un proceso clave para la acumulación de combustible está siendo la invasión de matorrales. Estos matorrales están dominados principalmente por brezos (*Erica spp.*), tojos (*Ulex spp.*) y retamas (*Genista spp.* y *Cytisus spp.*), que son especies típicas de hábitats degradados. Estas especies cubren alrededor del 25 % del noroeste de la Península Ibérica (Kaal y col. 2011) debido, en parte, a una frecuencia de incendios muy elevada (Santín y col. 2008) asociada a las prácticas agrícolas y ganaderas tradicionales (Bouhier, 1979; Balboa López, 1990). Durante

finales del siglo XX y principios del XXI en la Península Ibérica, el cambio en los combustibles, junto con las políticas de gestión de supresión total del fuego, dieron lugar a un cambio sustancial en el régimen de incendios, con menos fuegos pero de mayor tamaño (Jiménez-Ruano, Rodrigues Mimbbrero y de la Riva Fernández, 2017; Jiménez-Ruano, Mimbbrero y de la Riva Fernández, 2017). Esto se conoce como la «paradoja del fuego», según la cual el mejor sistema de gestión del fuego está relacionado con la menor superficie quemada anual.

La quema controlada es una herramienta de mitigación para reducir el número y el tamaño de los incendios forestales, y es importante para reducir la carga de combustible y disminuir la intensidad de los incendios forestales (Catry y col. 2010). Sin embargo, la eficiencia y la eficacia de las quemas controladas siguen siendo controvertidas y necesitan más pruebas científicas (Ryan y col. 2013; Valor y col. 2015). Además de la reducción del riesgo de incendios forestales, las quemas controladas se llevan a cabo para cumplir otros objetivos diferentes, como la gestión de la biodiversidad en áreas naturales protegidas, la mejora del hábitat de la fauna silvestre y la creación o regeneración de pastizales (Fernandes y col. 2013). En el noroeste peninsular, las quemas controladas tienen como objetivo principal la reducción del riesgo y peligro de incendios forestales, la protección de asentamientos rurales y la creación de pastizales (FPC, 2018).

En el Principado de Asturias, Noroeste de España, el uso de las quemas controladas está regulado por ley y su ejecución se ha restringido, hasta hace muy poco, al periodo otoño-invierno (del 15 de octubre al 15 de abril) (Gobierno Regional del Principado de Asturias, 2018). La superficie de ejecución diaria recomienda no superar las 10 ha, aunque no pone límites siempre que estén justificados. Por lo tanto, durante las últimas décadas, solo se han quemado mediante fuego controlado pequeñas áreas, y a intensidades muy bajas, debido a las limitaciones meteorológicas dentro de esta ventana temporal prescrita, además de otras limitaciones administrativas (Fernandes, 2015). Esto acota en gran medida la eficacia y la aplicabilidad de esta herramienta de gestión; por lo tanto, existe una necesidad urgente de aumentar el uso de la quema controlada fuera de este período limitado. Esto permitiría no solo gestionar más superficie, sino también quemar a mayor

intensidad, lo que a veces es necesario cuando el objetivo de la quema controlada es la reducción del combustible (Anderson y col. 2015). Sin embargo, existen preocupaciones en relación con los riesgos que conllevan, incluidas las dificultades técnicas para llevar a cabo y controlar la quema, o los impactos potenciales de los incendios de alta intensidad para el medio ambiente, lo que requiere del apoyo de la ciencia (Ryan y col. 2013; Valor y col. 2015).

Los incendios forestales en el noroeste de la Península Ibérica se producen en dos estaciones diferentes: los meses de verano-otoño (julio-octubre) y los meses de invierno-primavera (noviembre-junio). Por primera vez, comparamos una quema controlada de moderada-alta intensidad (Byram, 1959; Chafer y col. 2004) y un incendio forestal en un matorral atlántico en estacionalidad de verano-otoño. La quema abarcó una superficie de 6,7 ha y, sólo una semana después de ella (octubre), el área adyacente fue pasto de las llamas por el mayor incendio registrado en la región (3.700 ha). Esto nos dio la oportunidad de (i) analizar y comparar los patrones y el comportamiento del fuego tanto en la quema controlada como en el incendio forestal; y (ii) evaluar y comparar la severidad del fuego tanto en la quema controlada como en el incendio forestal. Este análisis comparativo requirió una caracterización y cuantificación del combustible antes y después del incendio, así como la caracterización del comportamiento del fuego. Mientras que los termopares y los vídeos proporcionaron datos sobre el comportamiento del fuego en la quema controlada, la información de los bomberos, las fotografías y los vídeos nos permitieron recopilar información sobre el comportamiento del incendio forestal. Además, se evaluó la severidad del fuego mediante mediciones de campo utilizando el Índice Compuesto de Quemado (CBI), el diámetro mínimo de las ramas antes (sólo en la quema controlada) y después del incendio, la altura de las ramas antes y después del incendio, y el porcentaje de smoldering en el suelo, así como mediante métodos de teledetección utilizando el diferencial del Índice Normalizado de área quemada (dNBR) y el Índice de Quemado Radar (RBR).

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Inventario pre fuego

Se diseñó un inventario sistemático del combustible con ocho parcelas de 10 × 10m para el área de quema controlada (Figura 4.1). La distancia entre las parcelas fue de 40m, separadas un mínimo de 40 m del perímetro de la parcela para evitar el efecto borde. En primer lugar, cada parcela de 10 × 10m se dividió en cuatro subparcelas de 5 × 5m para la recogida de datos (Figura 4.1). En cada subparcela se identificó la composición de las especies, su cobertura y la altura media de las especies leñosas. Se instalaron hitos metálicos con códigos de parcela marcados para facilitar la recogida de información post-incendio. Todos los centros de parcela fueron georreferenciados utilizando un GPS Trimble con precisión centimétrica.

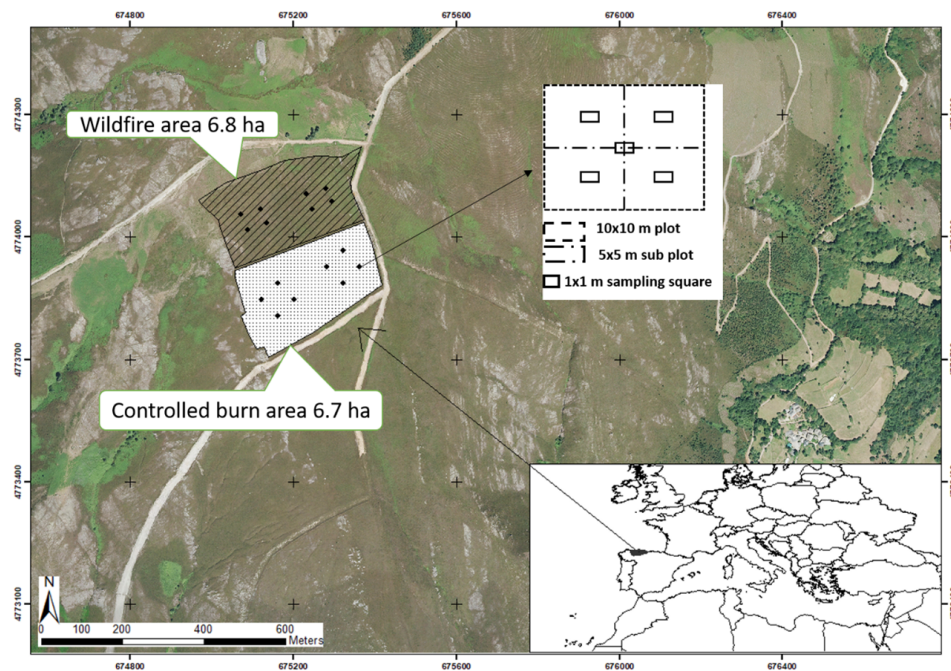


Figura 4.1: Localización del área de estudio con las dos áreas de muestreo (quema controlada e incendio forestal). El muestreo se realizó en dieciséis parcelas de 10 × 10 m (puntos negros). Dentro de cada parcela se recogieron cuatro subparcelas de 5 × 5 m y cinco unidades de muestreo de 1 × 1 m

La segunda fase consistió en un muestreo destructivo en las unidades de muestreo de 1×1 m (Figura 4.1), donde se cortó y clasificó la vegetación en función de su tipología (combustible muerto y vivo) y tamaño (1 h, 10 h y 100 h de desfase temporal) siguiendo procedimientos estándar (Stephens y Moghaddas, 2005; Rodríguez y Silva y Molina-Martínez, 2012; Arellano, 2016). Inmediatamente antes de la quema, se recogieron muestras (100 g) de cada categoría de combustible en recipientes herméticos. El contenido de humedad del combustible para cada categoría de combustible se obtuvo después del secado en estufa durante 72 h (Hernando, 2009). La humedad del combustible se calculó para las especies *Erica australis* subsp. *aragonensis* (Willk.) y *Ulex gallii* subsp. *breoganii* (Castrov. & Valdés Berm.). Posteriormente, se estimó la carga de combustible para cada categoría utilizando la Ecuación 1. Mientras que la carga total de combustible se obtuvo como la suma de las diferentes categorías de combustible, la proporción de combustible vivo se expresó como la relación entre la carga de combustible vivo y la carga total de combustible. Todos estos trabajos se realizaron únicamente en el área de la quema controlada.

$$FL = \frac{FL_w}{1 + \frac{MC}{100}} \quad (1)$$

Donde FL es la carga total de combustible seco (t/ha), FL_w es la carga de combustible húmedo (t/ha) y MC es el contenido de humedad (%).

4.2.2. Monitorización del fuego

4.2.2.1 Seguimiento del comportamiento del fuego en la quema controlada:

Se utilizó una unidad meteorológica móvil del área de defensa contra incendios forestales del gobierno español para recoger variables meteorológicas a intervalos periódicos durante toda la quema. La quema controlada se inició a las 13 h y duró unas 3 h. La temperatura y la humedad relativa medias fueron de 20,7°C y 32 %, respectivamente, y la velocidad media del viento fue de 5,4 km/h.

Se utilizaron 96 termopares de tipo K para controlar las temperaturas durante el incendio cada segundo. En cada parcela de 10×10 m, se colocaron 12 termopares en dos

grupos de 6, un grupo en la parte superior de la parcela y otro en la parte inferior. De esos 6 termopares, dos se colocaron en la superficie del suelo, dos dentro de la capa orgánica a una profundidad de 2 cm y otros dos en la parte alta del matorral (0.8-1.2 m). Los termopares nos permitieron identificar la velocidad de propagación, la temperatura máxima del fuego y el tiempo de residencia de las llamas. El tiempo de residencia de la llama en la superficie del suelo se calculó como el tiempo con temperaturas superiores a 285°C en los termopares según la temperatura de ignición de la vegetación (Pitts, 2007). En el caso de los termopares dentro de la capa orgánica, el RT se identificó con temperaturas superiores a 60°C (RT60) y superiores a 100°C (RT100). Mientras que el rango de temperatura superior a 60°C se basó en la temperatura letal para el tejido vivo, Vega y col. (2001) y Dehane y col. (2015) identificaron la temperatura de 100°C como el umbral por encima del cual se produce el daño biológico del suelo. En cada una de las parcelas de 10 × 10 m se calcularon los valores medios de la velocidad de propagación, la temperatura máxima del fuego, el tiempo de residencia de la llama, la longitud de la llama y el calor por unidad de superficie.

La velocidad de propagación (R) se calculó a partir de la distancia que se propagó el fuego en un periodo determinado utilizando termopares (Figura 4.3). Las imágenes aéreas digitales del vehículo aéreo no tripulado (octocóptero FV8 con cámara multiespectral Parrot Sequoia) con referencias de hitos nos permitieron estimar la longitud media de la llama (L) para cada parcela (Figura 4.2), en función de la altura y el ángulo de la llama (Ecuación 2).

$$L = \frac{H}{\sin A} \quad (2)$$

Donde L es la longitud de la llama (m), H la altura de la llama (m) y A el ángulo de longitud de la llama (°).



Figura 4.2: Diferentes longitudes de llama

El calor por unidad de superficie (H) se estimó como el producto del consumo de combustible y su calor de combustión (ecuaciones 3 y 4). La intensidad de la línea de fuego (I) se calculó como el producto del calor por unidad de superficie y la velocidad de propagación (Byram, 1959) (Ecuación 5).

La quema controlada se realizó utilizando tres patrones de comportamiento del fuego: comportamiento de cabeza (HB) en la zona inferior, comportamiento de flanco (FB) en la zona media y comportamiento de reclusa (BB) en la zona superior (Figura 4.3). Se calcularon los valores medios de los parámetros de comportamiento del fuego para cada patrón de ignición.

$$H = HC \cdot FC \quad (3)$$

$$FC = FL_{pre} - FL_{post} \quad (4)$$

$$I = HC \cdot FC \cdot R \quad (5)$$

Donde, H es el calor por unidad de superficie (kW/m^2 o kcal/m^2), HC es el calor de combustión (kJ/kg o kcal/kg), FC es el consumo de combustible (kg/m^2), I es la intensidad de la línea de fuego (kW/m) y R es la velocidad de propagación (m/s). Un valor de $18.500 \text{ kJ}/\text{kg}$ es ampliamente utilizado para el calor de combustión de la vegetación (Albini, 1976; Molina y col. 2018).

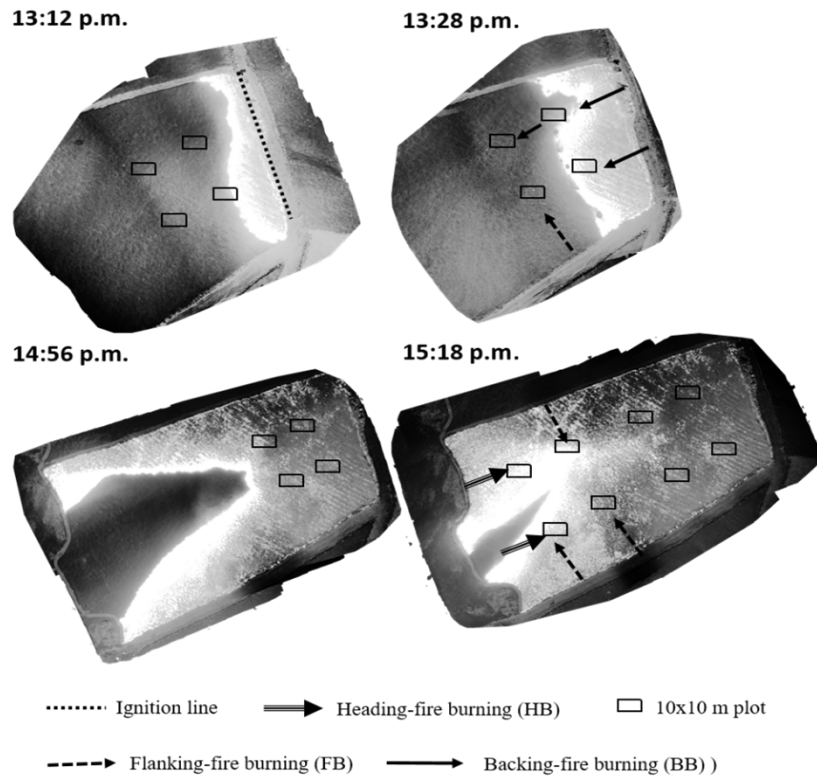


Figura 4.3: Seguimiento de la velocidad de propagación en la quema controlada mediante un vehículo aéreo no tripulado. Propagación temporal del fuego en las parcelas de muestreo (figuras cuadradas) según el comportamiento del fuego (quema de cabeza, quema de flanco y quema de fondo).

4.2.2.2 Seguimiento del comportamiento del fuego en el incendio:

El incendio forestal comenzó el 15 de octubre y duró hasta el 21 de octubre, quemando un total de 3.700 ha. Las condiciones meteorológicas fueron las siguientes: temperatura media de 27,5°C, humedad relativa del 27 % y velocidad media del viento de 23 km/h con rachas de 50-60 km/h (comunicación personal de la Agencia Estatal de Meteorología del Gobierno de España).

Obviamente, los termopares y el vehículo aéreo no tripulado no pudieron utilizarse en el evento del incendio forestal. Así pues, el comportamiento del fuego se estimó utilizando fotografías y vídeos georreferenciados de los bomberos y del primer autor de este trabajo. En este sentido, la velocidad de propagación y la longitud de la llama se calcularon a partir de fotografías y vídeos georreferenciados proporcionados por los bomberos.

El calor por unidad de superficie y la intensidad de la línea de fuego se estimaron de forma similar a la quema controlada (ecuaciones 3, 4 y 5). Durante el incendio forestal, sólo se pudieron identificar dos comportamientos del fuego en el área de estudio adyacente: comportamiento de cabeza (HF) en la parte superior y comportamiento de recula (BF) en la zona media y baja.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 4.4: Diferencias de *smoldering* según la identificación visual en campo: a) 5 % de *smoldering*, b) 20 % de *smoldering*, c) 80 % de *smoldering* y d) 95 % de *smoldering*. Como ejemplo, las diferencias en el color y la estructura del suelo pueden identificarse fácilmente entre la fotografía (a) y la fotografía (d)

4.2.3. Inventario post-fuego

Tras el incendio forestal, el diseño de muestreo llevado a cabo en el área de la quema controlada se replicó en el área adyacente a la quema y afectada por el incendio forestal con ocho parcelas de 10 × 10 m en la zona adyacente al incendio forestal (Figura 4.4). La distancia entre las parcelas era de 40 m. También estaban distanciadas un mínimo de 40 m de distancia del perímetro, eliminando el efecto borde. De forma similar a la quema controlada, cada parcela de 10 × 10 m se dividió en cuatro subparcelas de 5 × 5 m y cinco unidades de muestreo de 1 × 1 m. Tras la quema, se utilizó el mismo método de muestreo destructivo de combustible en unidades de muestreo de 1 × 1 m (cerca a las anteriores al incendio), para estimar las cargas de combustible tras el incendio y la reducción de combustible (%). Además, en cada unidad de muestreo de 1 × 1 m, se midieron 10 diámetros aleatorios de ramas post-incendio (PFD) y 10 alturas aleatorias de ramas post-incendio (PFH) con la ayuda de un calibre digital y una cinta métrica. Por lo tanto, se realizaron 400 mediciones en la zona de quema controlada y otras 400 en la zona de incendio forestal. Por último, el *smoldering* (S) del suelo se identificó *in situ* en cada unidad de muestreo de 1 × 1 m como porcentaje de la superficie de 1 m² (Figura 4.4), de forma similar a otros indicadores visuales de la severidad del suelo (Vega, Fontúrbel, Merino y col. 2013). PFD, PFH y S para cada parcela de 10 × 10 m se calcularon como el valor medio de las cinco unidades de muestreo de 1 × 1 m.

4.2.4. Cálculo de la severidad mediante teledetección

La severidad del fuego se evaluó mediante teledetección calculando el diferencial del Índice normalizado del área quemada (dNBR; Key H y Benson, 2006) utilizando imágenes de Sentinel-2, y el Índice de Quemado Radar (RBR)(Tanase y col. 2015) utilizando el radar de apertura sintética (SAR) de Sentinel-1. El índice dNBR tiene una alta concordancia con las mediciones estimadas en campo de la severidad de las quemadas en ecosistemas ibéricos (Fernández-García y col. 2018). Este índice se basa en la sensibilidad de la reflectancia en el infrarrojo cercano y en el infrarrojo de onda corta a los cambios causados por el fuego en diversas variables de la superficie de la vegetación y del suelo (Key y Ben-

son, 2005). Los valores de dNBR (que oscilan entre -2 y 2) aumentan proporcionalmente a la severidad del fuego, siendo los valores superiores a 0,66 generalmente indicativos de zonas severamente quemadas (Key y Benson, 2005). Para calcular el índice dNBR descargamos las escenas Sentinel-2 1C del 7 de octubre de 2017 (escena previa al incendio) y del 22 de octubre de 2017 (escena posterior al incendio) del Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>). Las escenas se corrigieron atmosféricamente con el algoritmo sen2cor en el software Snap 8.0.0 proporcionado por la Agencia Espacial Europea y, a continuación, todas las bandas se convirtieron a una resolución espacial de 10 m utilizando el *plugin* de resolución Sentinel-2 Super-Resolution en Snap, que es un operador *pan-sharp* que utiliza las bandas de 10 m en lugar de la pancromática. Por último, se calculó el Índice normalizado del área quemada (NBR) para ambas escenas, antes y después del incendio (ecuación 6), y el índice dNBR (ecuación 7) como la diferencia entre antes y después del incendio.

$$NBR = \frac{B8A - B12}{B8A + B12} \quad (6)$$

$$dNBR = NBR_{pre\ fire} - NBR_{post\ fire} \quad (7)$$

Donde NBR es el Índice normalizado del área quemada, B8A y B12 son las bandas 8A y 12 de la escena Sentinel-2 corregidas atmosféricamente y resueltas a 10m, dNBR es el diferencial del Índice normalizado del área quemada

El índice RBR de Sentinel-1 se basa en la retrodispersión SAR de banda C, que es muy sensible a la humedad del suelo (Bai y col. 2019; Bauer-Marschallinger y col. 2019) y a la textura de la vegetación (Rahman y col. 2020). Los datos de radar de banda C pueden penetrar ligeramente en la superficie del suelo (Bai y col. 2019) y, por lo tanto, podrían proporcionar información valiosa sobre la severidad del incendio no solo en la vegetación, sino también en la capa superior del suelo. En general, se ha observado que la retrodispersión del radar en las polarizaciones VV y VH aumenta con la severidad del incendio (Tanase y col. 2015; Lasaponara y Tucci, 2019). Utilizamos imágenes interferométricas de barrido amplio (IW) de Sentinel-1A detectadas en el suelo (GRD) con una resolución

espacial de 10 m y polarización dual del 7 de octubre de 2017 (escena previa al incendio) y del 22 de octubre de 2017 (escena posterior al incendio) obtenidas del Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>). A continuación, las escenas Sentinel-1A se preprocesaron en Snap siguiendo las recomendaciones de Filipponi (2019) y Liu y col. (2019). El flujo de preprocesamiento consistió en aplicar archivos de órbita actualizados para mejorar la precisión del estado orbital de las escenas, una eliminación del ruido térmico, una eliminación del ruido de borde, una calibración para convertir los valores de píxel en retrodispersión calibrada radiométricamente, un filtro de moteado utilizando el algoritmo refinado de Lee, un aplanamiento del terreno y una corrección del terreno para eliminar las variaciones en la retrodispersión consecuencia de las variaciones topográficas, y la conversión de las imágenes preprocesadas a unidades dB. Finalmente, calculamos el RBR utilizando las polarizaciones VH (RBRVH) y VV (RBRVV) de las escenas Sentinel-1 de acuerdo con la Ecuación 8.

$$RBR = \frac{FB_{pre}}{FB_{post}} \quad (8)$$

Donde RBR es el Índice de quemado Radar, y la retrodispersión pre (FB_{pre}) y post-fuego (FB_{post}) son la retrodispersión medida en dB de las escenas pre-procesadas de Sentinel-1 en polarizaciones VH o VV.

4.2.5. Análisis estadístico

Se utilizó la prueba de Shapiro para comprobar la distribución normal de las variables y elegir entre pruebas paramétricas (distribución normal) o no paramétricas (distribución no normal). Si se observaban diferencias significativas ($p < 0,05$) en las características del combustible, se utilizaba la prueba de Duncan (prueba paramétrica) o la prueba de Mann-Whitney y Wilcoxon (prueba no paramétrica) para identificar las diferencias entre las áreas de quema controlada y en el área de estudio del incendio forestal. Además, todas las parcelas en la quema controlada y en las zonas de incendio forestal se clasificaron en función del comportamiento del fuego (cabeza, flanco y recula) utilizando el conjunto de datos generado por la monitorización del comportamiento del fuego y la descripción del personal de extinción en el incendio forestal. Posteriormente, se utilizó el test

de Duncan ($F; p < 0,05$) o el test de Mann-Whitney-Wilcoxon ($Z; p < 0,05$) para identificar diferencias significativas en el consumo del combustible (PFL y FR), comportamiento del fuego (R, L, T, H, I, RT, RT60, y RT100), y parámetros de severidad del fuego (CBI_s , $CBI_{sR_{SR}}$, CBI_t , FS_s , $FSSR$, FST , S , PFD , y PFH) entre la quema controlada y el área de estudio del incendio forestal. Además, la relación entre las mediciones de campo y los parámetros de teledetección de la severidad del incendio medidos tanto en la quema controlada como en el incendio forestal (CBI_s , $CBI_{sR_{SR}}$, CBI_t , S , PFD , PFA , $dNBR$, $RBRVH$ y $RBRVv$) se evaluó mediante el coeficiente de correlación de Spearman, y las diferencias entre la quema controlada y el área estudiada en el incendio forestal se analizaron mediante el test de Duncan o el test de Mann-Whitney-Wilcoxon. A continuación, se utilizó el test de Duncan (paramétrico) o el test de Mann-Whitney y Wilcoxon (no paramétrico) para comparar los diferentes comportamientos del fuego en ambas áreas.

4.3. Resultados

4.3.1. Vegetación y caracterización de combustibles

Los datos de los inventarios destructivos de combustible previos al incendio no revelaron diferencias significativas entre las áreas de quema controlada y de incendio forestal en relación con la carga de combustible (FL), la carga de combustible muerto (DFL) o la carga de combustible vivo (LF) (Tabla 4.1). La FL osciló entre 25,6 t/ha y 38,2 t/ha en el área de quema controlada, y entre 31,8 t/ha y 34,1 t/ha en el área de incendio forestal (Tabla 4.1). El DFL varió entre 10,0 t/ha y 16,9 t/ha en el área de quema controlada, y entre 13,8 t/ha y 14,9 t/ha en el área de incendio forestal (Tabla 4.1). El porcentaje de combustible vivo osciló entre el 56,5 % y el 62,4 % en ambas áreas (Tabla 4.1).

El contenido de humedad del combustible fino (FFMC) se midió en un 15 % en la quema controlada según las mediciones de campo. En la zona del incendio forestal no se pudieron tomar muestras de campo, por lo que el FFMC se estimó entre el 5 % y el 7 % utilizando datos de temperatura y humedad relativa (USDA Forest Service, 2014). Utilizando este mismo método, se estimó que el FFMC de la quema controlada se situaba entre el 10 % y el 12 %. La humedad del combustible vivo varió entre el 68,2 % (*Erica australis* subsp. *aragonensis*) y el 88 % (*Ulex gallii* subsp. *breoganii*) en la quema controlada según las medidas de campo.

Tabla 4.1: Características medias del combustible (\pm desviación estándar) para la quema controlada y el incendio forestal. Los valores medios de una fila seguidos de la misma letra no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). HB es el comportamiento de cabeza en la quema controlada, FB es el comportamiento de flanco en la quema controlada, BB es el comportamiento de reclusa en la quema controlada, HF es el comportamiento de cabeza en el incendio forestal, BF es el comportamiento de reclusa en el incendio, FL es la carga total de combustible, DFL es la carga de combustible muerto, LF es el porcentaje de combustible vivo.

Variable	HB	FB	BB	HF	BF
FL(t/ha)	25.69(\pm 8.47) ^a	28.25(\pm 13.86) ^a	38.18(\pm 9.80) ^a	34.15(\pm 9.89) ^a	31.76(\pm 12.85) ^a
DFL (t/ha)	10.01(\pm 5.31) ^a	12.10(\pm 6.70) ^a	16.90(\pm 5.99) ^a	14.95(\pm 7.00) ^a	13.83(\pm 6.24) ^a
LF (%)	62.39(\pm 8.31) ^a	57.99(\pm 6.98) ^a	56.49(\pm 5.97) ^a	57.40(\pm 8.15) ^a	57.19(\pm 5.91) ^a

4.3.2. Comportamiento y severidad del fuego en la quema controlada

Se encontraron diferencias significativas en los parámetros de comportamiento del fuego al comparar los tres patrones de comportamiento. La velocidad de propagación (R) mostró diferencias significativas entre el comportamiento de cabeza (HB) y el comportamiento de flanco (FB) ($F = 26,01$; $p < 0,05$), entre el comportamiento de cabeza (HB) y el comportamiento de reclusa (BB) ($F = 9,56$; $p < 0,05$), y entre el fuego de flanco (FB) y el fuego de reclusa (BB) ($F = 1,9$; $p < 0,05$). La velocidad de propagación (R) fue la más lenta en BB (0,72 m/min), la más rápida en HB (3,98 m/min) e intermedia en FB (2,11 m/min; Tabla 4.2). También se encontraron diferencias significativas ($F = 0,77$; $p < 0,05$) para la longitud de llama (L) entre el comportamiento de cabeza en la quema (HB) y el resto de patrones de comportamiento del fuego. La longitud de llama (L) alcanzó valores entre 3,9 m (FB) y 8,6 m (HB) (Tabla 4.2). No se observaron diferencias significativas para la temperatura (T), que se situó entre 726°C y 876°C (Tabla 4.2). Tampoco hubo diferencias significativas en el calor por unidad de superficie (H), que osciló entre 10.825 kcal/m² (HB) y 16.443 kcal/m² (BB) (Tabla 4.2). La intensidad lineal de fuego (I) varió significativamen-

Tabla 4.2: Valores medios de comportamiento del fuego (\pm desviación estándar) para la quema controlada. Los valores medios de una fila seguidos de la misma letra no difieren significativamente ($p > 0,05$). HB es el comportamiento de cabeza en la quema controlada, FB es el comportamiento de flanco en la quema controlada, BB es el comportamiento de reclusa en la quema controlada, R es la velocidad de propagación, L es la longitud de llama, T es la temperatura máxima, H es el calor por unidad de superficie, I es la intensidad lineal de fuego, RT es el tiempo de residencia de la llama, RT60 es el tiempo de residencia de la llama por encima de 60°C y RT100 es el tiempo de residencia de la llama por encima de 100°C

Variable	HB	FB	BB
R (m/min)	3.98(\pm 0.82) ^a	2.11(\pm 0.19) ^b	0.72(\pm 0.35) ^c
L (m)	8.6(\pm 0.28) ^a	3.90(\pm 0.42) ^b	4.90(\pm 1.31) ^b
T (°C)	875.62(\pm 5.12) ^a	848.31(\pm 77.95) ^a	725.89(\pm 122.61) ^a
H (kcal/m ²)	10,825.65(\pm 3563.18) ^a	11,953.57(\pm 5919.34) ^a	16,443.15(\pm 4445.94) ^a
I (kW/m)	3,052.32(\pm 1580.11) ^b	1,719.62(\pm 847.56) ^{a,b}	779.76(\pm 392.37) ^a
RT (s)	229.00(\pm 55.15) ^a	270.25(\pm 94.97) ^a	559.00(\pm 490.64) ^b
RT60 (s)	2,137.50(\pm 792.38) ^a	2,823.15(\pm 765.43) ^a	7,688.75(\pm 1.469.07) ^b
RT100 (s)	426.50(\pm 124.76) ^a	447.84(\pm 139.53) ^a	973.50(\pm 1.513.44) ^a

te ($F = 5,72; p < 0,05$) entre el comportamiento de cabeza (HB), el comportamiento de flanco (FB) y el comportamiento de recula (BB), oscilando entre 779,76 kw/m (BB) y 3.052 kw/m (HB) (Tabla 4.2). En cuanto al tiempo de residencia de la llama (RT), se encontraron diferencias significativas ($F = 21,81; p < 0,1$) entre BB (559 s) y HB y BB (229 s y 270 s, respectivamente). El tiempo de residencia en el fuego de retroceso fue el doble que en los otros dos patrones de comportamiento (Tabla 4.2). Estas diferencias significativas también se observaron en el tiempo de residencia $>60^{\circ}\text{C}$ (RT60) dentro de la capa orgánica, que fue tres veces mayor en el comportamiento de recula en la quema (BB) que en los otros patrones de comportamiento. No se observaron diferencias significativas en el tiempo de residencia $>100^{\circ}\text{C}$ (RT100), probablemente debido a su alta varianza (Tabla 4.2). Sin embargo, las parcelas sometidas a comportamiento de recula (BB) alcanzaron más del doble de los valores de RT100 en relación con los otros patrones de comportamiento (Tabla 4.2).

No hubo diferencias estadísticamente significativas en el índice compuesto de quemado (CBI), ni para los estratos individuales suelo (CBRS) y arbustivo (CBRSR), ni para los valores totales de CBI en relación con los patrones de comportamiento del fuego (Tabla 4.3). Mientras que el CBI_s osciló entre 2,13 (BB) y 2,62 (HB), el CBI_{sr} varió entre 2,59 (FB) y 2,75 (HB). El CBI_t alcanzó un valor máximo de 2,68 (HB). Los resultados obtenidos utilizando la clasificación de Miller y Thode (2007) no difirieron significativamente de los valores obtenidos utilizando la clasificación de Key y Benson (2005) (Tabla 4.3). Solo se encontraron diferencias significativas ($F = 1,49; p < 0,05$) para el CBI_t cuando se utilizó la clasificación de Montealegre y col. (2017). En este caso, el CBI_t fue significativamente mayor en las parcelas HB que en las parcelas FB y BB (Tabla 4.3). Por último, observamos diferencias significativas ($Z = -3,49; p < 0,05$ y $Z = -3,37; p < 0,05$) en el porcentaje de *smoldering* (S) entre los tres patrones de comportamiento del fuego. Los valores más altos se observaron en el comportamiento de cabeza (HB), alcanzando el 80 % de la superficie quemada afectada por este patrón y los más bajos en el comportamiento de flanco ($<2\%$; Tabla 4.3).

Tabla 4.3: Valores medios de severidad del fuego (\pm desviación estándar) para la quema controlada. Los valores medios de una fila seguidos de la misma letra no difieren significativamente ($p > 0,05$). HB es el comportamiento de cabeza en la quema controlada, FB es el comportamiento de flanco en la quemacontrolada, BB es el comportamiento de recula en la quema controlada, CBI_S es el CBI en el estrato suelo, CBI_{SR} es el CBI en el estrato matorral, CBI_T es el valor medio de CBI_S y CBI_{SR} , $FS_{S \text{ Miller and Thode}}$ es el valor CBI_S usando la clasificación Miller y Thode (2007), $FS_{SR \text{ Miller and Thode}}$ es el valor CBI_{SR} usando la clasificación Miller y Thode (2007), $FS_{T \text{ Miller and Thode}}$ es el valor medio de CBI_S y CBI_{SR} usando la clasificación Miller y Thode (2007), $FS_{S \text{ Montealegre}}$ es el valor CBI_S usando la clasificación Montealegre y col. (2017), $FS_{SR \text{ Montealegre}}$ es el valor CBI_{SR} usando la clasificación Montealegre y col. (2017), $FS_{T \text{ Montealegre}}$ es el valor medio entre CBI_S y CBI_{SR} usando la clasificación Montealegre y col. (2017), S es el porcentaje de *smoldering*, PFD es el diámetro apical post fuego y PFH es la altura apical post fuego, dNBR es el diferencial del índice normalizado de área quemada, RBR_{VH} es el índice de quemado radar y polarización VH y RBR_{VV} es el índice de quemado radar y polarización VV.

Variable	HB	FB	BB
CBI_S	2.62(± 0.53) ^a	2.21(± 0.54) ^a	2.13(± 0.08) ^a
CBI_{SR}	2.75(± 0.35) ^a	2.59(± 0.12) ^a	2.61(± 0.10) ^a
CBI_T	2.68(± 0.08) ^a	2.40(± 0.26) ^a	2.37(± 0.06) ^a
$FS_{S \text{ Miller and Thode}}$	2.50(± 0.70) ^a	2.25(± 0.50) ^a	2.33(± 0.57) ^a
$FS_{SR \text{ Miller and Thode}}$	3.00(± 0.00) ^a	3.00(± 0.00) ^a	3.00(± 0.00) ^a
$FS_{T \text{ Miller and Thode}}$	3.00(± 0.00) ^a	2.75(± 0.95) ^a	3.00(± 0.00) ^a
$FS_{S \text{ Montealegre}}$	3.50(± 0.70) ^a	2.75(± 0.95) ^a	3.00(± 0.00) ^a
$FS_{SR \text{ Montealegre}}$	3.50(± 0.70) ^a	3.50(± 0.57) ^a	3.60(± 0.57) ^a
$FS_{T \text{ Montealegre}}$	4.00(± 0.00) ^a	3.25(± 0.50) ^b	3.00(± 0.00) ^b
S (%)	80.00(± 0.00) ^a	1.78(± 2.48) ^b	10.00(± 8.45) ^c
PFD (mm)	6.34(± 2.43) ^a	5.87(± 1.8) ^a	7.76(± 2.97) ^b
dNBR	0.88(± 0.00) ^a	0.86(± 0.04) ^a	0.84(± 0.04) ^a
RBR_{VH}	0.88(± 0.51) ^a	0.91(± 0.14) ^a	1.03(± 0.17) ^a
RBR_{VV}	0.38(± 0.17) ^a	0.43(± 0.10) ^a	0.53(± 0.03) ^a

En el caso del diámetro apical post-incendio (PFD), se encontraron diferencias significativas ($Z = -6,25; p < 0,05$) entre el comportamiento de reclusa (BB) y los otros dos patrones de comportamiento (Tabla 4.3). Mientras que la mayor (PFD) estaba relacionada con el BB (7,76 mm), la menor PFD se registró en el incendio con fuego de flanco (FB) (5,87 mm) (Tabla 4.3). Finalmente, hubo diferencias significativas en la altura apical tras el incendio (PFH) ($Z = -3,88; p < 0,05$) entre la quema de flancos (FB) y el resto de patrones de comportamiento (BB Y HB) .

4.3.3. Comportamiento y severidad del fuego en el incendio

La velocidad de propagación (R) fue significativamente mayor ($Z = -1,96; p < 0,05$) para el comportamiento de cabeza (HF) (38,8 m/min) que para el comportamiento de reclusa (BF) (5,56 m/min) (Tabla 4.4). También se observaron diferencias significativas en la longitud de la llama (L) ($F = 1,38; p < 0,05$) y la intensidad lineal del fuego (I) ($F = 6,32; p < 0,05$) entre los dos comportamientos del fuego. La longitud de la llama osciló entre 6,5 m (BF) y 12,9 m (HF) y la intensidad lineal del fuego entre 5.298 kW/m para el fuego de reclusa y 39.751 kW/m para el fuego de cabeza, respectivamente (Tabla 4.4). Aunque no se utilizaron termopares en la zona del incendio forestal, el tiempo de residencia de la llama (TR) se estimó como mínimo en 200-250 s a partir de los vídeos proporcionados por los bomberos.

Tabla 4.4: Parámetros medios de comportamiento y severidad del incendio (\pm desviación estándar) para el incendio forestal. Los valores medios de una fila seguidos de la misma letra no difieren significativamente ($p > 0,05$). HF es el comportamiento de cabeza en el incendio forestal, BF es el comportamiento de recula en el incendio R es la velocidad de propagación, L es la longitud de de llama, H es el calor por unidad de área, I es la intensidad lineal de fuego, S es el porcentaje de *smoldering*, CBI_s es el CBI en estrato suelo, CBI_{SR} es el CBI en el estrato matorral, CBI_T es el valor medio entre CBI_s and CBI_{SR}, PFD es el diámetro apical post fuego y PFH es la altura apical post fuego, dNBR el diferencial del índice normalizado de área quemada , RBR_{VH} es el índice de quemado radar y polarización VH , y RBR_{VV} es el índice de quemado radar y polarización VV.

Variables	HF	BF
R (m/min)	38.8(\pm 20.88) ^a	5.56(\pm 1.75) ^b
L (m)	12.93(\pm 2.77) ^a	6.50(\pm 1.35) ^b
H (kcal/m ²)	14.952(\pm 4.334.49) ^a	13,909.03(\pm 5,627.85) ^a
I (kW/m)	31,912.50(\pm 1.144.63) ^a	4,774.23 (\pm 2,412.64) ^b
S (%)	95.00(\pm 0.05) ^a	95.00(\pm 0.10) ^a
CBI _s	2.81(\pm 0.05) ^a	2.82(\pm 0.18) ^a
CBI _{SR}	3.00(\pm 0.00) a	3.00(\pm 0.00) ^a
CBI _T	2.90 (\pm 0.02) ^a	2.91(\pm 0.09) ^a
PFD (mm)	10.97(\pm 3.30) ^a	12.45(\pm 3.73) ^b
dNBR	0.81(\pm 0.00) ^a	0.78(\pm 0.06) ^a
RBR _{VH}	1.04(\pm 0.05) ^a	1.02(\pm 0.22) ^a
RBR _{VV}	0.54(\pm 0.41) ^a	0.55(\pm 0.23) ^a

El porcentaje de *smoldering* (S) fue muy homogéneo en el área del incendio, independientemente del comportamiento del fuego, mostrando un valor medio del 95 % (Tabla 4.4). De forma similar a la quema controlada, no hubo diferencias estadísticamente significativas en el CBI, ni para los estratos individuales (suelo y matorral) ni para el valor total. El dNBR mostró un valor medio de 0,78 indicando una severidad alta (Tabla 4.4). No se encontraron variaciones en la retrodispersión del radar en polarización VH con respecto a la situación previa al incendio (RBR_{VH} = 1,02), mientras que la retrodispersión del radar en polarización VV disminuyó en gran medida en la zona del incendio forestal

($RBR_{vH} = 0,55$) (Tabla 4.4). No se encontraron diferencias en los índices dNBR y RBR entre los comportamientos del fuego en el incendio forestal (Tabla 4.4). Sin embargo, se encontraron diferencias significativas ($Z = -2,86; p < 0,05$) en el diámetro apical post-fuego (PFD) entre los dos comportamientos (HF y BF), oscilando entre 10,97 mm (HF) y 12,45 mm (BF) (Tabla 4.4).

4.3.4. Análisis comparativo quema controlada e incendio forestal

En cuanto a los parámetros de comportamiento del fuego, se identificó una diferencia en el contenido de humedad del combustible fino (FFMC) del 5 % entre la quema controlada y el incendio forestal. La velocidad del viento también fue cuatro veces superior durante el incendio forestal que durante la quema controlada. La velocidad media de propagación (R) de la quema controlada (2,3 m/min) fue casi diez veces inferior a la del incendio forestal (22,18 m/min) ($Z = -3,06; p < 0,05$) (Tabla 4.5). También se observaron diferencias significativas en la longitud de la llama (L) ($Z = -2,24; p < 0,05$) y la intensidad de la línea de fuego (I) ($Z = -2,88; p < 0,1$). La longitud media de la llama (L) fue de 5,26 m en la quema controlada y casi el doble (9,72 m) en el incendio forestal (Tabla 4.5).

La intensidad media de la línea de fuego (I) fue de 1.702,5 kW/m en la quema controlada y de 11.558,8 kW/m en el incendio forestal (Tabla 4.5). Por lo tanto, la velocidad de propagación (R) y la intensidad lineal de fuego (I) fueron unas 10 veces mayores durante el incendio forestal que durante la quema controlada. No se detectaron diferencias significativas en el calor por unidad de superficie (H), el consumo de combustible (FC) o la carga de combustible tras el incendio (PFL) entre los dos tipos de fuego. Aunque la reducción de combustible (FR) fue muy alta en todos los casos, se encontraron diferencias significativas ($Z = -3,33; p < 0,05$) entre el área del incendio forestal (97,3 %) y el área de la quema controlada (94,3 %) (Tabla 4.5).

En cuanto a los parámetros de severidad del fuego, el CBI fue significativamente mayor en el incendio forestal que en la quema controlada, tanto para los estratos individuales: suelo ($Z = -2,13; p < 0,05$) y matorral ($Z = -3,36; p < 0,05$), como para el valor total ($F =$

Tabla 4.5: Análisis comparativo de los parámetros de comportamiento y severidad del fuego entre la quema controlada y el incendio forestal. La media y la desviación estándar de los diferentes parámetros se calcularon a partir de las ocho parcelas (10 × 10 m) de cada una de las dos áreas quemadas. Los valores medios de una fila seguidos de la misma letra no difieren significativamente ($p > 0,05$). R es la velocidad de propagación, L es la longitud de llama, H es el calor por unidad de área, I es la intensidad lineal de fuego, FC es el consumo de combustible, PFL es la carga de combustible tras el incendio, FR es la reducción de combustible, CBI_s es el CBI en estrato suelo, CBI_{SR} es el CBI en el estrato matorral, CBI_T es el valor medio entre CBI_s and CBI_{SR}, S es el porcentaje de smoldering, PFD es el diámetro apical post fuego, dNBR es el diferencial del índice normalizado de área quemada, RBR_{VH} es el índice de quemado radar y polarización VH, y RBR_{VV} es el índice de quemado radar y polarización VV.

Variable	Quema controlada	Incendio forestal
R (m/min)	2.34(±1.03) ^a	22.18(±22.51) ^b
L (m)	5.26(±2.03) ^a	9.72(±4.03) ^b
H (kcal/m ²)	13,199.45(±5,079.23) ^a	14,430.51(±5,316.80) ^a
I (kW/m)	1,702.5(±1.181.06) ^a	11,558.80(±12,734.33) ^b
FC (t/ha)	29.33(±11.28) ^a	31.49(±11.23) ^a
PFL(t/ha)	1.63(±0.53) ^a	0.87(±0.31) ^a
FR (%)	94.33(±1.24) ^a	97.30(±0.10) ^b
CBI _s	2.28(±0.43) ^a	2.82(±0.16) ^b
CBI _{SR}	2.64(±0.17) ^a	3.00(±0.00) ^b
CBI _T	2.46 (±0.21) ^a	2.91(±0.08) ^b
S (%)	16.91(±27.47) ^a	95.00(±0.00) ^b
PFD (mm)	6.61(±2.54) ^a	12.08(±3.68) ^b
dNBR	0.86 (±0.04) ^a	0.78(±0.05) ^b
RBR _{VH}	0.95(±0.15) ^a	1.02(±0.19) ^a
RBR _{VV}	0.47 (±0.08) ^a	0.55(±0.25) ^a

5,89; $p < 0,05$). El *smoldering* (S) fue mucho mayor y más homogéneo para el incendio forestal (95 %) que para la quema controlada (16,9 %) ($Z=-8,07$; $p < 0,05$). Los valores del diámetro de la rama tras el incendio (PFD) también fueron significativamente mayores para el incendio forestal que para la quema controlada ($Z = -19,19$; $p < 0,05$) (Tabla 4.5). Por el contrario, el índice dNBR fue significativamente mayor en la quema controlada que en el incendio forestal ($F = 11,36$; $p < 0,05$), mientras que no se encontraron diferencias entre RBR_{vH} y RBR_{vW} (Tabla 4.5).

Como ejemplo de CBI, el CBI_T para el comportamiento del fuego de cabeza fue de 2,68 y 2,90 para la quema controlada y el incendio forestal, respectivamente (Tabla 4.6). El porcentaje de *smoldering* (S) y el diámetro post-incendio (PFD) también mostraron diferencias entre los comportamientos del fuego (Tabla 4.6). Aunque los valores de PFD fueron también muy dependientes del tipo de fuego (quema controlada e incendio forestal), el PFD del incendio forestal tuvo mayores diámetros post-incendio (Tabla 4.6). Se observaron diferencias significativas en la altura apical tras el incendio (PFH) ($Z=-3,88$; $p < 0,05$) entre la quema de flancos (FB) y el resto de patrones de comportamiento (Tabla 4.6). Por el contrario, no hemos encontrado diferencias significativas entre los comportamientos del fuego en relación a las tres métricas de severidad estudiadas mediante métodos de teledetección (dNBR, RBR_{vH} y RBR_{vW}) (Tabla 4.6). En este sentido, el análisis de correlación entre las medidas de severidad de la quema (Figura 4.5) mostró que, en general, las medidas de campo estaban significativa y positivamente correlacionadas entre ellas, excepto para el caso de PFH. Sin embargo, se encontró una relación inversa entre dNBR y varias medidas de campo de la severidad del incendio (CBI_{SR} , CBI_T , S y PFD). Los resultados también mostraron que los índices RBR no estaban significativamente correlacionados con ninguna otra medida de la severidad del incendio.

Tabla 4.6: Análisis comparativo de los patrones de comportamiento y de las métricas de severidad entre la quema controlada y el incendio forestal. La media y la desviación estándar de los diferentes parámetros se calcularon a partir de las ocho parcelas (10 × 10 m) de cada una de las dos áreas quemadas. Los valores medios de una fila seguidos de la misma letra no difieren significativamente ($p > 0,05$). HB es el comportamiento de cabeza en la quema controlada, FB es el comportamiento de flanco en la quema controlada, BB es el comportamiento de reclusa en la quema controlada, HF es el comportamiento de cabeza en el incendio forestal, BF es el comportamiento de reclusa en el incendio forestal, R es la velocidad de propagación, L es la longitud de llama, H es el calor por unidad de superficie, I es la intensidad lineal de fuego, FC es el consumo de combustible, PFL es la carga de combustible tras el incendio, FR es la reducción de combustible, CBI_s es el CBI en estrato suelo, CBI_{SR} es el CBI en el estrato matorral, CBI_r es el valor medio entre CBI_s and CBI_{SR}, S es el porcentaje de smoldering PFD es el diámetro apical post fuego y PFH es la altura apical post fuego, dNBR el diferencial del índice normalizado de área quemada, RBR_{VH} es el índice de quemado radar y polarización VH, y RBR_{VV} es el índice de quemado radar y polarización VV.

Variables	Quema controlada			Incendio forestal	
	HB	FB	BB	HF	BF
R (m/min)	3,98(±0,82) ^a	2,11(±0,19) ^b	0,72(±0,35) ^c	38,8(±20,88) ^d	5,56(±1,75) ^e
L (m)	8,6(±0,28) ^a	3,90(±0,42) ^b	4,90(±1,31) ^b	12,93(±2,77) ^c	6,50(±1,35) ^{ab}
H (kcal/m ²)	10825,65(±3563,18) ^a	11953,57(±5919,34) ^a	16443,15(±5919,34) ^a	14952(±4334,49) ^a	13909,03(±5627,85) ^a
I (kW/m)	3052,32(±1580,11) ^a	1719,62(±847,56) ^{ab}	779,76(±392,37) ^b	31,912.50(±1.144.63) ^a	4,774.23 (±2,412.64) ^b
FC (t/ha)	24.06(±7.91) ^a	26.56(±13.15) ^a	36.54(±9.88) ^a	33.22(±9.63) ^a	30.90(±12.50) ^a
PFL(t/ha)	1.63(±0.55) ^a	1.69(±0.71) ^a	1.64(±0.42) ^a	0.92(±0.26) ^a	0.85(±0.34) ^a
FR (%)	93.65(±0.06) ^a	93.84(±0.62) ^a	95.45(±1.66) ^{ab}	97.30(±0.00) ^b	97.30(±0.00) ^b
CBI _s	2.62(±0.53) ^a	2.21(±0.54) ^a	2.13(±0.08) ^a	2.81(±0.05) ^b	2.82(±0.18) ^b
CBI _{SR}	2.75(±0.35) ^a	2.59(±0.12) ^a	2.61(±0.10) ^a	3.00(±0.00) ^b	3.00(±0.00) ^b
CBI _r	2.68(±0.08) ^a	2.40(±0.26) ^a	2.37(±0.06) ^a	2.90 (±0.02) ^b	2.91(±0.09) ^b
S (%)	80,00(±0,00) ^a	1,78(±2,48) ^b	10,00(±8,45) ^c	95,00(±0,00) ^d	95,00(±0,00) ^d
PFD (mm)	6,34(±2,43) ^a	5,87(±1,8) ^a	7,76(±2,97) ^b	10,97(±3,30) ^c	12,45(±3,73) ^d
PFH (cm)	5.48(±2.13) ^{ab}	6.58(±4.55) ^b	4.43(±2.63) ^a	5.77(±3.71) ^{ab}	6.28(±4.54) ^b
dNBR	0.88(±0.00) ^a	0.86(±0.04) ^a	0.84(±0.04) ^a	0.81(±0.00) ^a	0.78(±0.06) ^a
RBR _{VH}	0.88(±0.51) ^a	0.91(±0.14) ^a	1.03(±0.17) ^a	1.04(±0.05) ^a	1.02(±0.22) ^a
RBR _{VV}	0.38(±0.17) ^a	0.43(±0.10) ^a	0.53(±0.03) ^a	0.54(±0.41) ^a	0.55(±0.23) ^a

En este sentido, tampoco se encontraron variaciones significativas para el consumo de combustible (FC) y la carga de combustible post-incendio (PFL) entre los diferentes patrones de comportamiento entre los dos tipos de fuegos (Tabla 4.6). El FC más alto se encontró para BB (36,54 t/ha) y el más bajo para HB (24,06 t/ha). Aunque no hubo diferencias significativas, la carga de combustible post-incendio (PFL) fue menor para el incendio forestal (0,9 t/ha) que para la quema controlada (1,6 t/ha) (Tabla 4.6).

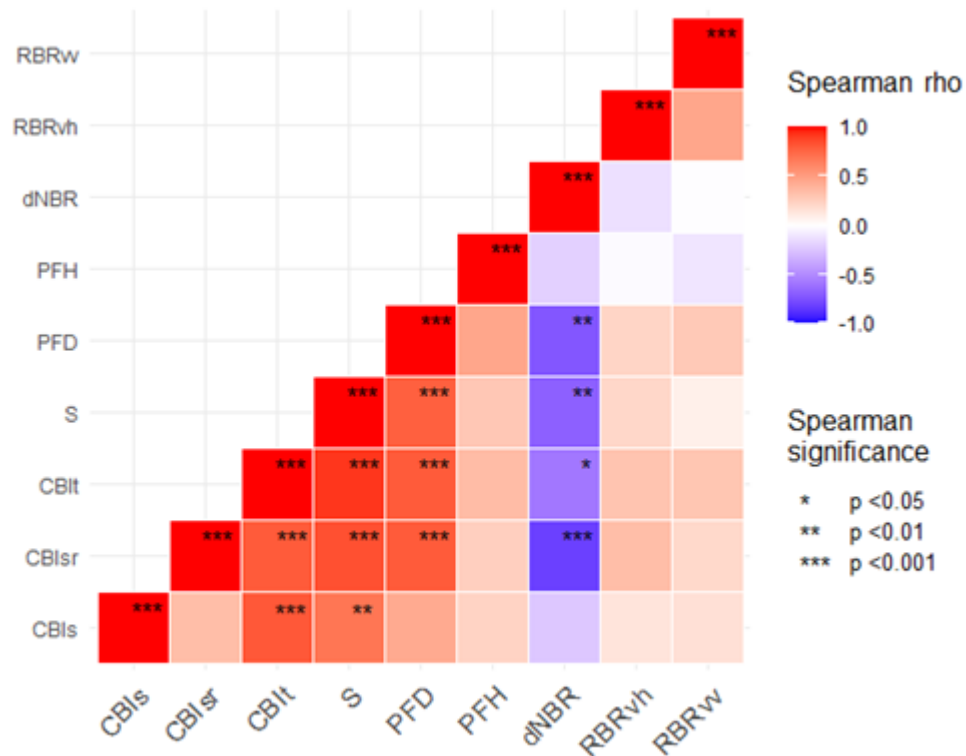


Figura 4.5: Matriz de correlación entre las medidas de severidad del fuego de todas las parcelas de 10 m × 10 m analizadas en este estudio (n=16). CBI_s es el CBI en estrato suelo, CBI_{sr} es el CBI en el estrato matorral, CBI_t es el valor medio entre CBI_s and CBI_{sr}, S es el porcentaje de *smoldering* PFD es el diámetro apical post fuego y PFH es la altura apical post fuego, dNBR es el diferencial del índice normalizado de área quemada, RBR_{VH} es el índice de quemado radar y polarización VH, y RBR_{VV} es el índice de quemado radar y polarización VV

4.4. Discusión

El año del estudio, 2017, fue muy seco y caluroso en el Noroeste de la Península Ibérica, lo que contribuyó a que esa temporada de incendios forestales fuera una de las peores de las últimas décadas (Fernández-García y col. 2019). Las condiciones meteorológicas en el momento tanto de la quema controlada como del incendio forestal fueron muy favorables para la propagación del fuego. Además de las condiciones climáticas y meteorológicas mencionadas, es importante señalar que los matorrales atlánticos, dominados por *Ulex* spp. y *Erica* spp., se caracterizan por una alta inflamabilidad durante todo el año (Hernando, 2009). Esto se debe en parte a la muy alta contribución de combustible muerto (DFL), por ejemplo, en nuestro estudio, los valores de DFL fueron muy altos, 42 % \pm 2 %, y consistentes con otros estudios de matorrales de aulaga (De Luis y col. 2004). Estos valores son muy superiores a los de los matorrales mediterráneos que son los utilizados para los modelos estándar de combustible (Rodríguez y Silva y Molina-Martínez, 2012). Este hecho puede llevar a que los modelos estándar de combustible infravaloren la inflamabilidad para estos matorrales atlánticos.

Considerando que el área de la quema controlada y el área contigua a la misma afectada por el incendio forestal eran muy similares en términos de carga de combustible y composición de especies (sin diferencias significativas; (Tabla 4.5), las diferencias observadas en el comportamiento del fuego pueden atribuirse a un menor contenido de humedad del combustible fino (FFMC) (Rothermel, 1972; Matthews, 2014), mayores velocidades del viento y un frente de fuego más amplio durante el incendio forestal (Vega y col. 2001; Anderson y col. 2015). La velocidad de propagación (R), la longitud de la llama (L) y la intensidad de la línea de fuego (I) fueron extremadamente altas durante el incendio forestal, por lo que el comportamiento del incendio observado superó la capacidad de extinción (Xanthopoulos y col. 2019).

En relación con el cálculo de la severidad del fuego mediante teledetección, los resultados dependieron en gran medida de la metodología utilizada. Empleando la categorización estándar de CBI de (Key y Benson, 2005), cuando se utilizaron los umbrales de (Key y Benson, 2005; Miller y Thode, 2007), no se encontraron diferencias en CBI entre

los dos áreas o entre los diferentes comportamientos del fuego, probablemente debido a que estos umbrales se establecieron para ambientes mediterráneos. Sin embargo, cuando se utilizó la clasificación de CBI propuesta por Montealegre y col. (2017) en ambientes atlánticos, se encontraron diferencias significativas entre los distintos comportamientos del fuego en la quema controlada. El diámetro de rama post-incendio (PFD) también se utiliza como criterio fiable para identificar la severidad del incendio (Pérez y Moreno, 1998; Keeley y col. 2008). Un mayor PFD en el área afectada por el incendio indica un incendio más severo en términos de impacto sobre la vegetación que en la quema controlada.

El Smoldering (S) es un buen indicador de la severidad del incendio en suelos con suficiente materia orgánica para sufrir este proceso, como es el caso del área de estudio (Vega, Fontúrbel, Merino y col. 2013). El incendio forestal se tradujo en porcentajes mucho mayores de smoldering y, como consecuencia, un alto consumo de materia orgánica del suelo, lo que puede conducir a un daño sustancial del suelo, la erosión del suelo y las emisiones de carbono (Santín y col. 2016; Pereira y col. 2019). Encontramos que la quema controlada de intensidad alta-moderada tuvo un menor impacto en el suelo que el incendio forestal, aunque el smoldering en el comportamiento de cabeza en la quema también fue alto.

Nuestro estudio encontró una discrepancia entre las medidas de severidad obtenidas en campo y las obtenidas mediante métricas de detección remota (dNBR, RBRVH y RBRVV). Este resultado se puede atribuir a la combustión total de la vegetación fotosintética dentro de los dos sitios estudiados, lo que podría contribuir a bajas diferencias en los valores de reflectancia y retrodispersión. Esto sugiere que las métricas de detección remota estudiadas no son precisas a la hora de identificar las variables que diferenciaban principalmente las áreas quemadas en términos de severidad (es decir, S y PFD). En este sentido, trabajos previos han informado que el índice espectral dNBR es más sensible a cambios en la vegetación fotosintética que a cambios en las propiedades del suelo (Fernández-García y col. 2018). Asimismo, los índices Sentinel-1 RBR, aunque pueden penetrar las nubes y las capas superiores de vegetación y suelo (Bai y col. 2019; Philipp y Levick, 2019), son muy sensibles a la humedad del suelo, y las lluvias producidas entre

el paso del fuego y la fecha de adquisición del Sentinel-1 podrían modificar la señal de retrodispersión. Además, el pequeño tamaño del área estudiada en este trabajo puede limitar el rendimiento de RBR, ya que tamaños más grandes permitirían una reducción más agresiva del ruido y una reducción del efecto moteado que es típico en los datos SAR (Philipp y Levick, 2019).

En cuanto a la reducción de combustible, aunque el incendio forestal promovió un mayor consumo de combustible que la quema controlada, esta última condujo a una reducción de combustible (FR) muy eficiente, superior al 94 %. El uso eficaz del fuego en matorrales de brezo y tojo requiere una quema intensa dirigida a la reducción del combustible (Martins Fernandes, 2001; Anderson y col. 2015).

Nuestros resultados muestran, por tanto, que las quemas controladas de alta-moderada intensidad en estacionalidad de verano-otoño en matorrales atlánticos pueden llevarse a cabo con seguridad fuera de la ventana temporal típica (invierno-primavera), y que son muy eficaces para reducir el combustible. También mostramos que probablemente es mejor evitar los patrones de comportamiento de cabeza, para limitar los impactos sobre los suelos. Además, aunque el patrón de comportamiento de reclusa tampoco tiene un gran impacto en el suelo, requiere tiempos de ejecución más elevados, debido a su muy baja velocidad de ejecución en comparación con los otros dos patrones de comportamiento, y, por lo tanto, un mayor coste de implementación para la quema controlada (Molina Martínez, 2023). En este sentido, el comportamiento de flanco fue el mejor patrón de comportamiento en el área de estudio, ya que consumió una cantidad de combustible similar a los otros dos patrones de comportamiento, pero con un menor impacto en el suelo. Aunque la velocidad de propagación con el comportamiento de flanco fue aproximadamente la mitad de la registrada con el comportamiento de cabeza, aumentando así el tiempo de quema, la implementación de la quema sigue siendo más eficiente desde el punto de vista operativo en comparación con los tratamientos tradicionales, como el desbroce y la trituración de los combustibles.

En el sur de Europa en general, y en el noroeste de la Península Ibérica en particular, una combinación del abandono de los usos tradicionales del suelo en las zonas ru-

rales, junto con una normativa muy restrictiva sobre el uso del fuego, y una extinción de incendios muy eficiente están contribuyendo a las condiciones actuales de los paisajes propensos al fuego, con una disminución del número de pequeños incendios pero un aumento muy preocupante de los grandes incendios Pausas y Fernández-Muñoz, 2012; Fernandes y col. 2013). Estos grandes incendios tienen impactos ecológicos y socioeconómicos más graves y elevados costes de extinción (Molina y col. 2019). De hecho, los servicios de bomberos temen cada vez más no poder controlar los incendios forestales devastadores, especialmente los que afectan a las interfaces urbano-forestales (Castellnou y col. 2019),

Por tanto, es necesario diseñar nuevas estrategias de gestión del territorio que incluyan el uso del fuego como herramienta esencial para la prevención y extinción de incendios (Bovio y col. 2017; Fréjaville y Curt, 2017). El uso del fuego no es nada nuevo en el sur de Europa, donde los seres humanos han gestionado los regímenes de incendios durante milenios (Seijo y Gray, 2012). Una implementación proactiva de quemas controladas podría ser capaz de reducir sustancialmente la superficie anual quemada por grandes incendios forestales (USDA Forest Service, 2014; Alcasena y col. 2019; Castellnou y col. 2019). Además de la mitigación de incendios, en las zonas dominadas por matorral, las quemas controladas son esenciales para regenerar y mantener los pastos para el ganado, en línea con las demandas actuales de los ganaderos de la zona de estudio (Gobierno Regional del Principado de Asturias, 2020). Una forma de avanzar para que esto sea posible es que las quemas controladas sean consideradas una medida preventiva con una normativa administrativa más flexible (Fernandes, 2015; Valor y col. 2015). En este sentido, un avance muy reciente en la región de estudio ha sido la ampliación del plazo para realizar quemas controladas. La última actualización de la legislación autonómica para el uso del fuego en Asturias (Gobierno Regional del Principado de Asturias, 2023) permite la realización de quemas controladas con diferentes fines, incluyendo la reducción de combustible, el fuego técnico o la protección de edificios, en cualquier época del año siempre y cuando estén previamente autorizadas. Sin embargo, siguen existiendo importantes limitaciones que dificultan la efectividad de las quemas controladas, como, por ejemplo, la limitación de la superficie quemada a 10 ha (Gobierno Regional del Principa-

do de Asturias, 2020).

4.5. Conclusiones

Los matorrales de brezo son muy propensos a los incendios en el noroeste de la Península Ibérica, debido a su gran carga de combustible y a su inflamabilidad. En esta región, la actual acumulación de biomasa combustible y la homogeneización de los paisajes, debida sobre todo al abandono de tierras, está aumentando gradualmente el riesgo de grandes incendios forestales. Los gestores de incendios deben buscar un equilibrio entre la reducción del combustible y el impacto sobre el suelo. En este contexto, demostramos que las quemas controladas de intensidad alta-moderada pueden ser una herramienta útil para la reducción del combustible y, mediante la elección de patrones de ignición apropiados, se pueden minimizar sus impactos sobre los suelos manteniendo la eficacia operativa. El comportamiento de flanco minimiza el smoldering del suelo produce un alto consumo de combustible y presenta una elevada eficacia operativa.

También comparamos la intensidad y severidad de nuestra quema controlada con un incendio forestal adyacente que tuvo lugar tan solo una semana después, ambos en el mes de octubre. Incluso en el escenario de moderada-alta intensidad y severidad del fuego para nuestra quema controlada, el incendio forestal mostró valores más altos en la mayoría de los parámetros de intensidad y severidad analizados, probablemente debido a una menor humedad del combustible fino, mayores velocidades del viento y longitud de llama más amplia. Las métricas de severidad del fuego obtenidas por satélite a partir de imágenes Sentinel-1 y Sentinel-2 no coincidieron con las métricas de campo y, por tanto, no fueron adecuadas para modelizar correctamente la severidad en el área de estudio.

Estos resultados deberían tenerse en cuenta a la hora de diseñar quemas controladas en la región de estudio. En este sentido, el uso del fuego es una herramienta importante para la gestión de los matorrales atlánticos, donde los principales objetivos son el control del combustible, la regeneración y mantenimiento de los pastos así como la creación de un paisaje más resistente y resiliente a los grandes incendios forestales.



Capítulo II: Evaluación de la severidad del fuego a partir de imágenes de vehículos aéreos no tripulados (UAV) y algoritmos de inteligencia artificial.

El contenido de este capítulo está basado en:

Pérez-Rodríguez, L.A.¹; Qunitano, C.^{2,3} Marcos, E.⁴, Suarez-Seoane, S.⁵, Calvo, L.⁴, Fernández-Manso, A.⁶. 2020. Evaluation of prescribed fires from Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) imagery and machine learning algorithms. *Remote Sensing*, 12, 1295. DOI:<http://dx.doi.org/10.3390/rs12081295>

¹ Servicio de Emergencias del Principado de Asturias, Parque de Bomberos, Villar de Tebongo, 33816. Cangas del Narcea. Principado de Asturias. España

² Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Medioambientales, Universidad de León, Campus de Vegazana s/n, 24071 León, España

³ Instituto Universitario de Investigación y Gestión Forestal Sostenible. Universidad de Valladolid, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). 47002 Valladolid, Spain

⁴ Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Facultad de Ciencias Biológicas y Medioambientales, Universidad de León, Campus de Vegazana s/n, 24071 León, España

⁵ Departamento de Organismos y Biología de Sistemas (Unidad de Ecología) y Unidad de Investigación de la Biodiversidad (UMIB;UO-CSIC-PA), Universidad de Oviedo, 33003 Oviedo, España

⁶ Departamento de Ciencias e Ingeniería Agrarias, Universidad de León, Av. Astorga s/n, 24400 Ponferrada, España



Capitulo III: Análisis comparativo de la respuesta de un matorral atlántico tras el paso del fuego en una quema controlada y un incendio forestal en estacionalidad de verano-otoño

Resumen

El ámbito atlántico se caracteriza por una elevada recurrencia y frecuencia en el uso del fuego forestal, sobre todo en los matorrales formados principalmente por especies como brezo (*Erica* sp.), tojo (*Ulex* sp.) y retama (*Genista* sp. y *Cytisus* sp.). El uso del fuego a través de quemas controladas es una herramienta que se encuentra regulada por las administraciones competentes en materia de prevención de incendios estando entre uno de sus objetivos la reducción de riesgo de incendio forestal. En este trabajo se analiza la capacidad de recuperación de la cubierta vegetal tras situaciones de quema controlada de moderada-alta intensidad e incendio forestal, así como el efecto que el distinto tipo de comportamiento del fuego puede ejercer en la regeneración de las principales especies leñosas. La quema controlada se ejecutó el 8 de octubre y el incendio ocurrió el 15 de octubre de 2017. Los datos se recogieron en dos parcelas de características homogéneas de superficie (6.75 ha cada una de ellas), vegetación brezal-tojal de 0.8-1.2 m de altura y orientación oeste. En cada una de las parcelas de muestreo se recopilaron datos referentes a las especies de vegetación presentes, porcentaje de cobertura de las especies leñosas y herbáceas, porcentaje de suelo descubierto y de suelo cubierto por piedras, riqueza de herbáceas y altura de la vegetación. Se ha observado que en el área de la quema controlada la velocidad de recuperación de la cobertura vegetal es más rápida que en el área afectada por el incendio. La riqueza de especies vegetales tras el paso del fuego en ambas modalidades (incendio y quema controlada) es la misma que en la situación control. Las especies leñosas con mayor cobertura inicial y rebrotadoras facultativas se ven favorecidas por la quema controlada, mientras que las germinadoras lo son por el incendio. Aunque parece que el comportamiento de cabeza está favoreciendo la velocidad de recuperación de las especies leñosas en la quema, son necesarios más estudios para confirmar este supuesto. Este conocimiento científico servirá para la toma de decisiones en la gestión integral del fuego forestal del matorral en el ámbito atlántico, tanto desde el punto de vista preventivo, como en la extinción y por supuesto en el ámbito del post incendio.

6.1. Introducción

Los incendios forestales forman parte de la naturaleza y han modelado la diversidad de nuestros ecosistemas durante millones de años, existiendo regímenes de incendios ecológicamente sostenibles (Pausas y Fernández-Muñoz, 2012). El término «régimen de incendios» puede ser definido como las condiciones promedio de incendios forestales que son persistentes y consistentes dentro de una región en particular y durante un período de tiempo determinado (Krebs y col. 2010). Es ampliamente reconocido que los regímenes actuales de incendios se están modificando como resultado de los cambios ambientales y climáticos (Marlon y col. 2008; Pausas y Keeley, 2009). Otros autores también señalan a los cambios de uso del suelo, los cambios socioeconómicos y cambio global como impulsores de un cambio generalizado en el régimen de incendios forestales (Molina y col. 2017; Rogers y col. 2020).

El noroeste de la Península Ibérica (Galicia, Asturias, Castilla León, y norte de Portugal), es uno de los territorios europeos con más elevada presión de incendios y con mayor número de fuegos de origen antrópico e intencionados de Europa (Oliveira y col. 2012; San-Miguel-Ayanz y col. 2013). La dinámica actual apunta hacia una disminución en el número de incendios, en paralelo con un incremento en la superficie quemada, con variaciones anuales muy significativas (Rodrigues y col. 2020) debidas a una mayor ocurrencia otoñal y, desde 2006, a un mayor número de grandes incendios (Colina y col. 2020). En los años 2012 y 2017, se produjeron incendios clasificables como megaincendios, que afectaron a más de 10.000 hectáreas (Fernández-García y col. 2019) y se asociaron con temperaturas muy altas, condiciones ambientales extremadamente secas y precipitaciones un 40 % menores del promedio de los últimos 60 años (Quintano y col. 2015).

En el Principado de Asturias, en el periodo 1990-2021 quemaron una media anual de 11.414 ha forestales, de las cuales el 73 % fueron desarboladas frente al 17 % de arboladas (Miteco, 2023b). El estudio de la estacionalidad refleja que el 72 % de la superficie es pasto de las llamas en invierno-primavera frente a un 38 % en la estacionalidad de verano-otoño (periodo 1993-2013).

El empleo de quemas controladas se presenta como una herramienta para la mitigación de la alta densidad de incendios forestales en el noroeste de la Península Ibérica (Catry y col. 2010).

En el Principado de Asturias, noroeste de España, el uso de las quemas controladas está regulado por ley y su ejecución se ha restringido, hasta hace muy poco, al periodo otoño-invierno (del 15 de octubre al 15 de abril) (Gobierno Regional del Principado de Asturias, 2018) . La superficie de ejecución diaria recomienda no superar las 10 ha. Por lo tanto, durante las últimas décadas, solo se han quemado mediante fuego controlado pequeñas áreas, y a intensidades muy bajas, debido a las limitaciones meteorológicas dentro de esta ventana temporal acotada, además de otras limitaciones administrativas (Fernandes, 2015). Esto limita en gran medida la eficacia y la aplicabilidad de esta herramienta de gestión; por lo tanto, existe una necesidad urgente de aumentar el uso de la quema controlada fuera de este período prescrito. Esto permitiría no solo gestionar más superficie, sino también quemar a mayor intensidad, lo que a veces es necesario cuando el objetivo de la quema controlada es la reducción del combustible (Anderson y col. 2015). Sin embargo, existen preocupaciones en relación con los riesgos que conllevan, incluidas las dificultades técnicas para llevar a cabo y controlar la quema, o los impactos potenciales de los incendios de alta intensidad para el medio ambiente, lo que requiere del apoyo de la ciencia (Ryan y col. 2013; Valor y col. 2015)..

Tras la realización de una quema controlada, aspectos como el régimen de incendios, la severidad del fuego o factores como el clima, la estación del año o las características de la vegetación van a influir en la recuperación del ecosistema (Reyes y Casal, 2008). La regeneración post-fuego está relacionada entre otros factores con la severidad del incendio (Pausas y Keeley, 2014). El término severidad del fuego puede definirse, en sentido amplio, como el grado de cambio medioambiental causado por el fuego (Keeley, 2009). Para el cálculo de la severidad existen varias métricas que están basadas principalmente en la cantidad total del combustible consumido, tanto en los estratos de vegetación del sotobosque y arbolado, como en los de la cubierta orgánica del suelo, junto a la materia orgánica del suelo destruida durante el incendio (Keeley, 2009). La severidad del fuego en la vegetación se evalúa a menudo por el grado de consunción y/o sofamado de la misma.

Generalmente esos dos fenómenos están muy influenciados por la intensidad lineal del frente de fuego (Ryan, 2002).

La estrategia reproductiva y las adaptaciones de las plantas son factores claves para entender la resiliencia y posterior respuesta al fuego de la vegetación (Calvo y col. 2003). Algunos estudios (Anacker y col. 2011; Pausas y Keeley, 2014) clasifican a las especies forestales, en función de su estrategia reproductiva, en tres tipologías: rebrotadoras (especies cuya regeneración posterior al incendio se basa en el rebrote vegetativo), germinadoras obligadas (especies cuya regeneración posterior al incendio se basa en la germinación de las semillas) y facultativas (especies con ambos mecanismos). Generalmente, las especies rebrotadoras presentan una recuperación más rápida que las germinadoras al no tener que construir su sistema radicular (Calvo y col. 2002).

En el noroeste peninsular, las comunidades de matorral formadas principalmente por especies como brezo (*Erica* sp.), tojo (*Ulex* sp.) y retama (*Genista* sp. y *Cytisus* sp.), las cuales ocupan el 25 % del territorio (Kaal y col. 2011). Estas comunidades son producto de quemas recurrentes (Santín y col. 2008) que de forma tradicional se han realizado acorde a las prácticas agrícolas (Bouhier, 1979; Balboa López, 1990). Las especies dominantes presentan una estrategia regenerativa basada en el rebrote, lo que junto a la alta precipitación del área facilita un rápido establecimiento post-fuego (Calvo y col. 2000).

Por tanto, en este trabajo se pretende: a) analizar la capacidad de recuperación de la cubierta vegetal tras situaciones de quema controlada de alta intensidad e incendio forestal; b) evaluar la respuesta de regeneración de las especies leñosas tras la aplicación de una quema controlada y el paso de un incendio forestal; c) determinar si la capacidad de regeneración de la vegetación tras el paso del fuego está influida por el comportamiento del fuego.

La hipótesis de partida es que la menor severidad registrada en la quema controlada frente al incendio, implica una mayor velocidad de recuperación de la vegetación de matorral. También es importante considerar que este tipo de quemas previene de incendios forestales donde la superficie quemada puede ser mayor y el efecto de la severidad puede ser más negativo.

6.2. Material y métodos

6.2.1. Diseño de muestreo y toma de datos

La superficie del área de estudio es de 13.5 ha. Esta superficie procede de la suma de 6,7 ha donde se llevó a cabo una quema controlada el 8 de octubre de 2017 y de 6,8 ha de un incendio que se produjo en las inmediaciones una semana después.

La quema controlada se ejecutó utilizando tres patrones de quema o comportamientos: quema de cabeza, quema de flanco y quema de recula, con una duración de 3 horas. Se dispuso una unidad móvil de meteorología del Gobierno de España para la recopilación de información durante la quema: temperatura promedio de 20,7°C, humedad relativa promedio del 32 % y velocidad del viento promedio de 5,4 km/h.

El comportamiento del fuego fue caracterizado mediante 96 termopares tipo K de 1.5 mm capaces de registrar temperaturas de hasta 1,200°C. Se registró un *smoldering* o porcentaje de superficie con cenizas de color ocre naranja del 16,91 %, el diámetro apical post-fuego en la especie dominante (*Ulex galli*) fue de 6,61 mm y la severidad promedio de 2,56, calculada según metodología Composite Burn Index (CBI) de Key y Benson (2005).

El incendio forestal se inició el día 15 de octubre del 2017 al borde de una carretera situada ladera abajo de la quema efectuada de forma controlada, afectando a un total de 3.700 ha, entre ellas la superficie contigua a la quema. Durante la progresión del incendio forestal por la superficie de estudio, las condiciones meteorológicas fueron las siguientes: temperatura promedio de 27,5°C, humedad relativa del 27 % y velocidad media del viento de 23 km/h con rachas de 50-60 km/h (Miteco, 2023a).

En el caso del incendio forestal, se pudieron identificar dos comportamientos del fuego: incendio cabeza e incendio recula. En este caso, para caracterizar el comportamiento del incendio, se utilizaron las fotografías, los vídeos y las referencias espacio-temporales proporcionadas por los medios de extinción. El porcentaje de cenizas de color ocre o *smoldering* fue de un 95 %, el diámetro apical post-fuego en *Ulex galli* fue de 12,08 mm y la severidad promedio de 2,91 calculada según la metodología CBI de Key y Benson (2005).

Para la caracterización de la vegetación, se llevó a cabo un diseño sistemático de ocho parcelas de 10x10 m de superficie para el área de la quema controlada y ocho parcelas de tamaño y morfología análoga para el área del incendio (Figura 4.1). Las parcelas se distanciaron entre ellas 40 metros tanto por línea de máxima pendiente como por curva de nivel. Para evitar el efecto borde las parcelas se situaron a más de 40 metros del perímetro tras el paso del fuego.

Cada parcela de 10x10 m se dividió en cuatro subparcelas de 5x5 m, estableciendo en los centros de cada una de ellas una unidad de muestreo de 1 × 1 m. Los centros de todas las parcelas se replantearon con GPS Trimble de precisión centimétrica. Se establecieron hitos metálicos marcados con los códigos de cada parcela para facilitar la recogida de información post-fuego. El inventario pre quema controlada se realizó el 6 de octubre de 2017. Los inventarios para analizar la regeneración post-fuego se realizaron 9 meses y 19 meses después del paso del fuego por las áreas de estudio.

En cada una de las unidades de muestreo de 1x1 m se recopilaron datos referentes a las especies de vegetación presentes, porcentaje de cobertura de las especies leñosas y herbáceas, porcentaje de suelo descubierto y de suelo cubierto por piedras, riqueza de herbáceas y altura de la vegetación. En el área afectada por el incendio, siendo homogénea en características de vegetación, pendiente y orientación, por razones obvias no se pudo realizar la recopilación de datos pre-fuego.

La vegetación presente antes del paso del fuego se corresponde con un brezal-tojal, dominado por *Erica australis* subsp. *aragonensis* (L.) y *Ulex gallii* subsp. *breoganii* (Castrov. & Valdés Berm.). En el inventario florístico realizado se constató la presencia de *Erica cinérea* (L.), *Erica umbellata* (Loefl. ex L.), *Pterospartum tridentatum* ((L.) Willk.) subsp. *lasianthum* ((Spach) Talavera & P.E.Gibbs), *Calluna vulgaris* ((L.) Hull), *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides* ((Lam.) Greuter), *Daboecia cantábrica* ((Huds.) K. Koch), *Glandora prostata* ((Loisel.) D.C. Thomas), *Pseudoarrhenatherum longifolium* (Rouy (Thore)) y líquenes del G. *Cladonia*.

Se establece una clasificación en función de la consistencia del tallo: especies herbáceas y leñosas (tabla 6.1), así como en función de su estrategia reproductiva: rebrotadoras facultativas, rebrotadoras y germinadoras obligatorias.

6.2.2. Análisis estadístico

Se agruparon los datos estableciendo los siguientes tratamientos o situaciones: situación control o no quemada (Pre), escenario tras el paso del fuego a los 9 meses, periodo 1, tanto en la quema (Q1) como en el incendio (I1) y escenario después de 19 meses, periodo 2, transcurrido el fuego en la quema (Q2) y el incendio (I2).

Se evaluó la influencia de la quema controlada y el incendio forestal sobre la velocidad de regeneración de la vegetación en conjunto y sobre las especies leñosas de manera particular. Previamente, se realizó un análisis preliminar de los datos para comprobar que las variables analizadas cumplen la condición de normalidad utilizando el test de Shapiro-Wilk (se considera que no hay desviaciones significativas de la normalidad cuando $p > 0,05$). Además, se verificó la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Levené's ($p > 0,05$). Cuando los datos cumplían la condición de normalidad y homogeneidad se realizaba un análisis de varianza (ANOVA) de una vía. Si se detectaban

Tabla 6.1: Especies según estrategia reproductiva y tallo leñoso

Especie	Leñosa	Herbácea	Rebrotadora facultativa	Rebrotadora	Germinadora
<i>Erica australis</i> subsp. <i>aragonensis</i>	x		x		
<i>Erica cinérea</i>	x		x		
<i>Erica umbellata</i>	x		x		
<i>Ulex gallii</i> subsp. <i>breoganii</i>	x		x		
<i>Calluna vulgaris</i>	x				x
<i>Daboecia cantábrica</i> ((Huds.) K. Koch)	x		x		
<i>Glandora prostata</i>	x		x		
<i>Pterospartum tridentatum</i> subsp. <i>lasianthum</i>	x			x	
<i>Halimium lasianthum</i> subsp. <i>alyssoides</i>		x			x
<i>Pseudoarrhenatherum longifolium</i>		x			x
líquenes del G. <i>Cladonia</i>		x			x

diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$), se procedía al estudio de diferencias entre grupos, utilizando el test de Tukey, es decir un test paramétrico. Si los datos no cumplían cualquiera de las dos condiciones de normalidad y homogeneidad de varianzas, se aplicaba el test no paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Cuando se detectaban diferencias significativas, las comparaciones entre pares se realizaron mediante el test de Mann-Whitney.

Las variables respuesta que se analizaron a través de pruebas paramétricas fueron: porcentaje de cobertura total de la vegetación, riqueza de herbáceas y riqueza de leñosas. Para el porcentaje de cobertura de herbáceas y leñosas, altura de vegetación, porcentaje de suelo descubierto y porcentaje de cobertura de cada una de las especies leñosas se utilizaron test no paramétricos.

Finalmente, para analizar si los diferentes comportamientos del fuego influían en la capacidad de regeneración de la vegetación se realizó un análisis en componentes principales (ACP). En este caso, se analizó por separado el comportamiento para la quema y el incendio.

El programa utilizado para todos los análisis fue PAST 3.18 (Hammer y col. 2001). El tratamiento estadístico nos permitirá identificar la velocidad de recuperación y ver si existen diferencias entre las áreas afectadas por la quema controlada y por el incendio forestal.

6.3. Resultados

6.3.1. Características estructurales

Los valores de altura de vegetación (Figura 6.1) son significativamente ($p < 0,0001$) mayores en la situación control que en el resto de los escenarios. Asimismo, se detecta un crecimiento significativo ($p < 0,0001$) entre los dos períodos de muestreo tanto para la situación de quema como de incendio. Cabe señalar, que el crecimiento en altura de la vegetación ha sido significativamente superior en la situación de quema que en la de incendio para los dos períodos de estudio ($p = 0,0014$ para el período 1 y $p < 0,0001$ para el período 2).

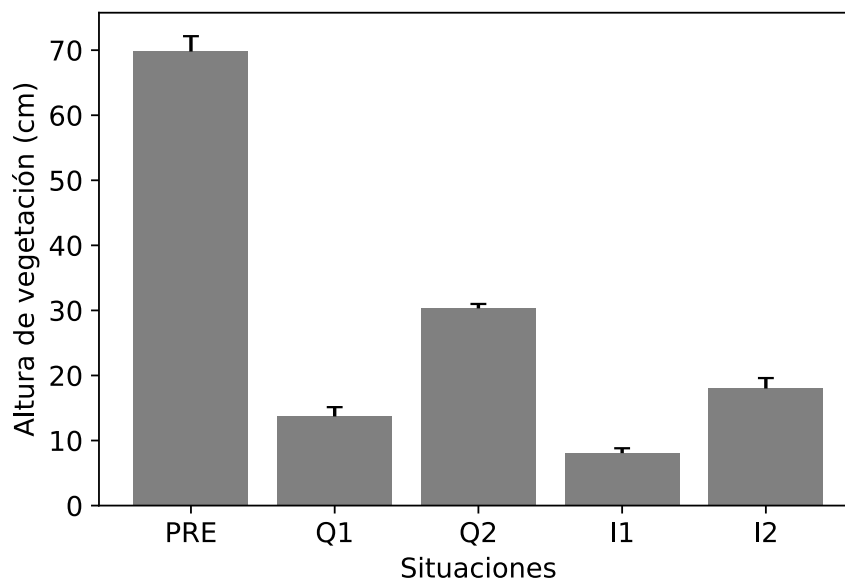


Figura 6.1: Valores medios y error estándar de altura de vegetación en la situación no quemada (PRE), en quema controlada al cabo de 9 meses (Q1) y de 19 meses (Q2), y en el incendio al cabo de 9 meses (I1) y de 19 meses (I2).

La cobertura total de vegetación (Figura 6.2) en situación no quemada es significativamente más alta que el resto de las situaciones ($p < 0,05$). Al cabo de 9 meses tras el paso del fuego se observa una mejor recuperación en el área donde se aplicó la quema controlada (con un 55 % de recuperación) que en la afectada por el incendio ($p = 0,009$)

(con un 30 %). Aunque esta tendencia se mantiene en el tiempo, al cabo de 19 meses no se detectan diferencias entre la quema controlada y el incendio ($p = 0,06$). Se observa una buena recuperación de la vegetación a lo largo del tiempo tanto en la quema controlada ($p < 0,001$) como en el incendio ($p < 0,0001$). Destacar que a los 19 meses tras la quema controlada el porcentaje de cobertura de la vegetación ha sido del 90 % y de un 70 % en el área afectada por el incendio.

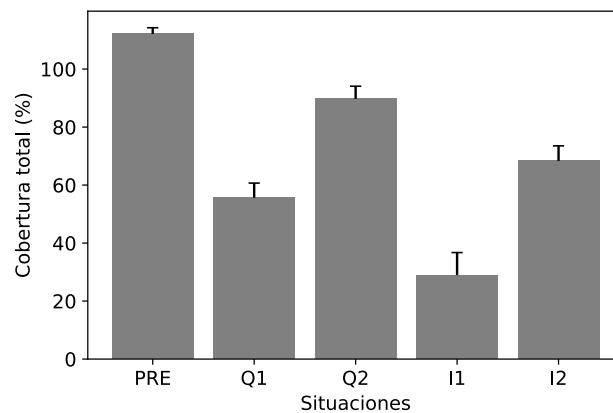


Figura 6.2: Valores medios y error estándar de cobertura vegetal total en la situación no quemada (PRE), en quema controlada al cabo de 9 meses (Q1) y de 19 meses (Q2), y en el incendio al cabo de 9 meses (I1) y de 19 meses (I2).

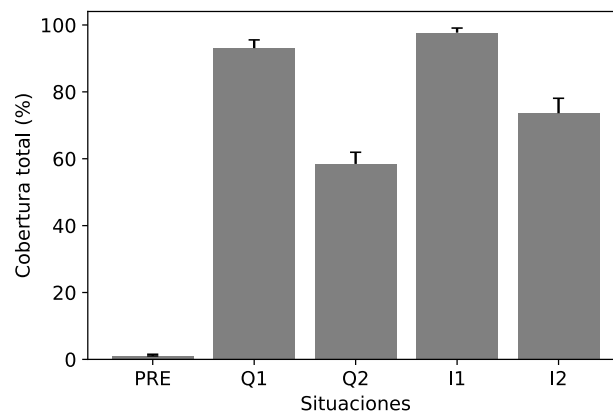


Figura 6.3: Valores medios y error estándar de porcentaje de suelo descubierto (%) en la situación no quemada (PRE), en quema controlada al cabo de 9 meses (Q1) y de 19 meses (Q2), y en el incendio al cabo de 9 meses (I1) y de 19 meses (I2).

Por el contrario, el porcentaje de suelo descubierto (Figura 6.3) es significativamente más baja en la situación no quemado frente al resto de situaciones ($p < 0,05$). El porcentaje de suelo descubierto en el área del incendio es mayor que en el de la quema, tanto al cabo de 9 meses ($p=0.034$) como al cabo de 19 meses ($p = 0,040$). Entre ambos periodos de tiempo, tiende a disminuir de forma más acusada en la quema ($p = 0,0009$).

La cobertura de herbáceas (Figura 6.4) es significativamente más baja en la situación pre-fuego que tras el paso del mismo ($p < 0,05$). Aunque tras la quema y el incendio se ve favorecida la cobertura de las especies herbáceas, no se encuentran diferencias significativas entre las situaciones de quema e incendio a los 9 meses ($p = 0,32$), ni a los 19 meses ($p = 0,56$). Tampoco se aprecian cambios significativos entre ambos periodos de tiempo ni en la quema ($p = 0,43$) ni en el incendio ($p = 0,49$).

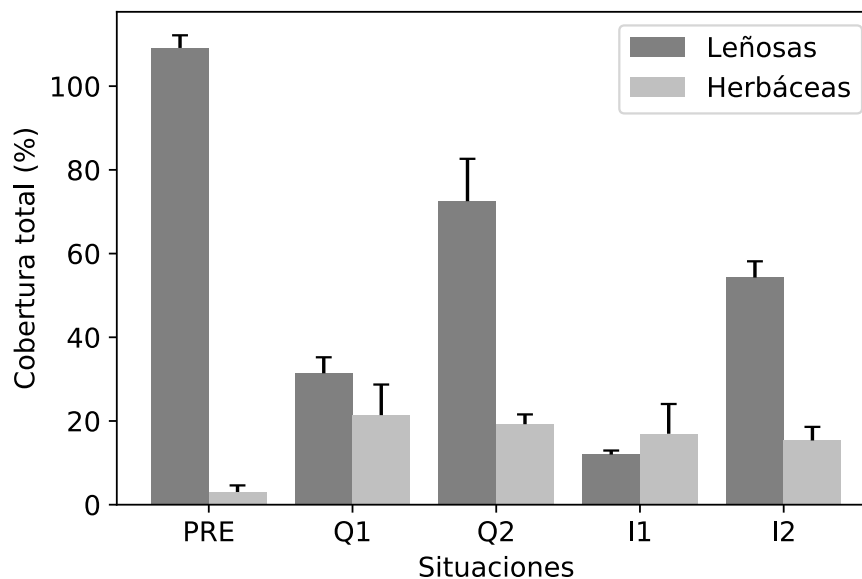


Figura 6.4: Valores medios y error estándar de cobertura de leñosas y herbáceas (%) en la situación no quemada (PRE), en quema controlada al cabo de 9 meses (Q1) y de 19 meses (Q2), y en el incendio al cabo de 9 meses (I1) y de 19 meses (I2).

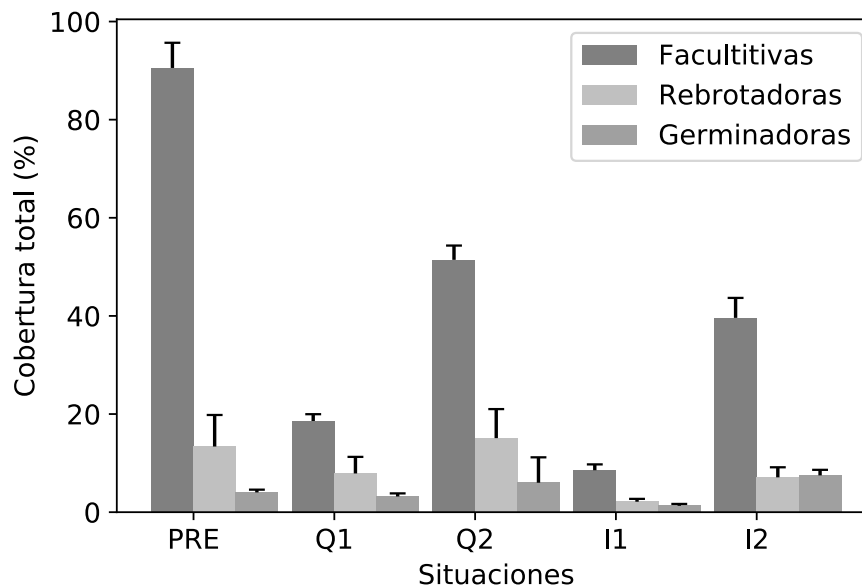


Figura 6.5: Valores medios y error estándar de cobertura según mecanismos de regeneración (%) en la situación no quemada (PRE), en quema controlada al cabo de 9 meses (Q1) y de 19 meses (Q2), y en el incendio al cabo de 9 meses (I1) y de 19 meses (I2).

El porcentaje de cobertura de especies rebrotadoras facultativas (Figura 6.5) es significativamente mayor en la situación no quemado ($p < 0,05$). Asimismo, siguen presentando una cobertura significativamente más elevada a los 9 meses en la quema que en el incendio ($p = 0,00094$) y también a los 19 meses ($p = 0,046$). También se observa una mayor cobertura tanto en la quema como en el incendio si se comparan los periodos después de 9 y 19 meses ($p = 0,001$ para ambos). No se encuentran diferencias significativas ($P > 0,05$) en la cobertura de especies rebrotadoras obligatorias (Figura 6.5) para las distintas situaciones estudiadas.

En cuanto a las especies germinadoras (Figura 6.5) se observan diferencias significativas ($p = 0,02262$) a los 9 meses entre la quema y el incendio, con el doble de cobertura en la quema. Al cabo de 19 meses no hay diferencias significativas ($p = 0,91$). Se detecta una mayor cobertura de especies germinadoras a los 19 meses frente a los 9 meses tras el paso del fuego en la quema ($p = 0,024$), ocurriendo lo mismo en el incendio ($p = 0,001$).

La riqueza de herbáceas es escasa en todos los casos no superando las 3 especies (Figura 6.6a). No se detectan diferencias significativas entre la quema y en el incendio ($p = 0,307$) tras el paso del fuego a los 9 meses ni a los 19 meses ($p = 0,196$). Tampoco hay diferencias significativas entre los dos periodos estudiados ni en la quema ($p = 0,53$) ni en el incendio ($p = 0,70$).

Los datos de riqueza de leñosas se reflejan en la Figura 6.6b. No se encuentran diferencias significativas respecto a la situación control (no quemado), ni en la quema ni en el incendio en ninguno de los dos periodos estudiados ($p > 0,05$). Tampoco hay diferencias en el curso del tiempo ($p > 0,05$).

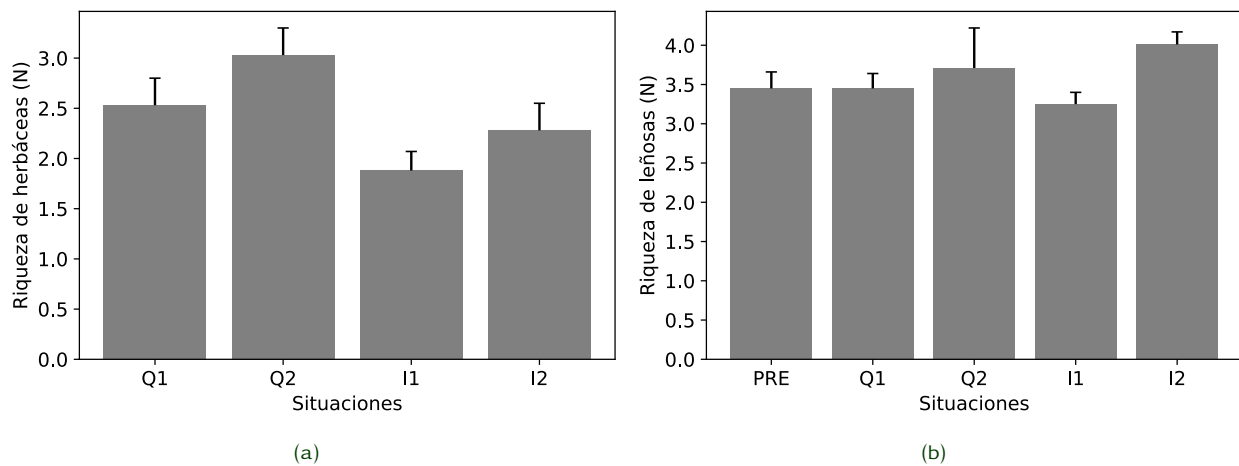


Figura 6.6: Valores medios y error estándar de riqueza de herbáceas (a) y rebrotadoras (b) en quema controlada al cabo de 9 meses (Q1) y de 19 meses (Q2), y en el incendio al cabo de 9 meses (I1) y de 19 meses (I2).

6.3.2. Recuperación de las especies vegetales leñosas presentes en los matorrales atlánticos

Las especies del G. *Erica* (Figura 6.7) son dominantes en este tipo de matorrales presentando antes de las situaciones de quema e incendio una cobertura de un 50 %. Su recuperación es significativamente mayor tanto al cabo de 9 meses ($p = 0,0009$) como de 19 meses ($p = 0,018$) en la quema que en el incendio. También presenta mayor cobertura con el paso del tiempo tanto en la quema ($p = 0,001$) como en el incendio ($p = 0,001$), alcanzando una cobertura de un 32 % en el primer caso y un 20 % en el segundo.

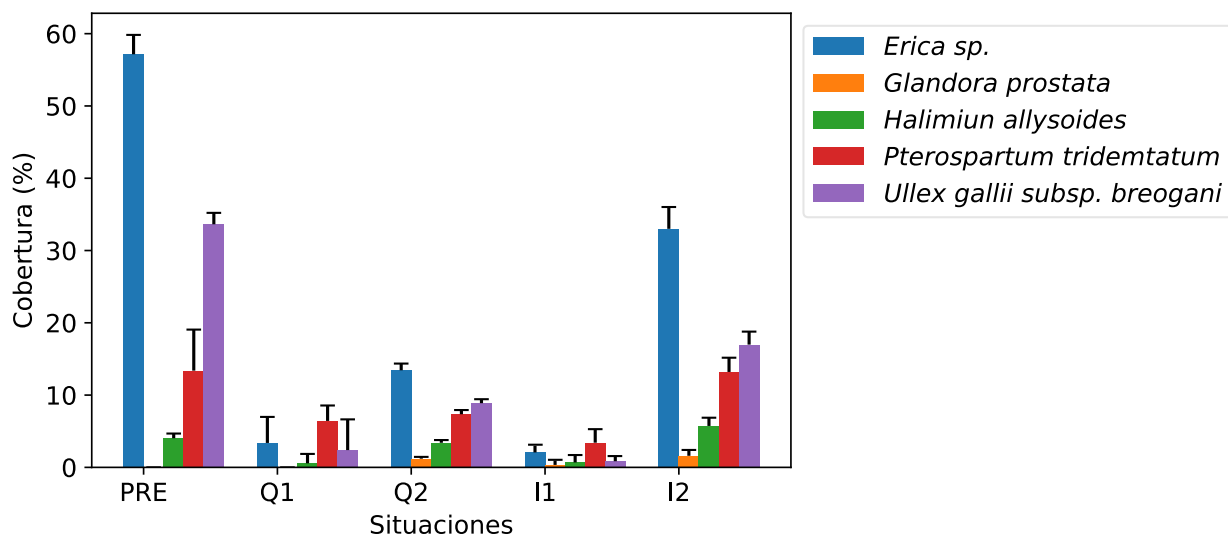


Figura 6.7: Valores medios y error estándar de cobertura de las especies, más representativas en la comunidad vegetal, en la situación no quemada (PRE), en quema controlada al cabo de 9 meses (Q1) y de 19 meses (Q2), y en el incendio al cabo de 9 meses (I1) y de 19 meses (I2).

Ulex gallii subsp. breogani (Figura 6.7) es la segunda especie más dominante en situación pre-fuego con un 34 % de cobertura. Tras el paso de 9 meses, su cobertura es significativamente mayor en la quema que en el incendio ($p = 0,004$). No se encuentran diferencias significativas en la cobertura de *Ulex* al paso de 19 meses entre los valores de quema y la del incendio ($p = 0,83$), alcanzando en ambas situaciones porcentajes de recuperación en torno al 22 %. La cobertura se incrementa significativamente en el tiem-

po tanto en la quema ($p = 0,001$) como en el incendio ($p = 0,0009$), pero sin alcanzar la situación inicial y manteniendo diferencias significativas con la misma ($p < 0,001$).

En la Figura 6.7 se muestran los valores de cobertura de *Glandora prostata*, donde se observa la ausencia de esta especie en situación control pero siendo favorecida su presencia por el fuego. No hay diferencias entre la quema y el incendio en ninguno de los dos periodos estudiados, pero si se presenta diferencias significativas entre el incendio a los 9 meses y a los 19 meses ($p = 0,0045$), donde alcanza su mayor cobertura con valores que rondan el 4 %.

Pterospartum tridentatum (Figura 6.7) presenta una cobertura inicial de un 15 %. Se observa que la quema controlada favorece la recuperación de esta especie frente al incendio aunque no se detectan diferencias significativas entre las distintas situaciones ($p = 0,23$).

La cobertura inicial de *Halimium lasianthum* subsp. *alyssoides* (Figura 6.7) es del 4 %, con una buena recuperación 9 meses tras la quema pero todavía con diferencias significativas frente a la situación control ($p = 0,004$). Asimismo, la recuperación de esta especie es significativamente ($p = 0,02$) menor en el incendio que en la quema al cabo de 9 meses. 19 meses tras la quema y el incendio, esta especie prácticamente ha duplicado su cobertura frente a la situación control.

Respecto a las especies *Calluna vulgaris* y *Daboecia cantábrica* solamente se detectaron en la situación pre-fuego. Sin embargo, 19 meses tras la quema y el incendio no se detectó ningún ejemplar en los muestreos realizados.

6.3.3. Relación de las variables estructurales de la vegetación con los tipos de comportamiento del fuego en una quema controlada y en un incendio forestal

El análisis de componentes principales de las variables estructurales en la quema controlada (Figura 6.8) pone de manifiesto como el eje I (con una varianza explicada del 45,7 %) separa las muestras en función del tiempo transcurrido tras la quema. En

su parte negativa se sitúan las muestras correspondientes al primer muestreo (9 meses) asociadas a un mayor porcentaje de suelo descubierto, mientras que en la parte positiva aparecen las muestras del segundo período (19 meses) asociadas a una mayor altura y cobertura vegetal.

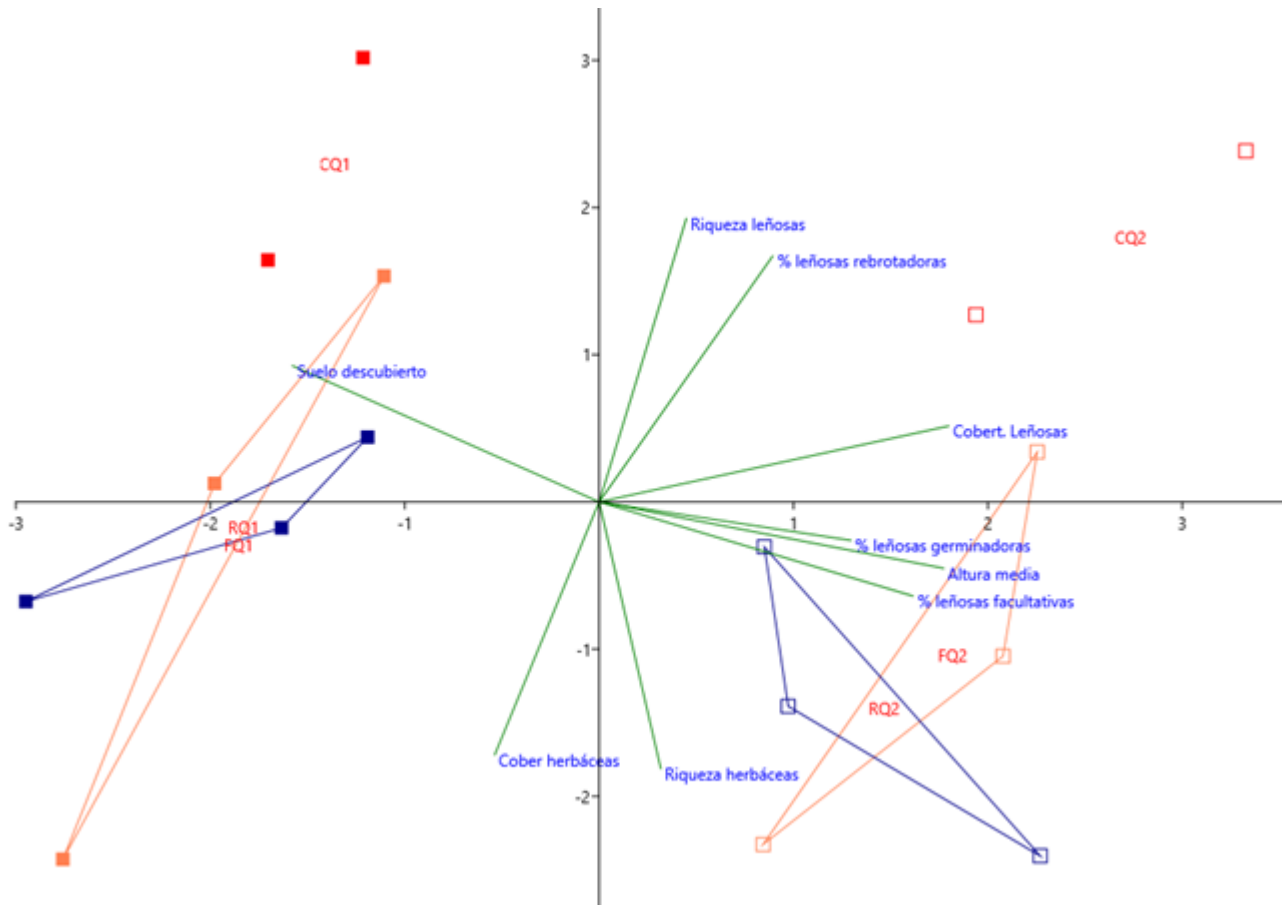


Figura 6.8: Localización en el plano definido por los dos primeros ejes del Análisis en Componentes Principales de las variables estructurales estudiadas en la recuperación de las áreas sometidas a la quema controlada en función de los distintos comportamientos del fuego (CQ = Cabeza quema, FQ = Flanco quema y RQ = Recula quema) y periodos de tiempo (1 = 9 y 2 = 19 meses tras la quema). Porcentaje de varianza explicada por el eje I = 45,7 % y por el eje II = 31,5 %

El eje II (con una varianza explicada del 31,5 %), tiende a separar las muestras en función del comportamiento de la quema. Así en la parte más positiva de este eje se sitúan las muestras afectadas por un comportamiento de cabeza asociada a valores más altos de riqueza y de cobertura de leñosas rebrotadoras. En la parte negativa, se sitúan la ma-

por parte de las muestras afectadas por comportamiento de flanco y recula, aunque no se observan diferencias entre ambos tipos de comportamiento. En este caso, las muestras están asociadas a una mayor riqueza y cobertura de herbáceas.

También en el caso del incendio (Figura 6.9), la principal separación observada en el ACP, en función del primer eje (con una varianza explicada del 56,4 %), se produce por el tiempo de recuperación. Para ambos periodos de tiempo, el eje II (con una varianza explicada del 20,8 %) separa las muestras según el comportamiento del fuego. Las variables estructurales asociadas al comportamiento de recula en el incendio en el periodo dos (RI2) son una mayor riqueza y cobertura de leñosas, tanto rebrotadoras como germinadoras, frente al comportamiento de cabeza del incendio (CI2), asociado en este caso a mayor cobertura de herbáceas.

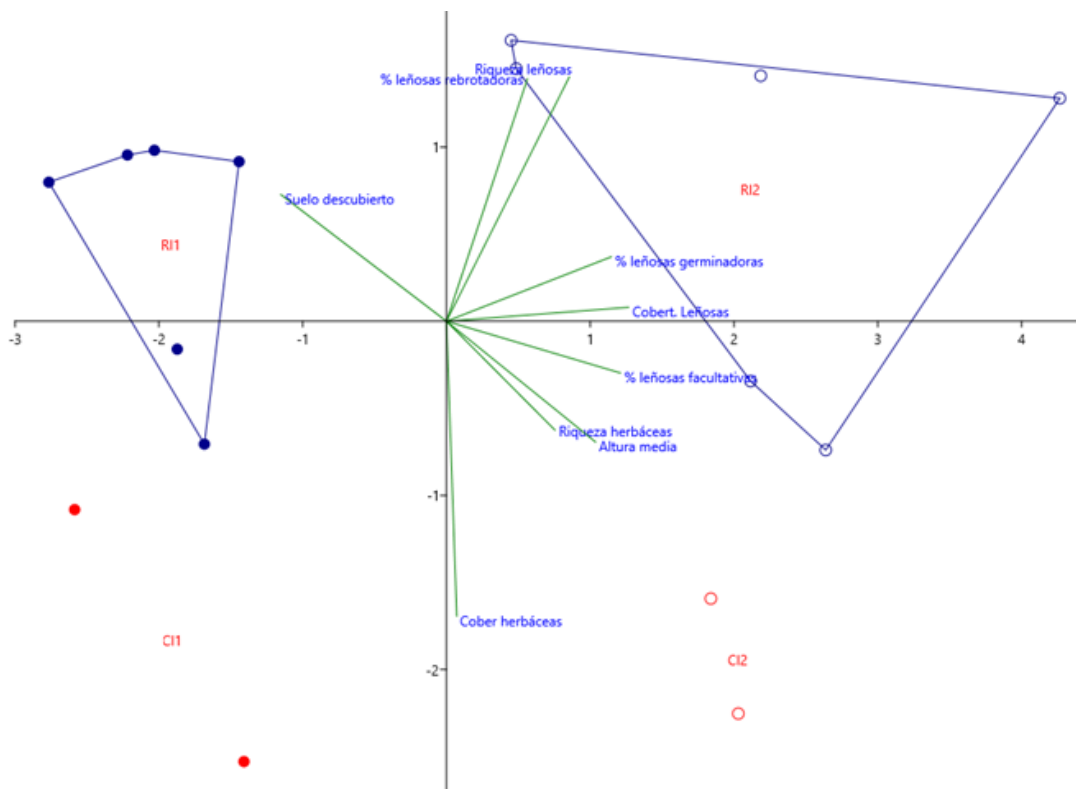


Figura 6.9: Localización en el plano definido por los dos primeros ejes del Análisis en Componentes Principales de las variables estructurales estudiadas en la recuperación de las áreas quemadas en el incendio en función de los distintos comportamientos del fuego (CI = Cabeza incendio y RI = Recula incendio) y periodos de tiempo (1 = 9 y 2 = 19 meses tras la quema). Porcentaje de varianza explicada por el eje I = 56,4 % y por el eje II = 20,8 %

6.4. Discusión

En el presente estudio se analiza la regeneración de la vegetación de un matorral atlántico, a corto plazo, tras el paso del fuego comparando un área donde se realizó una quema controlada con otra contigua donde ocurrió un incendio siete días más tarde. Los resultados muestran que la aplicación de quemas controladas, incluso de alta severidad, no perjudican la capacidad de regeneración de la vegetación, alcanzando un año y medio después mayor cobertura que tras el paso de un incendio

En las áreas atlánticas la recuperación de la vegetación tanto herbácea como arbustiva es muy rápida, comparada con la de áreas de clima más seco, y notablemente mayor que en áreas semi-áridas y áridas (Vega, Fontúrbel, Fernández y col. 2013). En estas últimas, es frecuente que el recubrimiento vegetal alcance menos del 25 % un año después del incendio (Badía Villas y Martí Dalmau, 2009). Mientras que en este trabajo 19 meses tras el paso de la quema prácticamente se había recuperado el 90 % de la cobertura inicial. Pausas y Keeley (2014) indican que el porcentaje de cobertura de vegetación post-incendio en ambientes húmedos y fértiles presenta unos valores de recuperación elevados con una regeneración posterior a la perturbación muy rápida ya que la estrategia reproductiva del rebrote le confiere una ventaja competitiva al recuperar el espacio previamente ocupado por la planta madura. Esto se debe a que la biomasa superviviente (a menudo subterránea) permite a la planta regenerar rápidamente su biomasa aérea. Reyes y Casal (2008) en matorrales del noroeste de la Península Ibérica encuentran que la presencia de un elevado número de especies rebrotadoras facultativas hacen que la recuperación sea muy rápida. Esto coincide con los resultados obtenidos en este trabajo, que muestran como la capacidad de recuperación es debida a la dominancia de especies rebrotadoras facultativas, que son las que mayor porcentaje de cobertura presentan tras el paso del fuego, tanto en la quema como en el incendio.

Por otro lado, la velocidad de recuperación es mayor en la quema prescrita de alta intensidad que en el incendio forestal. Este resultado puede estar relacionado con la menor severidad alcanzada en la quema, tal y como se indica en el capítulo I de este documento. Anteriormente, (Moreno y Oechel, 1992; Keeley y col. 2005) analizando la respuesta

de matorrales en California tras el fuego, encontraron que severidades más bajas, son buenos indicadores del buen rebrote de las plantas. Por otra parte, Santo y col. (2003) afirman que cuanto mayor es la severidad del fuego, más se reduce el número de rebrotes por unidad de cepa y las plantas tardan más en rebrotar. Asimismo, Filgueira y col. (2013) encontraron que algunos indicadores del vigor de la planta (número de brotes por área del tallo y longitud máxima de los brotes) estaban significativamente correlacionados con un conjunto de indicadores de severidad del suelo. Estos resultados son consistentes con hallazgos previos en áreas mediterráneas, que indicaron que el aumento de la severidad del fuego redujo significativamente la densidad de brotes (Malanson y Trabaud, 1988; Moreno y Oechel, 1992).

Se han detectado diferencias en la recuperación de las distintas especies leñosas en función de la quema y del incendio. Así, por ejemplo, las especies con mayor cobertura inicial *Erica* sp. y *Pterospartum tridentatum* ven favorecida su regeneración 19 meses después bajo condiciones de quema controlada, mientras que *Ulex gallii* no presenta diferencias entre quema e incendio, aunque es la especie que más rápidamente se recupera tras el paso del fuego. Estos resultados son semejantes a los encontrados por Reyes y Casal (2008) en matorrales atlánticos en los cuales especies muy rebrotadoras como *P. tridentatum* y *U. gallii* incrementaron rápidamente su cobertura con valores en torno al 70 % a partir de 1,5 años tras el fuego. Además, tal y como señalan (Pesqueira y col. 2005), se observa un mayor crecimiento de las especies leñosas leguminosas frente a las ericáceas y las especies herbáceas. El porcentaje de recuperación de *Erica* sp. fue menor que el de las otras dos especies más abundantes (*P. tridentatum* y *U. gallii*) debido a los siguientes motivos: a) la regeneración preferentemente por germinación de *E. australis*; b) la poca capacidad de rebrote en *E. cinerea*, la cual incrementa su cobertura muy lentamente tal y como señalan Reyes y Casal (2008) en matorrales atlánticos en los que a los 5 años tras el paso del fuego solamente habían recuperado el 50 % de su cobertura inicial; c) la probable baja supervivencia de las plántulas de *E. umbellata*.

Halimium lansium, especie germinadora, parece ser más favorecida por las condiciones generadas tras el incendio. Resultados semejantes han sido encontrados en eco-

sistemas de *Pinus pinaster* afectados por incendios de alta severidad donde esta especie con baja representación en la situación inicial y un comportamiento oportunista aumenta su abundancia a corto-medio plazo Santos y col. (2021)) debido a la ausencia de competencia interespecífica (Calabuig y col. 2000).

Otras especies como *Calluna vulgaris* y *Daboecia cantabrica* no son favorecidas a corto plazo por el paso del fuego. En el caso de *Calluna vulgaris* podría estar relacionado con sus bajos valores de cobertura inicial y por lo tanto un escaso banco de semillas que garantice su recuperación. Por ejemplo, en quemas controladas en la Cordillera Cantábrica donde esta especie es dominante, Alday y col. (2023)) observaron que las quemas controladas favorecen la germinación de gran cantidad de plántulas de *Calluna vulgaris* garantizando su regeneración. La presencia de *Daboecia cantábrica* fue testimonial apareciendo un individuo en todos los inventarios realizados pre-fuego y cuya capacidad de rebrote puede ser afectada por la alta severidad de la quema. Por el contrario, *Glandora prostata* no detectada en los inventarios iniciales, y que se reproduce por estolones se ve favorecida principalmente por el incendio. Después de un incendio, estas plantas pueden beneficiarse de la mayor disponibilidad de luz solar y nutrientes en el suelo recién quemado. El fuego elimina la vegetación competidora y abre espacio para el crecimiento de nuevas plantas a partir de estolones.

En cuanto a las diferencias detectadas en función del comportamiento entre la quema y el incendio, se observa en los multifactoriales el efecto del comportamiento del fuego, con la separación entre las áreas con quema controlada/incendio de Cabeza frente a Recula, aunque no está claro por qué es diferente en la quema (cabeza asociada a leñosas y en concreto a rebrotadoras) y en el incendio (cabeza a asociada a herbáceas). Por lo que se necesitaría realizar análisis en diferentes quemas e incendios para comprobar si este patrón de respuesta se repite.

Thornes (2005) establece en el 30 % de cobertura el valor mínimo necesario para empezar a ejercer un papel protector significativo para el control de la erosión. Casal (1985) indica que se requieren entre 6 y 12 meses, para alcanzar ese umbral mínimo de cobertura vegetal del suelo tras incendio de primavera o de verano, respectivamente, en el área

atlántica gallega. Prácticamente ese mismo valor (29 %) fue registrado en un periodo intermedio, a los 9 meses en la superficie del incendio. Este resultado también coincide con el identificado por Vega y col. (2005) y Fernández y col. (2011) tras un incendio de alta severidad en clima atlántico. Sin embargo, en el área de la quema a los nueve meses se pudo comprobar que el porcentaje de cobertura fue del 55 %, algo menor al 60 % identificado por De la Fuente Villar y Arredondo (2010) tras un reconocimiento en 22 sitios incendiados en el año 2006 en el área costera de Pontevedra, pero suficiente para asegurar la recuperación y regeneración del ecosistema de matorral.

En caso de incendio la elevada carga y continuidad del combustible y tiene consecuencias previsibles en términos de mayor intensidad y velocidad de propagación, por lo que la eliminación preventiva del combustible es una estrategia útil para mitigar la intensidad de los incendios (Xanthopoulos y col. 2015). El uso eficiente del fuego en los matorrales de brezo y tojo requiere una quema intensa dirigida a la reducción del combustible (Martins Fernandes, 2001; Anderson y col. 2015).

Si con el uso del fuego como herramienta de prevención y extinción en estacionalidad de verano- otoño en matorral atlántico se manejan las intensidades generadas, se controlará la severidad en el suelo y la vegetación. Esto provocará por una parte una mayor y más duradera reducción de la carga de combustible y por otra una velocidad de recuperación del ecosistema mayor con riesgo de erosión hídrica diferencialmente menor al causado por un incendio en mismas condiciones. Por lo tanto, se producirá una disminución de los daños tanto a nivel medioambiental, como a nivel socio económico. Esto lo convierte en una herramienta eficaz para alcanzar los objetivos planteados en el ámbito legislativo que regula el uso del fuego en el Principado de Asturias

6.5. Conclusiones

La aplicación de quemas controladas de moderada-alta intensidad en estacionalidad de verano-otoño realizadas en matorrales atlánticos, no condicionan la recuperación del ecosistema a corto plazo ya que 9 meses después la cobertura vegetal es suficientemente elevada para garantizar la protección del suelo de procesos erosivos. Sin embargo,

incendios de alta severidad ocurridos en la misma época ralentizan la velocidad de recuperación de la vegetación a la mitad que la quema. A los 19 meses desaparecen las diferencias en cobertura de la vegetación entre la quema y el incendio pero no existe afección de la quema y del incendio en la biodiversidad de la vegetación.

La rápida recuperación de la vegetación es debida a la presencia de leñosas rebrotadoras que son dominantes en estos ecosistemas, aunque su respuesta difiere en función de la quema y el incendio. Las especies con mayor cobertura *Erica sp.* y *Pterospartum tridentatum* se ven favorecidas por la quema controlada, mientras que la regeneración de *Ulex gallii* es indiferente al tipo de fuego. Otras especies con bajas coberturas iniciales como *Halimium lansiathum*, son más favorecidas por las condiciones generadas tras el incendio.

El patrón de comportamiento del fuego está asociado a diferentes severidades e influyen en la regeneración de los diferentes biotipos. En la quema controlada, el comportamiento de cabeza, con una mayor intensidad alcanzada, favorece la regeneración de las especies leñosas, mientras que el comportamiento de flanco y recula el de las especies herbáceas. Sin embargo, un patrón opuesto y no esperado se ha observado en el área afectada por el incendio, por lo que es necesario realizar más estudios que analicen la respuesta de la vegetación al comportamiento del fuego.

7. Discusión general

En la Figura 7.1 se muestra esquemáticamente el problema que motivó la elaboración de la tesis doctoral, el planteamiento del trabajo científico, los resultados obtenidos y las conclusiones y propuestas de solución para combatir el problema planteado:



Figura 7.1: Esquema del problema que motivó la elaboración de la tesis doctoral, planteamiento del trabajo científico, resultados obtenidos y las conclusiones y propuestas

7.1. Las causas de realización de este estudio. Identificación del problema. Conciencia situacional

En las últimas décadas del siglo XX el despoblamiento y el abandono rural durante el periodo de industrialización provocaron una disminución de las prácticas de gestión del paisaje, con la consiguiente reforestación, carga de combustible y aumento de la intensidad de los incendios (Vega y col. 2013), Vega-García y Chuvieco, 2006). A medida que el combustible se acumula en el paisaje, los incendios que superan la capacidad de extinción se hacen más habituales, más grandes, más rápidos, más intensos y se propagan más cerca de las interfaces urbano-forestales (Cardil y col. 2015). El noroeste de la Península Ibérica (Galicia, Asturias, Castilla León, y norte de Portugal), es uno de los territorios europeos con más elevada presión de incendios y con mayor número de fuegos de origen antrópico e intencionados de Europa (Oliveira y col. 2012; San-Miguel-Ayanz y col. 2013). En los años 2012 y 2017, se produjeron incendios clasificables como megaincendios, que afectaron a más de 10.000 hectáreas (Fernández-García y col. 2019; Fernández-Guisuraga y col. 2021) y se asociaron con temperaturas muy altas y condiciones ambientales extremadamente secas, con precipitaciones un 40 % menores del promedio de los últimos 60 años (Quintano y col. 2015).

Durante finales del siglo XX y principios del siglo XXI, se ha implementado una política de exclusión total de incendios (Jiménez-Ruano y col. 2017a), lo que ha conllevado a un cambio sustancial en el régimen de fuego (Jiménez-Ruano y col. 2017b). Hasta hace 20 años, gracias a la profesionalización de los servicios de extinción de incendios, la capacidad operativa para combatir y controlar los incendios forestales lograba sofocar la mayoría de las emergencias de incendios forestales. Con el reconocimiento de que el enfoque reactivo dominante ante los incendios forestales está haciendo que los eventos extremos sean más comunes (Castellnou y col. 2019), la comunidad de bomberos trabaja para ir más allá de las técnicas de supresión.

7.2. El trabajo desarrollado: Las relaciones entre los parámetros y los patrones de comportamiento, la severidad y la capacidad de recuperación de la vegetación.

La intensidad lineal del fuego está directamente relacionada con la longitud de llama (Byram, 1959), que junto con la velocidad de propagación son los dos parámetros principales descriptores del comportamiento del fuego. El control de estos parámetros resulta crucial para lograr la efectividad tanto en la extinción de los incendios forestales como en la aplicación de quemas controladas (Martins Fernandes, 2001). La respuesta de la vegetación o regeneración post-fuego está relacionada con la severidad del incendios (Pausas y Keeley, 2014), la cual depende de la intensidad del fuego generada, pero también de la carga de combustible disponible en el ecosistema, el tipo de suelo y su contenido de humedad (Agbeshie y col. 2022).

En nuestro estudio, considerando que la quema controlada y el incendio forestal son muy similares en términos de carga de combustible y composición de especies, las diferencias en el comportamiento del fuego pueden atribuirse a un menor contenido de humedad del combustible fino (FFMC) (Rothermel, 1972; Matthews, 2014), mayores velocidades del viento y un frente de fuego más amplio (Vega y col. 2013, Anderson y col. 2015) durante el incendio forestal. En este sentido, un análisis comparativo entre la quema controlada y el incendio, mediante metodología CBI Key y Benson (2005), encontró una menor severidad en suelo y vegetación en la quema controlada frente a la registrada en el incendio. También, se identificó una menor severidad en el estrato de matorral utilizando la metodología del diámetro mínimo remanente, que ya se ha utilizado como criterio fiable para identificar la severidad del incendio (Pérez y Moreno, 1998; Keeley y col. 2008). El baremo estipulado por (Bernal y Cardillo, 2005) encuadra la severidad de vegetación de la quema controlada (6,6 mm) como severidad media, mientras que la severidad del incendio (12,08 mm) se identifica como alta.

En los últimos años, las tecnologías de geoinformación han brindado una excelente oportunidad para evaluar los impactos de los incendios en los ecosistemas naturales a diferentes escalas y con costos de campo reducidos (Chu y col. 2016). En nuestro estudio,

la evaluación de la severidad del fuego mediante el Índice normalizado del área quemada (dNBR) (Key H y Benson, 2006), utilizando imágenes de Sentinel-2, y el Índice de Quemado Radar (RBR) (Tanase y col. 2015), utilizando el radar de apertura sintética (SAR) de Sentinel-1, no alcanzó buenos resultados. Se observó una relación inversa entre el índice y varias medidas de campo de la severidad del incendio (severidad en suelo, severidad total, smoldering y diámetro apical post-fuego). pueden existir posibles diferencias de escala entre los datos satelitales, incluso con alta resolución espacial, y las observaciones terrestres en sistemas ecológicos heterogéneos (Assmann y col. 2020) A pesar de que las imágenes de satélite se han utilizado ampliamente en este campo, presentan algunas limitaciones, como baja resolución temporal no personalizable, problemas de nubosidad y una resolución espacial multiespectral superior a 1 metro. Esto puede restringir su utilidad en estudios de seguimiento post-incendio que requieren una resolución espacial muy alta (Matese y col. 2015; Zhang y col. 2016).

Sin embargo, nuestra investigación ha demostrado la utilidad de los datos multiespectrales de UAV para la diferenciación de los niveles de severidad del fuego en el suelo y la vegetación poco después del paso del fuego. En este sentido, nuestros resultados coinciden con los de investigaciones previas (Fraser y col. 2017; Mckenna y col. 2017; Manuel Fernández-Guisuraga y col. 2018), demostrando la eficacia de los datos multiespectrales de UAV para analizar la severidad causada por los incendios.

El estudio mediante sensores remotos ha permitido realizar una propuesta de empleo de las bandas de borde rojo del MSI de Sentinel-2 para estimar el área quemada afectada por incendios forestales (Filipponi, 2018). Nuestros resultados pusieron de manifiesto que la banda de borde rojo a alta resolución espacial podría ser sensible no sólo a la severidad del fuego sobre la vegetación, sino también a la severidad sobre el suelo. Sin embargo y, a pesar de los prometedores resultados obtenidos en este trabajo, el uso de las bandas de borde rojo de los sensores multiespectrales a bordo de UAVs. para discriminar la severidad en la vegetación y el suelo. debería ser validado en otras áreas de estudio con diferentes tipologías de vegetación, condiciones climáticas y regímenes de incendios.

La obtención de estimaciones precisas y transferibles de la severidad de los incendios

mediante técnicas de teledetección no sólo es fundamental para fundamentar la toma de decisiones tras el paso del fuego, además de conseguir y optimizar los recursos necesarios en caso de necesidad de restauración (Fernández-Guisuraga y col. 2023), y también para conocer la respuesta de las funciones y procesos de cambio de los ecosistemas en el contexto de la dinámica global(Huerta y col. 2022) .

El *smoldering* (S) es un buen indicador de la severidad del incendio en suelos con suficiente materia orgánica para sufrir este proceso, como es el caso de la zona de estudio (Vega y col. 2013). Según la clasificación de (Chafer y col. 2004), las intensidades generadas por los distintos patrones de comportamiento del fuego se establecieron en la categoría alta para el comportamiento de reclusa y muy alta para el comportamiento de cabeza en el área del incendio. Esto provocó un porcentaje de *smoldering* homogéneo y muy elevado (95 %), lo que puede conducir a una erosión sustancial del suelo (Santín y col. 2016; Pereira y col. 2019). El comportamiento de cabeza en la quema controlada también provocó un elevado porcentaje de *smoldering* (80 %), derivado de la alta intensidad generada. Por el contrario, el comportamiento de reclusa generó una intensidad moderada, lo que disminuyó el *smoldering* a un 10 % en el comportamiento de reclusa y el comportamiento de flanco no llegó al 2 %. Esto conlleva que el riesgo de erosión en la quema controlada bajo estos patrones está muy limitado o prácticamente inexistente (Pereira y col. 2019).

(Moreno y Oechel, 1992; Keeley y col. 2005) analizando la respuesta de matorrales en California tras el fuego, encontraron que severidades más bajas, son buenos indicadores del buen rebrote de las plantas. Por otro lado, Santo y col. (2003) afirman que cuanto mayor es la severidad del fuego, más se reduce el número de rebrotes por unidad de cepa y las plantas tardan más en rebrotar. Asimismo, Filgueira y col. (2013) encontraron que algunos indicadores del vigor de la planta (número de brotes por área del tallo y longitud máxima de los brotes) estaban significativamente correlacionados con un conjunto de indicadores de severidad del suelo.

Se han detectado diferencias en la capacidad de recuperación entre la quema controlada y el incendio forestal. En el área del incendio, a los nueve meses del paso del fuego, el

porcentaje de cobertura alcanzó el 30 %, valor que se establece como mínimo para empezar a ejercer un papel protector significativo para el control de la erosión Thornes (2005) . Nuestro resultado también coincide con el identificado por Vega y col. (2013) y Fernández y col. (2011) tras un incendio de alta severidad en clima atlántico. Sin embargo, en el área de la quema controlada, a los nueve meses se pudo comprobar que el porcentaje de cobertura fue del 55 %, algo menor al 60 % identificado por De la Fuente Villar y Arredondo (2010) tras un reconocimiento en 22 sitios incendiados en el año 2006 en la zona costera de Pontevedra, pero suficiente para asegurar la recuperación y regeneración del ecosistema de matorral. Al año y medio tras el paso del fuego en la quema controlada se había identificado una cobertura vegetal del 90 %, mientras que la superficie del incendio alcanzó un valor del 70 %. En ambas situaciones o tratamientos no hubo pérdida de riqueza de especies vegetales tras el paso del fuego.

Los matorrales del noroeste de la Península Ibérica presentan un elevado número de especies rebrotadoras facultativas que favorecen una rápida regeneración de la vegetación afectada por el fuego Reyes y Casal (2008). Esto coincide con los resultados obtenidos en este trabajo, que muestran como la capacidad de recuperación es debida a la dominancia de especies rebrotadoras facultativas, que son las que mayor porcentaje de cobertura presentan tras el paso del fuego, tanto en la quema como en el incendio.

Uno de los principales problemas ambientales a los que se enfrenta Europa en los próximos años son los incendios forestales en las regiones atlánticas, centrales y del norte de Europa con comportamientos del fuego sin precedentes (San-Miguel-Ayanz y col. 2018) Debido a la evolución y escenario futuro es necesario diseñar nuevas estrategias de gestión forestal que incluyan el uso del fuego como herramienta esencial para la prevención y extinción de incendios (Bovio y col. 2017; Fréjaville y Curt, 2017). El empleo de quemas prescritas o quemas controladas se presenta como una herramienta para la mitigación de la alta densidad de incendios forestales en el noroeste de la Península Ibérica (Catry y col. 2013). Las quemas controladas deben ser consideradas como una medida preventiva con regulaciones administrativas más flexibles (Fernandes, 2015; Valor y col. 2015). No obstante, existe una situación de incertidumbre y controversia acerca de los efectos

y eficacia de las quemas, lo que requiere del apoyo de la ciencia (Ryan y col. 2013; Valor y col. 2015).

El piro gestor tiene que conocer el daño que está produciendo y/o evitando. Para ello debe tener conocimiento de la relación causa-efecto de los parámetros de comportamiento del fuego y la severidad que generan. En este sentido, las diferencias en los parámetros de comportamiento del fuego, como son la longitud de llama y la velocidad de propagación, junto con la humedad del combustible y suelo, interrelacionaron de forma dispar según sus patrones de comportamiento, estableciendo diferentes niveles de severidad, reflejados objetivamente en el porcentaje de smoldering a nivel de estrato suelo y en el diámetro mínimo remanente a nivel de estrato matorral. La relación entre severidad del fuego y regeneración puede ser apreciada en nuestros resultados. La quema controlada, de intensidad moderada-alta en estacionalidad de verano otoño, presenta unos valores de severidad menores y una velocidad de recuperación mayor que el área afectada por el incendio forestal, de alta y muy alta intensidad, ocurrido con tan solo siete días de diferencia.

7.3. Limitaciones de aplicación

Las inversiones en prevención (por ejemplo, la gestión del combustible), aunque fuertemente defendidas por la investigación (Moritz y col. 2014), resultan menos atractivas para el público y los responsables políticos que, por regla general, disponen de un tiempo limitado para gobernar (Collins y col. 2013).

Por otra parte, las imágenes de UAV pueden ser difíciles de gestionar debido a su resolución espacial ultra alta (Koski y col. 2009) y la plataforma no permite la adquisición simultánea de imágenes de grandes áreas (Torresan y col. 2017), y tiene un tiempo de vuelo limitado (Matese y col. 2015).

Aunque la política de supresión total del fuego ha sido fuertemente cuestionada, su legado sigue siendo fuerte (Xanthopoulos y col. 2015). Este legado incluye el apoyo a la criminalización del fuego y el establecimiento de normativas restrictivas sobre el fuego,

dificultando su uso (bajo la forma de fuego prescrito, contrafuegos, incendios de supresión) como herramienta de gestión (Montiel y Krauss, 2010). La eliminación preventiva del combustible es una estrategia útil para mitigar la intensidad de los incendios, pero su eficacia puede que sólo sea realizable a gran escala, lo que exige una presupuestación y planificaciones plurianuales adecuadas (Xanthopoulos y col. 2015).

7.4. Oportunidades de aplicación

En la última normativa reguladora del uso del fuego en el Principado de Asturias se ha producido un cambio importante que permitirá la aplicación del conocimiento adquirido en este trabajo. Dicha oportunidad viene del cambio en el periodo de ejecución, que estaba limitado desde el 15 de octubre hasta el 15 de abril por la normativa del 2018 (Gobierno Regional del Principado de Asturias, 2018) pasando a poder realizarse las quemas controladas en territorio asturiano durante todo el año (Gobierno Regional del Principado de Asturias, 2023).

Por otra parte, es crucial priorizar los avances tecnológicos para evaluar de manera *in situ* los daños causados por los incendios y monitorear la regeneración posterior a los mismos en áreas propensas a estos desastres (Tessler y col. 2016). En los últimos años, las tecnologías de geoinformación han brindado una excelente oportunidad para evaluar los impactos de los incendios en los ecosistemas naturales a diferentes escalas y con costos de campo reducidos (Chu y col. 2016). Así mismo, el creciente despliegue tecnológico de los vehículos aéreos no tripulados (UAV) en la última década ha superado los problemas logísticos y los elevados costes de adquisición de datos de teledetección de alta resolución espacial (Dandois y Ellis, 2013) necesarios para evaluar procesos ecológicos a escala fina bajo demanda (Fernández-Guisuraga y col. 2022). A esto, hay que sumarle que el Servicio de Emergencias del Principado de Asturias tiene contratado desde el año 2022 y de forma continua un UAV que dispone entre otras herramientas, de una cámara multiespectral.

Es necesario seguir avanzando en la adquisición de conocimiento en el uso del fuego técnico y en la identificación de la severidad a través de imágenes multiespectrales de

alta resolución como herramientas de gestión integral en los incendios forestales, para afrontar de forma eficaz los retos que nos esperan, cada vez más complejos, más extremos y más devastadores.

8. Conclusiones generales

- Los patrones de comportamiento, en quemas controladas, y los comportamientos del fuego, en incendios generan diferencias significativas a nivel de los diferentes parámetros de comportamiento del fuego, como la velocidad de propagación, la longitud de llama, el calor por unidad de superficie y la intensidad lineal. Estas diferencias se traducen en un diferente grado de consumo de la vegetación y un mayor o menor grado de smoldering sobre el suelo
- A pesar del alto grado de consumo de combustible del matorral atlántico en estacionalidad de verano-otoño, tanto en la quema controlada como en el incendio, la severidad en el suelo y la vegetación de una quema controlada es significativamente inferior a la provocada por un incendio forestal, independientemente de su patrón de comportamiento.
- La quema controlada con patrón de flanco arrojó los mejores resultados, presentando un alto grado de consumo de combustible, pero una baja afección del sistema suelo.
- Las técnicas de teledetección basadas en imágenes Sentinel-1 y Sentinel-2 mediante distintas métricas (dNBR, RBRVH y RBRVV) mostraron dificultades para identificar la severidad tanto en el suelo como en la vegetación, ya que no reflejaron adecuadamente el smoldering producido en el suelo ni el consumo de la vegetación.
- La red neuronal probabilística (RNP) permitió obtener elevados porcentajes de precisión para los niveles de severidad altos, siendo algo menor en los niveles de severidad moderados-bajos. El porcentaje de clasificación correcta para la clase no quemada fue del 100 %.

- La integración de herramientas fundamentadas en inteligencia artificial junto a imágenes multiespectrales, obtenidas a bordo de un vehículo aéreo no tripulado (UAV), permiten una identificación fidedigna de la severidad en suelo y vegetación
- A corto plazo, 9 meses tras el paso del fuego, la quema controlada presenta una mayor velocidad de recuperación de la cobertura vegetal frente al incendio debido a la menor severidad alcanzada en la misma. Sin embargo, 19 meses después no existen diferencias ni en relación a la recuperación de la cobertura ni en la biodiversidad vegetal .
- La regeneración de especies rebrotadoras como *Erica* sp. y *Pterospartum tridentatum* recuperan su cobertura más rápidamente en la zona de quema controlada, mientras que la geminadora *Halimium lansiastrum* se ve más favorecida tras el incendio forestal.
- El comportamiento de cabeza, con mayor intensidad, favorece la regeneración de las especies leñosas en la zona de la quema, mientras que en el incendio se asocia una mejor recuperación de las especies herbáceas.
- De acuerdo con los resultados de comportamiento del fuego, la severidad del fuego sobre el suelo y la recuperación de la cubierta vegetal, el uso del fuego controlado en matorrales atlánticos, bajo estacionalidad verano-otoño, constituye una herramienta eficaz para alcanzar los objetivos preventivos establecidos en el ámbito legislativo competente en la materia, permitiendo un alto grado de eliminación de combustible con una afección leve y a corto plazo sobre el suelo.

Referencias

- Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, 33, 1419-1441. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4>
- Albini, F. A. (1976). *Estimating wildfire behavior and effects* (Vol. 30). USDA Forest Service. Research Paper. Odgen, Utah.
- 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>
- Alday, J. G., Calvo, L., Rodríguez, J. L. F., & Valbuena, L. (2023). The Soil Seed Bank Role in Mountainous Heathland Ecosystems after Fire and Inorganic Nitrogen Fertilization. *Forests*, 14, 226. <https://doi.org/10.3390/f14020226>
- Almeida, M., M. Ribeiro, L., & Raposo, J. (2017). *O complexo de incêndios de Pedrógão Grande e concelhos limítrofes, iniciado a 17 de junho de 2017* (inf. téc.). Universidade de Coimbra.
- Anacker, B., Rajakaruna, N., Ackerly, D., Harrison, S., Keeley, J., & Vasey, M. (2011). Ecological strategies in California chaparral: Interacting effects of soils, climate, and fire on specific leaf area. *Plant Ecology and Diversity*, 4(2-3), 179-188. <https://doi.org/10.1080/17550874.2011.633573>
- Anderson, W. R., Cruz, M. G., Fernandes, P. M., McCaw, L., Vega, J. A., Bradstock, R. A., Fogarty, L., Gould, J., McCarthy, G., Marsden-Smedley, J. B., Matthews, S., Mattingley, G., Pearce, H. G., & Van Wilgen, B. W. (2015). A generic, empirical-based model for predicting rate of fire spread in shrublands. *International Journal of Wildland Fire*, 24(4), 443-460. <https://doi.org/10.1071/WF14130>

- Arani, B. M. S., Carpenter, S. R., Lahti, L., van Nes, E. H., & Scheffer, M. (2021). Exit time as a measure of ecological resilience. *Science*, 372(6547). <https://doi.org/10.1126/science.aay4895>
- Arellano, S. (2016). *Foto-guía de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado*. Andavira. Lourizán, Pontevedra. https://www.researchgate.net/publication/318701632_Foto-Guia_de_Combustibles_Forestales_de_Galicia_y_Comportamiento_del_Fuego_Asociado
- Assmann, J. J., Myers-Smith, I. H., Kerby, J. T., Cunliffe, A. M., & Daskalova, G. N. (2020). Drone data reveal heterogeneity in tundra greenness and phenology not captured by satellites. *Environmental Research Letters*, 15, 125002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbf7d>
- Badía Villas, D., & Martí Dalmau, C. (2009). Zonas afectadas por incendios forestales. Estudio de casos en el valle mediano del Ebro (A. Cerdà & J. Mataix-Solera, Eds.). *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles*, 157-184. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3255063>
- Bai, J., Cui, Q., Zhang, W., & Meng, L. (2019). An Approach for Downscaling SMAP Soil Moisture by Combining Sentinel-1 SAR and MODIS Data. *Remote Sensing 2019, Vol. 11, Page 2736, 11(23), 2736*. <https://doi.org/10.3390/RS11232736>
- Balboa López, X. (1990). O monte en Galicia. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=153671>
- Bauer-Marschallinger, B., Freeman, V., Cao, S., Paulik, C., Schaufler, S., Stachl, T., Modanesi, S., Massari, C., Ciabatta, L., Brocca, L., & Wagner, W. (2019). Toward Global Soil Moisture Monitoring with Sentinel-1: Harnessing Assets and Overcoming Obstacles. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 57(1), 520-539. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2018.2858004>
- Bernal, C., & Cardillo, E. (2005). *Efectos del fuego y selvicultura de su restauración*. Instituto del corcho, la madera y el carbón vegetal (PROCOR). Mérida, España.

- Bouhier, A. (1979). *La Galice : essai géographique d'analyse et d'interprétation d'un vieux complexe agraire*.
- Bovio, G., Marchetti, M., Tonarelli, L., Salis, M., Vacchiano, G., Lovreglio, R., Elia, M., Fiorucci, P., & Ascoli, D. (2017). Forest fires are changing: let's change the fire management strategy. *14*, 202-205. <https://doi.org/10.3832/efor2537-014>
- Byram, G. M. (1959). Combustion of forest fuels. En *Forest fire: control and use* (Ed. KP Davis, pp. 61-89). McGraw-Hill. Nueva York.
- Calabuig, L., Tárrega García-Mares, M. R., Calvo Galván, M. L., Marcos Porras, E. M., Valbuena Relea, M. L., y col. (2000). History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management.
- Calvo, L., Santalla, S., Marcos, E., Valbuena, L., Tárrega, R., & Luis, E. (2003). Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecology and Management*, *184*(1-3), 209-223. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00207-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00207-X)
- Calvo, L., Tárrega, R., & De Luis, E. (2000). Quince años de sucesión después de corta experimental en brezales de *Erica australis* L. en la provincia de León (España). *Pirineos*, *155*(155), 75-90. <https://doi.org/10.3989/PIRINEOS.2000.V155.89>
- Calvo, L., Tárrega, R., & Luis, E. (2012). Changes of Species Richness in Heathland Communities over 15 Years following Disturbances. *International Journal of Forestry Research*, *2012*, 1-12. <https://doi.org/10.1155/2012/547120>
- Calvo, L., Tárrega, R., & De Luis, E. (2002). The dynamics of mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant Ecology*, *160*(1), 25-42. <https://doi.org/10.1023/A:1015882812563>
- Calvo, L., Tárrega, R., & de Luis, E. (1999). Post-fire succession in two *Quercus pyrenaica* communities with different disturbance histories. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, *56*(5), 441-447. <https://doi.org/10.1051/forest:19990508>

- Cardil, Eastaugh, C. S., & Molina, D. M. (2015). Extreme temperature conditions and wild-land fires in Spain. *Theoretical and Applied Climatology*, 122(1-2), 219-228. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1295-8>
- Carracedo, V., Cunill, R., García-Codron, J. C., Pèlachs, A., Pérez-Obiol, R., & Soriano, J. M. (2018). History of fires and vegetation since the Neolithic in the Cantabrian Mountains (Spain). *Land Degradation & Development*, 29(7), 2060-2072. <https://doi.org/10.1002/ldr.2891>
- Casal, M. (1985). Cambios en la vegetación del matorral tras incendio en Galicia. *Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales*, 93, 100.
- Castellnou, M. (2005). *El concepte de Generacions d'incendis: una eina de lanificació i adaptació al risc de grans incendis forestals*. (inf. téc.). Cos de Bombers Generalitat. ISPC.
- Castellnou, M., Prat-Guitart, N., Arilla, E., Larrañaga, A., Nebot, E., Castellarnau, X., Vendrell, J., Pallàs, J., Herrera, J., Monturiol, M., Céspedes, J., Pagès, J., Gallardo, C., & Miralles, M. (2019). Empowering strategic decision-making for wildfire management: avoiding the fear trap and creating a resilient landscape. *Fire Ecology*, 15(1), 1-17. <https://doi.org/10.1186/S42408-019-0048-6/FIGURES/8>
- Catry, Moreira, F., Tujeira, R., & Silva, J. S. (2013). Post-fire survival and regeneration of *Eucalyptus globulus* in forest plantations in Portugal. *Forest Ecology and Management*, 310, 194-203. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.036>
- Catry, Rego, F., Moreira, F., Fernandes, P., & Pausas, J. (2010). Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management*, 260(7), 1184-1192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.010>
- Chafer, C. J., Noonan, M., & Macnaught, E. (2004). The post-fire measurement of fire severity and intensity in the Christmas 2001 Sydney wildfires. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 227. <https://doi.org/10.1071/WF03041>

- Chandler, C. H., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., & Williams, D. (1983). Fire in forestry. Volume 1. Forest fire behavior and effects. Volume 2. Forest fire management and organization.
- Chu, T., Guo, X., & Takeda, K. (2016). Remote sensing approach to detect post-fire vegetation regrowth in Siberian boreal larch forest. *Ecological Indicators*, 62, 32-46. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2015.11.026>
- Colina, A., Novo, A., Álvarez, M., González, G., & Torralba, A. (2020). *Estrategia integral de prevención y lucha contra los incendios forestales en Asturias (2020-2025)*. Gobierno del Principado de Asturias.
- Collins, de Neufville, R., Claro, J., Oliveira, T., & Pacheco, A. P. (2013). Forest fire management to avoid unintended consequences: A case study of Portugal using system dynamics. *Journal of Environmental Management*, 130, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.033>
- Cruz, M. G., Butler, B. W., & Alexander, M. E. (2006). Predicting the ignition of crown fuels above a spreading surface fire. Part II: Model evaluation. *International Journal of Wildland Fire*, 15(1), 61-72. <https://doi.org/10.1071/WF05045>
- Dandois, J. P., & Ellis, E. C. (2013). High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Remote Sensing of Environment*, 136, 259-276. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.04.005>
- De la Fuente Villar, J. D., & Arredondo, A. B. (2010). Gestión forestal de zonas quemadas tras la oleada de incendios de 2006 en la provincia de Pontevedra (C. T. F. M. T. Vega J.A. Días Raviña M. Benito E., Ed.). *Fuegored 2010: Jornadas Internacionales : Investigación y gestión para la protección del suelo y restauración de los ecosistemas forestales afectados por incendios forestales*, 65-83. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3384747>
- De Luis, M., Baeza, M. J., Raventós, J., & González-Hidalgo, J. C. (2004). Fuel characteristics and fire behaviour in mature Mediterranean gorse shrublands. *International Journal of Wildland Fire*, 13(1), 79-87. <https://doi.org/10.1071/WF03005>

- Dehane, B., Madrigal, J., Hernando, C., Bouhraoua, R., & Guijarro, M. (2015). New bench-scale protocols for characterizing bark flammability and fire resistance in trees: Application to Algerian cork. *http://dx.doi.org/10.1177/0734904114568858*, 33(3), 202-217. <https://doi.org/10.1177/0734904114568858>
- Fernandes, P. M. (2015). Empirical support for the use of prescribed burning as a fuel treatment. *Current Forestry Reports*, 1(2), 118-127. <https://doi.org/10.1007/S40725-015-0010-Z/FIGURES/3>
- Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, C. R., Vega, J. A., & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(s1), e4-e14. <https://doi.org/10.1890/120298>
- Fernández, C., Vega, J. A., Jiménez, E., & Fonturbel, T. (2011). Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 20(1), 104-114. <https://doi.org/10.1071/WF09010>
- Fernández-García, V., Fulé, P. Z., Marcos, E., & Calvo, L. (2019). The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management*, 444, 59-68. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.040>
- Fernández-García, V., Marcos, E., Fulé, P. Z., Reyes, O., Santana, V. M., & Calvo, L. (2020). Fire regimes shape diversity and traits of vegetation under different climatic conditions. *Science of The Total Environment*, 716, 137137. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137137>
- Fernández-García, V., Santamarta, M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E., & Calvo, L. (2018). Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 206, 205-217. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.12.029>
- Fernández-Guisuraga, J. M., Calvo, L., Quintano, C., Fernández-Manso, A., & Fernandes, P. M. (2023). Fractional vegetation cover ratio estimated from radiative transfer

- modeling outperforms spectral indices to assess fire severity in several Mediterranean plant communities. *Remote Sensing of Environment*, 290, 113542. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113542>
- Fernández-Guisuraga, J. M., Calvo, L., & Suárez-Seoane, S. (2022). Monitoring post-fire neighborhood competition effects on pine saplings under different environmental conditions by means of UAV multispectral data and structure-from-motion photogrammetry. *Journal of Environmental Management*, 305, 114373. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114373>
- Fernández-Guisuraga, J. M., Verrelst, J., Calvo, L., & Suárez-Seoane, S. (2021). Hybrid inversion of radiative transfer models based on high spatial resolution satellite reflectance data improves fractional vegetation cover retrieval in heterogeneous ecological systems after fire. *Remote Sensing of Environment*, 255, 112304. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112304>
- Filgueira, F., Hidalgo, V., & Lliteras, F. (2013). Severidad del fuego y repelencia al agua en el suelo después de incendios forestales en Galicia. *Congreso Forestal Español*. http://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/14518
- Filipponi, F. (2018). BAIS2: Burned Area Index for Sentinel-2. 2(364). <https://doi.org/10.3390/ecrs-2-05177>
- Filipponi, F. (2019). Sentinel-1 GRD Preprocessing Workflow. *Proceedings 2019*, Vol. 18, Page 11, 18(1), 11. <https://doi.org/10.3390/ECRS-3-06201>
- FPC. (2018). *Trabajo técnico de estudio sobre gestión integral de los incendios forestales en el suroccidente del Principado de Asturias* (inf. téc.). Pau Costa Foundation.
- Fraser, R. H., Van Der Sluijs, J., & Hall, R. J. (2017). remote sensing Calibrating Satellite-Based Indices of Burn Severity from UAV-Derived Metrics of a Burned Boreal Forest in NWT, Canada. *Remote Sens.*, 9(279). <https://doi.org/10.3390/rs9030279>

- Fréjaville, T., & Curt, T. (2017). Seasonal changes in the human alteration of fire regimes beyond the climate forcing. *Environmental Research Letters*, 12(3), 035006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AA5D23>
- García, D., Suárez-Seoane, S., Jiménez-Alfaro, B., Álvarez, D., Álvarez-Álvarez, P., Álvarez-Martínez, J. M., Barquín, J., Calvo, L., Illera, J. C., Laiolo, P., Pérez-Silos, I., Quevedo, M., Roces-Díaz, J. V., & Santín, C. (2023). Renaturalización pasiva en la Cordillera Cantábrica: bases y retos científicos para una sostenibilidad socio-ecológica. *Ecosistemas*, 32(1), 2507-2507. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2507>
- Gobierno de Portugal. (2017). *Comissão Técnica Independente. Análise E Apuramento de Factos Relativos Aos Incêndios Que Ocorreram Em Pedrogão Grande, Castanheira de Pera, Ansião, Alvaiázere, Figueiró Dos Vinhos, Arganil, Góis, Penela, Pampilhosa Da Serra, Oleiros E Sertã, Entre 17 E 24 de Junho de 2017* (inf. téc.). Assembleia da República: Lisbon, Portugal.
- Gobierno Regional del Principado de Asturias. (2018). Resolución de 5 de marzo de 2018, de la Consejería de Desarrollo Rural y Recursos Naturales, por la que se aprueban las instrucciones sobre quemas en el territorio del Principado de Asturias y se establecen medidas de prevención contra incendios en la interfaz urbano-forestal. <https://sede.asturias.es/bopa/2018/03/20/2018-02810.pdf>
- Gobierno Regional del Principado de Asturias. (2020). Estrategia Integral de Incendios Forestales del Principado de Asturias 2020-2025. https://www.112asturias.es/estrategia-integral-incendios-forestales-2020-2025-resumen_2
- Gobierno Regional del Principado de Asturias. (2023). Resolución del 17 de julio de 2023, de la Consejería de Medio Rural y Cohesión Territorial, por la que se regula el uso del fuego, se aprueban las instrucciones sobre quemas y se establecen medidas de prevención contra incendios en la interfaz urbano-forestal en el territorio del Principado de Asturias. <https://sede.asturias.es/bopa/2023/07/28/2023-06825.pdf>

- Gould, J. S., Sullivan, A. L., Hurley, R., & Koul, V. (2017). Comparison of three methods to quantify the fire spread rate in laboratory experiments. *International Journal of Wildland Fire*, 26(10), 877-883. <https://doi.org/10.1071/WF17038>
- Halpern, C. B. (1988). Early Successional Pathways and the Resistance and Resilience of Forest Communities. *Ecology*, 69(6), 1703-1715. <https://doi.org/10.2307/1941148>
- Hammer, D. A. T., Ryan, P. D., Hammer, Ø., & Harper, D. A. T. (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 178. <http://palaeo-electronica.org>http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Hernando, C. (2009). Combustibles forestales: inflamabilidad (fuel models: flammability). En R. V. Muñoz (Ed.), *La defensa contra incendios forestales: fundamentos y experiencias* (pp. 123-130). McGraw-Hill. Madrid.
- Heward, H. (2019). Surface Fire. *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*, 1-5. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_{_}211-1
- Hirsch, K. G., & Martell, D. L. (1996). A review of initial attack fire crew productivity and effectiveness. *International Journal of Wildland Fire*, 6(4), 199-215. <https://doi.org/10.1071/WF9960199>
- Huerta, S., Fernández-García, V., Calvo, L., & Marcos, E. (2020). Soil Resistance to Burn Severity in Different Forest Ecosystems in the Framework of a Wildfire. *Forests*, 11(7), 773. <https://doi.org/10.3390/f11070773>
- Huerta, S., Marcos, E., Fernández-García, V., & Calvo, L. (2022). Short-term effects of burn severity on ecosystem multifunctionality in the northwest Iberian Peninsula. *Science of The Total Environment*, 844, 157193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157193>

- Jain, Gould, W. A., Graham, R. T., Pilliod, D. S., Lentile, L. B., & González, G. (2008). A Soil Burn Severity Index for Understanding Soil-fire Relations in Tropical Forests. *https://doi.org/10.1579/0044-7447-37.7.563*, 37(7), 563-568. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-37.7.563>
- Jain, Pilliod, D., & Graham, R. (2004). Tongue-tied. *Wildfire*, 22-26.
- Jain, Pilliod, D. S., Graham, R. T., Lentile, L. B., & Sandquist, J. E. (2012). Index for Characterizing Post-Fire Soil Environments in Temperate Coniferous Forests. *Forests 2012*, Vol. 3, Pages 445-466, 3(3), 445-466. <https://doi.org/10.3390/F3030445>
- Jiménez-Ruano, A., Mimbbrero, M. R., & de la Riva Fernández, J. (2017). Understanding wildfires in mainland Spain. A comprehensive analysis of fire regime features in a climate-human context. *Applied Geography*, 89, 100-111. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.10.007>
- Jiménez-Ruano, A., Rodrigues Mimbbrero, M., & de la Riva Fernández, J. (2017). Exploring spatial-temporal dynamics of fire regime features in mainland Spain. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 17(10), 1697-1711. <https://doi.org/10.5194/nhess-17-1697-2017>
- Kaal, J., Carrión Marco, Y., Asouti, E., Martín Seijo, M., Martínez Cortizas, A., Costa Casáis, M., & Criado Boado, F. (2011). Long-term deforestation in NW Spain: linking the Holocene fire history to vegetation change and human activities. *Quaternary Science Reviews*, 30(1-2), 161-175. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2010.10.006>
- Keane, R. E. (2015). Wildland fuel fundamentals and applications. *Wildland Fuel Fundamentals and Applications*, 1-191. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-09015-3/COVER>
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116-126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Keeley, J. E., Brennan, T., & Pfaff, A. H. (2008). Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California shrublands. *Ecological applications : a publication of*

- the Ecological Society of America*, 18(6), 1530-1546. <https://doi.org/10.1890/07-0836.1>
- Keeley, J. E., Fotheringham, C. J., & Baer-Keeley, M. (2005). DETERMINANTS OF POSTFIRE RECOVERY AND SUCCESSION IN MEDITERRANEAN-CLIMATE SHRUBLANDS OF CALIFORNIA. *Ecological Applications*, 15(5), 1515-1534. <https://doi.org/10.1890/04-1005>
- Kellenberger, B., Marcos, D., & Tuia, D. (2018). Detecting mammals in UAV images: Best practices to address a substantially imbalanced dataset with deep learning. *Remote Sensing of Environment*, 216, 139-153. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2018.06.028>
- Key, C., & Benson, N. (2005). Landscape Assessment (LA) Sampling and Analysis Methods. En *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System* (pp. 1-51). <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-164>
- Key H, C., & Benson, N. (2006). Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. En *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System* (pp. 1-51). USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-164>
- Koski, W. R., Allen, T., Ireland, D., Buck, G., Smith, P. R., Macrander, A. M., Halick, M. A., Rushing, C., Sliwa, D. J., & McDonald, T. L. (2009). Evaluation of an Unmanned Airborne System for Monitoring Marine Mammals. *Aquatic Mammals*, 35, 347-357. <https://doi.org/10.1578/AM.35.3.2009.347>
- Krebs, P., Pezzatti, G. B., Mazzoleni, S., Talbot, L. M., & Conedera, M. (2010). Fire regime: History and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in Biosciences*, 129(1), 53-69. <https://doi.org/10.1007/S12064-010-0082-Z/FIGURES/5>
- Lamothe, K. A., Somers, K. M., & Jackson, D. A. (2019). Linking the ball-and-cup analogy and ordination trajectories to describe ecosystem stability, resistance, and resilience. *Ecosphere*, 10(3). <https://doi.org/10.1002/ECS2.2629>

- Lasaponara, R., & Tucci, B. (2019). Identification of Burned Areas and Severity Using SAR Sentinel-1. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, *16*(6), 917-921. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2018.2888641>
- Leone, V., Koutsias, N., Martínez, J., Vega-García, C., Allgöwer, B., & Lovreglio, R. (2003, septiembre). The Human Factor in Fire Danger Assessment. https://doi.org/10.1142/9789812791177{_}0006
- Liu, Y., Gong, W., Xing, Y., Hu, X., & Gong, J. (2019). Estimation of the forest stand mean height and aboveground biomass in Northeast China using SAR Sentinel-1B, multispectral Sentinel-2A, and DEM imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *151*, 277-289. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2019.03.016>
- Lloret, F., Jaime, L., Margalef-Marrase, J., Pérez-Navarro, M., & Batllori, E. (2022). Short-term forest resilience after drought-induced die-off in Southwestern European forests. *Science of The Total Environment*, *806*, 150940. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150940>
- Malanson, G. P., & Trabaud, L. (1988). Vigour of Post-Fire Resprouting by *Quercus Coccifera* L. *The Journal of Ecology*, *76*(2), 365. <https://doi.org/10.2307/2260598>
- Manuel Fernández-Guisuraga, J., Sanz-Ablanedo, E., Suárez-Seoane, S., & Calvo, L. (2018). Using Unmanned Aerial Vehicles in Postfire Vegetation Survey Campaigns through Large and Heterogeneous Areas: Opportunities and Challenges. *18*(586). <https://doi.org/10.3390/s18020586>
- Marlon, J. R., Bartlein, P. J., Carcaillet, C., Gavin, D. G., Harrison, S. P., Higuera, P. E., Joos, F., Power, M. J., & Prentice, I. C. (2008). Climate and human influences on global biomass burning over the past two millennia. *Nature Geoscience*, *1*(10), 697-702. <https://doi.org/10.1038/NGEO313>
- Martins Fernandes, P. A. (2001). Fire spread prediction in shrub fuels in Portugal. *Forest Ecology and Management*, *144*(1-3), 67-74. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00363-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00363-7)

- Matese, A., Toscano, P., Di Gennaro, S. F., Genesio, L., Vaccari, F. P., Primicerio, J., Belli, C., Zaldei, A., Bianconi, R., & Gioli, B. (2015). Intercomparison of UAV, aircraft and satellite remote sensing platforms for precision viticulture. *Remote Sensing*, 7(3), 2971-2990. <https://doi.org/10.3390/RS70302971>
- Matthews, S. (2014). Dead fuel moisture research: 1991-2012. *International Journal of Wildland Fire*, 23(1), 78-92. <https://doi.org/10.1071/WF13005>
- Mckenna, P., Erskine, P. D., Lechner, A. M., & Phinn, S. (2017). International Journal of Remote Sensing Measuring fire severity using UAV imagery in semi-arid central Queensland, Australia Measuring fire severity using UAV imagery in semi-arid central Queensland, Australia. *INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING*, 38(14), 4244-4264. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1317942>
- Merrill, D., & Alexander, M. (1987). Glossary of forest fire management terms.
- Miller, J. D., & Thode, A. E. (2007). Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment*, 109(1), 66-80. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2006.12.006>
- Miralles, M., Kraus, D., Molina Terr?n, D., Loureiro, C., Delogu, G., Ribet, N., & Vilalta, O. (2010, octubre). Improving Suppression Fire Capacity. En *European Forest Institute Research Report* (pp. 189-201, Vol. 23).
- Miteco. (2023a). *Agencia Estatal de Meteorología* (inf. téc.).
- Miteco. (2023b). *Anuario de Estadística Forestal 2023* (inf. téc.).
- Molina, García, J. P., Fernández, J. J., & Rodríguez y Silva, F. (2018). Prescribed fire experiences on crop residue removal for biomass exploitations. Application to the maritime pine forests in the Mediterranean Basin. *Science of The Total Environment*, 612, 63-70. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.08.182>
- Molina, González-Cabán, A., & Silva, F. (2019). Potential Effects of Climate Change on Fire Behavior, Economic Susceptibility and Suppression Costs in Mediterranean Ecosystems: Córdoba Province, Spain. *Forests*, 10, 679. <https://doi.org/10.3390/f10080679>

- Molina, Moreno, N., & Moreno, R. (2017). Influence of fire regime on forest structure and restoration of a native forest type in the southern Andean Range. *Ecological Engineering*, 102, 390-396. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2017.02.059>
- Molina Martínez, J. R. (2023). *Curso de ordenación del combustible y gestión de quemadas controladas* (inf. téc.). Universidad de Córdoba.
- Molina-Terrén & Cardil, A. (2016). Temperature determining larger wildland fires in NE Spain. *Theoretical and Applied Climatology*, 125(1-2), 295-302. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1511-1>
- Montealegre, A. L., Lamelas, M. T., Tanase, M. A., & de la Riva, J. (2017). Estimación de la severidad en incendios forestales a partir de datos LiDAR-PNOA y valores de Composite Burn Index. *Rev. teledetec.*, 2017(49 Special Issue), 1-16. <https://doi.org/10.4995/RAET.2017.7371>
- Montiel, C., & Krauss, D. (2010). *Best practices of fire use: prescribed burning and suppression: fire programmes in selected case-study regions in Europe*. European Forest Institute.
- Moreno, J. M. (1989). A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecol (Oecol Plant)*, 10, 57-68. <https://cir.nii.ac.jp/crid/1573950399781103488>
- Moreno, J. M., & Oechel, W. C. (1992). Factors controlling postfire seedling establishment in southern California chaparral. *Oecologia*, 90(1), 50-60. <https://doi.org/10.1007/BF00317808>
- Moritz, M. A., Batllori, E., Bradstock, R. A., Gill, A. M., Handmer, J., Hessburg, P. F., Leonard, J., McCaffrey, S., Odion, D. C., Schoennagel, T., & Syphard, A. D. (2014). Learning to coexist with wildfire. *Nature*, 515, 58-66. <https://doi.org/10.1038/nature13946>
- Neary, D. G., Ryan, K. C., & DeBano, L. F. (2005). Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4*. Ogden, UT: U.S. Depart-

- ment of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 p., 042.*
<https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4>
- Olivares Navarro, C. (2015). Climatología en Asturias en el periodo 1981-2010. TFM. Universidad de Oviedo.
- Oliveira, S., Oehler, F., San-Miguel-Ayanz, J., Camia, A., & Pereira, J. M. (2012). Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using Multiple Regression and Random Forest. *Forest Ecology and Management, 275*, 117-129. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.003>
- Parson, A., Robichaud, P. R., Lewis, S. A., Napper, C., & Clark, J. T. (2010). Field guide for mapping post-fire soil burn severity. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-243. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 49 p., 243.* <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-243>
- Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change, 110*(1-2), 215-226. <https://doi.org/10.1007/S10584-011-0060-6/METRICS>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience, 59*(7), 593-601. <https://doi.org/10.1525/BIO.2009.59.7.10/2/BIO.2009.59.7.10-F06.JPEG>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist, 204*(1), 55-65. <https://doi.org/10.1111/NPH.12921>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2021). Wildfires and global change. *Frontiers in Ecology and the Environment, 19*(7), 387-395. <https://doi.org/10.1002/FEE.2359>
- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A., & Vallejo, R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of Wildland Fire, 17*(6), 713-723. <https://doi.org/10.1071/WF07151>

- Pereira, P., Mataix-Solera, J., Úbeda, X., Rein, G., & Cerdá, A. (2019). *Fire effects on soil properties*. CRC Press, Florida, Estados Unidos.
- Pérez, B., & Moreno, J. M. (1998). Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology*, 139(1), 91-101. <https://doi.org/10.1023/A:1009702520958/METRICS>
- Pesqueira, X., Muñoz, A., Álvarez, R., García Duro, J., Basanta, M., Casal, M., Reyes, O., y col. (2005). Estudio ecológico del matorral atlántico de interés para conservación. Respuesta estructural a usos tradicionales en Galicia. *Revista Real Academia Gallega de Ciencias (España)*.
- Philipp, M. B., & Levick, S. R. (2019). Exploring the Potential of C-Band SAR in Contributing to Burn Severity Mapping in Tropical Savanna. *Remote Sensing 2020, Vol. 12, Page 49, 12(1)*, 49. <https://doi.org/10.3390/RS12010049>
- Pitts, W. M. (2007). Ignition of Cellulosic Fuels by Heated and Radiative Surfaces (NIST TN 1481). <https://doi.org/10.6028/NIST.TN.1481>
- Pyne. (2009). Eternal flame: An introduction to the fire history of the mediterranean. *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*, 11-26. https://doi.org/10.1007/978-3-642-01754-4{_}2/COVER
- Pyne, Andrews, P., & Laven, R. (1996). *Introduction to wildland fire, revised*.
- Quintano, C., Fernández-Manso, A., Calvo, L., Marcos, E., & Valbuena, L. (2015). Land surface temperature as potential indicator of burn severity in forest Mediterranean ecosystems. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 36, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.10.015>
- Rahman, S., Chang, H. C., Tomkins, K., & Hehir, W. (2020). Bushfire severity mapping using sentinel-1 and -2 imagery. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*, 1114-1116. <https://doi.org/10.1109/IGARSS39084.2020.9323421>
- Reardon, J. (2019). Ground Fire. *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*, 1-6. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8{_}27-1

- Reyes, O., & Casal, M. (2008). Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science*, 19(4), 575-583. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18412>
- Rodrigues, M., Jiménez-Ruano, A., & de la Riva, J. (2020). Fire regime dynamics in mainland Spain. Part 1: Drivers of change. *Science of The Total Environment*, 721, 135841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135841>
- Rodríguez y Silva, F., & Molina-Martínez, J. R. (2012). Modeling Mediterranean forest fuels by integrating field data and mapping tools. *European Journal of Forest Research*, 131(3), 571-582. <https://doi.org/10.1007/S10342-011-0532-2>
- Rodríguez y Silva, F., O'Connor, C. D., Thompson, M. P., Molina Martínez, J. R., & Calkin, D. E. (2020). Corrigendum to: Modelling suppression difficulty: current and future applications. *International Journal of Wildland Fire*, 29(8), 752. <https://doi.org/10.1071/WF19042>
- Rogers, B. M., Balch, J. K., Goetz, S. J., Lehmann, C. E., & Turetsky, M. (2020). Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. *Environmental Research Letters*, 15(3), 030201. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB6D3A>
- Rothermel, R. (1972). A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. *Intermountain Forest & Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture*, 115. <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/32533>
- Ryan, K. C. (2002). Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36(1), 13-39. <https://doi.org/10.14214/SF.548>
- Ryan, K. C., Knapp, E. E., & Varner, J. M. (2013). Prescribed fire in North American forests and woodlands: history, current practice, and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(s1). <https://doi.org/10.1890/120329>
- San-Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., Boca, R., Libertà, G., Branco, A., DE, R., Ferrari, D., MAIAN-TI, P., ARTES, V. T., PFEIFFER, H., y col. (2018). Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2018.

- San-Miguel-Ayanz, J., Moreno, J. M., & Camia, A. (2013). Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 294, 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.050>
- Santín, C., Doerr, S. H., Kane, E. S., Masiello, C. A., Ohlson, M., de la Rosa, J. M., Preston, C. M., & Dittmar, T. (2016). Towards a global assessment of pyrogenic carbon from vegetation fires. *Global Change Biology*, 22(1), 76-91. <https://doi.org/10.1111/GCB.12985>
- Santín, C., Knicker, H., Fernández, S., Menéndez-Duarte, R., & Álvarez, M. Á. (2008). Wildfires influence on soil organic matter in an Atlantic mountainous region (NW of Spain). *CATENA*, 74(3), 286-295. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2008.01.001>
- Santo, M. F. V., Gutiérrez, E., Vallejo, R., Meunier, I. J., & Cillero, D. (2003). Diversidade da vegetação pós-incêndio em terraços abandonados e ladeiras não cultivadas em Valença, Espanha. *Revista Árvore*, 27, 399-405. <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/12449>
- Santos, P. M., Tárrega, R., & Calvo, L. (2021). Efecto a medio plazo de la recurrencia de los incendios forestales en la regeneración post-fuego del pinar de Tabuyo del Monte. *Ambiociencias*, 131-142. <https://doi.org/10.18002/ambioc.i19.7335>
- Seijo, F., & Gray, R. (2012). Pre-Industrial Anthropogenic Fire Regimes in Transition: The Case of Spain and its Implications for Fire Governance in Mediterranean Type Biomes. *Human Ecology Review*, 19(1), 58-69. <http://www.jstor.org/stable/24707615>
- Shade, A., Peter, H., Allison, S. D., Baho, D. L., Berga, M., Bürgmann, H., Huber, D. H., Langenheder, S., Lennon, J. T., Martiny, J. B., Matulich, K. L., Schmidt, T. M., & Handelsman, J. (2012). Fundamentals of microbial community resistance and resilience. *Frontiers in Microbiology*, 3(DEC), 37301. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2012.00417/BIBTEX>
- Shakesby, R. A., & Doerr, S. H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3-4), 269-307. <https://doi.org/10.1016/J.EARSCIREV.2005.10.006>

- Soverel, N. O., Perrakis, D. D., & Coops, N. C. (2010). Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada. *Remote Sensing of Environment*, *114*(9), 1896-1909. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2010.03.013>
- Steel, Z. L., Foster, D., Coppoletta, M., Lydersen, J. M., Stephens, S. L., Paudel, A., Markwith, S. H., Merriam, K., & Collins, B. M. (2021). Ecological resilience and vegetation transition in the face of two successive large wildfires. *Journal of Ecology*, *109*(9), 3340-3355. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13764>
- Stephens, S. L., & Moghaddas, J. J. (2005). Experimental fuel treatment impacts on forest structure, potential fire behavior, and predicted tree mortality in a California mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management*, *215*(1-3), 21-36. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.03.070>
- Sullivan, A. L., & Gould, J. S. (2020). Wildland Fire Rate of Spread. *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*, 1095-1098. https://doi.org/10.1007/978-3-319-52090-2{_}55
- Tanase, M. A., Kennedy, R., & Aponte, C. (2015). Radar Burn Ratio for fire severity estimation at canopy level: An example for temperate forests. *Remote Sensing of Environment*, *170*, 14-31. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2015.08.025>
- Tedim, F., Leone, V., Amraoui, M., Bouillon, C., Coughlan, M. R., Delogu, G. M., Fernandes, P. M., Ferreira, C., McCaffrey, S., McGee, T. K., Parente, J., Paton, D., Pereira, M. G., Ribeiro, L. M., Viegas, D. X., & Xanthopoulos, G. (2018). Defining Extreme Wildfire Events: Difficulties, Challenges, and Impacts. *Fire 2018, Vol. 1, Page 9, 1*(1), 9. <https://doi.org/10.3390/FIRE1010009>
- Tessler, N., Wittenberg, L., & Greenbaum, N. (2016). Vegetation cover and species richness after recurrent forest fires in the Eastern Mediterranean ecosystem of Mount Carmel, Israel. *Science of The Total Environment*, *572*, 1395-1402. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.02.113>
- Thornes, J. B. (2005). Coupling erosion, vegetation and grazing. *Land Degradation Development*, *16*, 127-138. <https://doi.org/10.1002/ldr.655>

- Torresan, C., Berton, A., Carotenuto, F., Gennaro, S. F. D., Gioli, B., Matese, A., Miglietta, F., Vagnoli, C., Zaldei, A., & Wallace, L. (2017). Forestry applications of UAVs in Europe: a review. *International Journal of Remote Sensing*, *38*, 2427-2447. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1252477>
- USDA Forest Service. (2014). The National Strategy: the Final Phase. En *the Development of the National Cohesive Wildland Fire Management Strategy* (pp. 93-64).
- Vallejo, V. R., Serrasolses, I., Alloza, J. A., Baeza, M. J., Bladé, C., Chirino, E., Duguay, B., Fuentes, D., Pausas, J. G., Valdecantos, A., & Vilagrosa, A. (2009). Long-term restoration strategies and techniques. *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*, 373-398. <https://doi.org/10.1201/9781439843338-C14>
- Valor, T., González-Olabarria, J. R., & Piqué, M. (2015). Assessing the impact of prescribed burning on the growth of European pines. *Forest Ecology and Management*, *343*, 101-109. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.02.002>
- Vega, J. A., Fernández, C., & Fonturbel, T. (2005). Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation & Development*, *16*(1), 37-51. <https://doi.org/10.1002/LDR.643>
- Vega, J. A., Fontúrbel, T., Fernández, C., Díaz-Raviña, M., Carballas, M. T., Martín, A., González-Prieto, S., Merino, A., & Benito, E. (2013). Acciones urgentes Contra la Erosión en Áreas Florestales Quemadas - Guía para su planificación em Galicia, 139.
- Vega, J. A., Fontúrbel, T., Merino, A., Fernández, C., Ferreiro, A., & Jiménez, E. (2013). Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland. *Plant and Soil*, *369*(1-2), 73-91. <https://doi.org/10.1007/S11104-012-1532-9/TABLES/7>
- Vega, J. A., Pérez, P., Cuiñas, P., Fonturbel, M. T., & Fernández, M. C. (2001). *Manual de queimas prescritas para matogueiras de Galicia*. Xunta de Galicia Lourizan. Pontevedra.

- Vega-García, C., & Chuvieco, E. (2006). Applying Local Measures of Spatial Heterogeneity to Landsat-TM Images for Predicting Wildfire Occurrence in Mediterranean Landscapes. *Landscape Ecology*, 21(4), 595-605. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-4119-5>
- Weise, D. R., Koo, E., Zhou, X., Mahalingam, S., Morandini, F., & Balbi, J. H. (2016). Fire spread in chaparral - A comparison of laboratory data and model predictions in burning live fuels. *International Journal of Wildland Fire*, 25(9), 980-994. <https://doi.org/10.1071/WF15177>
- Xanthopoulos, G., Athanasiou, M., & Ziogiannis, N. (2015). Use of fire for wildfire suppression during the fires of 2007 in Greece, 26-29.
- Xanthopoulos, G., & Athanasiou, M. (2020). Crown Fire. *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8\13-1>
- Xanthopoulos, G., Leone, V., & Delogu, G. M. (2019). The suppression model fragilities. *Extreme Wildfire Events and Disasters: Root Causes and New Management Strategies*, 135-153. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815721-3.00007-2>
- Zhang, J., Hu, J., Lian, J., Fan, Z., Ouyang, X., & Ye, W. (2016). Seeing the forest from drones: Testing the potential of lightweight drones as a tool for long-term forest monitoring. *Biological Conservation*, 198, 60-69. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2016.03.027>