



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

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

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

Efectos de las quemas prescritas en el mantenimiento de un área de baja carga de combustible

MIR SABATÉ, A¹. y BARAZA RUIZ, C¹.

¹ Gobierno de Aragón. Servicio Provincial de Zaragoza del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente.

e-mail: quemaprescritazac@gmail.com

Resumen

El uso del fuego prescrito se presenta como una herramienta eficaz en el mantenimiento de áreas de baja carga de combustible. En esta ponencia se exponen los resultados obtenidos al analizar el efecto de tres quemas prescritas desarrolladas en una secuencia temporal anual en un pinar de repoblación de la provincia de Zaragoza. Se ha estudiado el régimen térmico de cada quema según la clase de combustible, su relación con la altura de soflamado en las copas del arbolado y la protección sobre el suelo que se logra tras el subsecuente desfronde. El fuego de baja intensidad, incapaz de activar el banco edáfico de especies reclutadoras, ha modificado la composición específica bajo dosel mientras que la tasa de erosión analizada no ha mostrado resultados significativos frente al tiempo transcurrido o tipo de tratamiento. Los resultados indican que el fuego prescrito puede utilizarse eficazmente en el mantenimiento de infraestructuras de defensa contra incendios forestales con efectos tolerables sobre el sistema forestal, permitiendo alcanzar los objetivos perseguidos. También se han comparado costes entre diferentes tipos de tratamientos de control de la vegetación, resultando ser las quemas moderadamente eficientes en comparación con el resto.

Palabras clave

Altura de soflamado, longitud de llama, desfronde, tasa de erosión.

1. Introducción

El fuego, elemento natural en los ecosistemas, ha estado presente continuamente ejerciendo su función y, aunque en muchas ocasiones ha sido calificado como destructivo, desde el aspecto ecológico lo único que produce son cambios no siempre perjudiciales (MOLINA, 1993). Aunque de difícil aceptación social, es necesario comprender que algunos ecosistemas deben sufrir una perturbación para su regeneración y evolución. Determinadas plantas se han adaptado al fuego, bien sea para facilitar la regeneración por su capacidad de germinar rápidamente tras la perturbación o de rejuvenecer el sistema aéreo mediante el rebrote. Ciertos animales basan su estrategia de caza aprovechando los espacios abiertos creados por el fuego o capturando las especies que huyen de las llamas. En la superficie edáfica, los cambios que produce el fuego no siempre son deseables, la alta intensidad de fuego desencadena procesos no admisibles que implican su degradación.

Generalmente, en un ecosistema forestal, el fuego provoca una modificación sobre tres de sus grandes elementos, los restos vegetales o “necromasa”, las especies vegetales vivas o “biomasa” y el suelo. La necromasa desaparece si la intensidad del fuego permite su combustión completa, provocando efectos en el horizonte orgánico y mineral superficial en el caso de estar en contacto con el suelo. Existen numerosos estudios que demuestran las modificaciones fisicoquímicas que el fuego produce en la matriz del suelo (OLARIETA *et al.*, 2008; GONZALEZ-VILA *et al.*, 2009; MATAIX-SOLERA y CERDÁ, 2009). En relación con la

biomasa, diferentes regímenes de fuego provocan que las comunidades vegetales varíen si en ellas existen especies con distintas estrategias, rebrotadoras, reclutadoras o ambas, (DUGUY, 2004). El cambio más significativo se produce en el suelo si el horizonte orgánico es consumido por el fuego, desprotegiendo el horizonte mineral e iniciándose procesos erosivos que implican pérdida de suelo, que pueden llegar a alcanzar valores de entre 1 Mg/ha · año a 100 Mg/ha · año según diferentes factores, (VEGA *et al.*, 1982, 2005; VEGA y DÍAZ-FIERROS, 1987; SOTO y DÍAZ-FIERROS, 1998; DÍAZ-FIERROS, 2006). Acículas, ramas o partes del arbolado que quedaron soflamadas tras el paso del fuego y cayeron al suelo simulando un “mulching” de paja, pueden ayudar a disminuir estos procesos erosivos (FERNÁNDEZ *et al.*, 2006; 2016; FERNÁNDEZ y VEGA, 2016a; 2016b; VEGA, 2016; VEGA *et al.*, 2013).

Debido a un mal uso o abuso del fuego como herramienta agrosilvopastoril y sus consecuencias, se aplicaron políticas restrictivas siendo uno de sus efectos la demonización social del uso consuetudinario del fuego. Ahora, vista la problemática existente en la mayoría de los montes (gran acumulación de combustible), los incendios que se generan pueden alcanzar gran dimensión e intensidad, afectando considerablemente a la sociedad por las pérdidas ambientales, económicas y sociales, generando problemas de protección civil. Además, si la vegetación que ejerce de sumidero de CO₂, se quema descontroladamente a causa de los incendios forestales, se contribuye al calentamiento global y al cambio climático (LEVINE *et al.*, 1995). Por todo ello, se deben buscar herramientas capaces de gestionar el combustible forestal, siendo el fuego prescrito una de las de mayor interés por su eficacia, y que se está utilizando cada vez con mayor frecuencia y rigor.

El fuego prescrito suele simular un fuego de baja intensidad por sus condiciones de aplicación similares a las fases iniciales de un incendio provocado por rayo. Es importante diagnosticar los efectos que produce la quema prescrita y si estos son asumibles por el sistema además de comparar su viabilidad económica frente a otras herramientas capaces de gestionar similares acumulaciones de combustible.

2. Objetivos

El principal objetivo del estudio presentado consistió en evaluar si el uso del fuego prescrito como herramienta de gestión, provocó en el sistema forestal efectos significativos, analizando con detalle la vegetación y suelo forestal, determinando además su eficiencia en el mantenimiento de un Área de Baja Carga de Combustible (ABCC).

3. Metodología

Para llevar cabo el estudio se realizaron tres quemas prescritas en tres años consecutivos, febrero del 2016 y en marzo del 2017 y 2018. La superficie para quemar (3 ha de media por quema) se situó en un pinar de repoblación del Monte de Utilidad Pública nº 7 cuya especie principal es *Pinus pinaster* Ait., ubicado en el ABCC de la Sierra de la Virgen (Sistema Ibérico Central), en el término municipal de Aranda de Moncayo (Zaragoza).

Las parcelas se quemaron mediante un fuego a favor por fajas o puntos. En cada parcela de quema se establecieron mediante distribución aleatoria (BORRERO Y MONTERO, 2004), subparcelas muestrales (4) y una subparcela testigo, rectangulares y con una dimensión de 10 x 20 m cada una, donde se contabilizó la frecuencia de las especies presentes antes y después del paso del fuego, la tasa de erosión y altura de soflamado.

Solamente en la parcela quemada en el año 2018 se estimó el consumo de horizonte orgánico y se midió la temperatura alcanzada en el horizonte orgánico y mineral superficial. Además, considerando los efectos de la combustión ocasionados según la clase de combustible quemado, se midió la longitud de llama, así como la altura de soflamado y el desfronde producido sobre el arbolado por el calor de convección.

La comunidad vegetal presente en el ABCC afectada por el fuego en el momento de efectuar las quemas, estaba compuesta por un dosel arbóreo del género *Pinus* sp. (*P. pinaster* Ait. y *P. nigra* Arnold. fundamentalmente) con presencia esporádica de pies de *Pinus sylvestris* L. *Quercus ilex* L. acompañado de matorral intolerante termomediterráneo como *Cytisus scoparius* (L.) LINK, *Cistus laurifolius* L., *Cistus albidus* L., *Genista scorpius* (L.) DC. También, bajo dosel, se hallaban acordonados a máxima pendiente y con una carga media de 12,6 Mg/ha los restos de tratamientos selvícolas resultantes de la ejecución del ABCC.

Para poder determinar la variabilidad de las especies vegetales bajo dosel, se siguió el método de muestreo denominado “*point quadrat*” (SUTHERLAND, 2006; GÓMEZ, 2008) a lo largo de las dos diagonales de las subparcelas de 200 m², e iniciando la prospección a 1 m del vértice de cada parcela. Cada 2 m de distancia se contabilizó mediante un cuadrado metálico de 0,25 m² qué especies vegetales quedaban inscritas en él, obteniendo la frecuencia total por suma de las frecuencias de cada punto de muestreo. Con los datos obtenidos se calculó la media y la desviación típica de cada especie presente en las subparcelas muestreadas y subparcelas testigo.

Para calcular la tasa de erosión presente tras las quemas se utilizó el mismo método de muestreo descrito para prospectar la frecuencia de especies vegetales. Utilizando una malla metálica cuadrada de 0,25 m² se estimó mediante la adaptación del método de RANGER & FRANK, (1978) la variación del perfil superficial del suelo. Para ello se midieron los rasgos microtopográficos presentes en cada una de las celdas de la malla metálica que presentaron suelo desnudo. Sucesivamente, se calculó el balance neto del volumen de suelo movilizado tras la quema prescrita en cada subparcela mediante la suma de los volúmenes medidos en los puntos de muestreo. Se muestreó una superficie de 5,5 m² por subparcela muestreada, obteniendo 88 puntos en las subparcelas muestreadas y 22 puntos de la subparcela testigo para cada una de las quemas realizadas. Este volumen de suelo movilizado se intentó explicar mediante un modelo mixto de regresión, implementado con R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009) utilizando las parcelas como factor aleatorio y como variables explicativas el tratamiento (quemado/ no quemado) y el año de la quema. Únicamente se incluyeron en el modelo final aquellas variables con un P-valor inferior a 0,05.

La altura de soflamado en la copa del arbolado, así como la altura de copa viva y la altura de inserción de la primera rama viva (verde) se midieron utilizando un dendrómetro modelo Vertex IV. Las tres variables se obtuvieron de todos los pies mayores ubicados dentro de las subparcelas de 20 x 10 m. Con los datos obtenidos se calculó la media y la desviación típica de la altura de soflamado. Un modelo lineal mixto, implementado con R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009) fue utilizado para analizar qué variables podían explicar la altura de soflamado. Se consideraron variables explicativas la altura del árbol, la altura de la primera rama viva, la longitud de copa, la longitud de copa viva y el tipo de combustible, y como efecto aleatorio la subparcela muestral. Únicamente se incluyeron en el modelo final aquellas variables con un P-valor inferior a 0,05.

Para calcular la longitud de llama, altura de copa soflamada y cantidad de acícula desprendida del arbolado según la clase de combustible quemado, en la quema del año 2018, se distinguieron cinco clases de combustibles presentes en todas las parcelas donde se ejecutaron las quemas:

- i. Restos de tratamientos selvícolas
- ii. Sotobosque de encina
- iii. Restos de *Cistus* sp.
- iv. Restos de *Cytisus* sp.
- v. Otros restos bajo dosel de pinar, (acículas, ramillas, etc.)

Por cada clase de combustible, se replantearon sobre el terreno una subparcela rectangular de 10 x 8 m ubicadas de forma dirigida en las zonas donde se hallaba cada clase de combustible, disponiendo un total de 5 subparcelas.

Mediante jalones de medición (utilizando los propios fustes arbóreos presentes en cada parcela) se calculó la altura de llama obtenida al quemar cada clase de combustible. Posteriormente, mediante aplicación trigonométrica se calculó la longitud de llama por cada clase de combustible según la pendiente del terreno.

Para diagnosticar la influencia de la convección provocada por cada clase de combustible en la altura de copa soflamada y altura de la primera rama viva, se utilizó un modelo lineal mixto introduciendo la parcela como efecto aleatorio y considerando como significativo el efecto de las variables explicativas sólo si su P-valor era inferior a 0,05.

Para determinar el peso de las acículas desprendidas del arbolado a causa del soflamado, se establecieron diferentes puntos de muestreo en cada subparcela replanteada para la quema del año 2018. En las subparcelas seleccionadas de forma aleatoria se establecieron 4 puntos de muestreo aleatorios distribuidos en los ejes principales de la parcela según máxima pendiente y curva de nivel. Determinados estos puntos, se recogieron todas las acículas de una superficie de 1 m², siendo prospectados en cada subparcela 4 m². En total, se obtuvieron muestras de 16 puntos que fueron recolectadas pasados seis meses desde que se realizó la quema.

Por el contrario, en las subparcelas seleccionadas de forma dirigida se obtuvo la cantidad de acícula en 2 puntos de muestreo por cada subparcela y clase de combustible. La ubicación de los puntos de muestreo se realizó de forma aleatoria en los ejes principales de la parcela según máxima pendiente y curva de nivel, extrayendo todas las acículas existentes en 1 m², obteniendo muestras de 10 puntos diferentes.

Para procesar las variables influyentes referentes a la cantidad de acícula deprendida (en peso), se utilizó una regresión lineal que analizó como posibles variables explicativas la altura de la copa soflamada, la altura del árbol, y la longitud de copa. Solo se consideraron las regresiones en las que las variables explicativas tenían un P-valor inferior a 0,05.

Para determinar la temperatura que alcanzó el horizonte orgánico y mineral superficial durante la realización de la quema, se instaló, en el centro de cada subparcela replanteada de forma aleatoria, un dispositivo de fabricación propia que contenía cuatro termopares. Los termopares “tipo k” quedaron unidos mediante un cable de 10 m a una interfaz que midió la temperatura alcanzada durante el desarrollo de las quemas. El primer sensor tomó lecturas en un umbral de 0 hasta los 1.250 °C. Los otros tres restantes solo midieron la variación de temperatura entre los 0 y los 482 °C. La distribución de los termopares fue la siguiente: el primer sensor quedó situado a ras de suelo, (cota 0 cm); el segundo sensor a cota - 4 cm; el tercer sensor a cota - 6 cm y, el cuarto sensor a cota - 8 cm. Con los valores registrados se calculó la temperatura media y la desviación típica de cada termopar. Mediante una distribución t-Student con una probabilidad del 95% y n-1 grados de libertad se determinó la temperatura registrada por cada termopar que quedó fuera del intervalo de confianza.

Se estimó el consumo de horizonte orgánico en el suelo tras el paso de la quema mediante el método de “point quadrat”, utilizando como unidad muestral un clavo de 15 cm de longitud. Replanteada la subparcela de 10 x 20 m, en las dos diagonales se fijaron los puntos de muestreo cada 2 m de distancia, iniciando la prospección a 2 m del vértice de la subparcela. En cada punto, se introdujo en el suelo la totalidad del clavo hasta que la cabeza de éste quedó rasante con el horizonte orgánico sin ejercer presión. Se prospectaron 22 puntos por cada subparcela muestreada, determinando el espesor del horizonte orgánico consumido midiendo la distancia desde la cabeza del clavo hasta la superficie del suelo. Se anotó la presencia o ausencia del paso del fuego en cada uno de los puntos de muestreo, la existencia de suelo mineral o la inexistencia de cambios en la superficie edáfica. De las 4 subparcelas prospectadas se obtuvieron un total de 88 puntos de muestreo. Los valores observados fueron tratados mediante el estadístico t-Student con una probabilidad del 95% y n-1 grados de libertad.

Para evaluar el coste por hectárea de una jornada de quema ejecutada por el personal del operativo de prevención y extinción de incendios forestales del Gobierno de Aragón, su coste, se comparó con el coste por hectárea de cuatro posibles tratamientos de eliminación del combustible y con el coste de ejecutar la quema prescrita con tarifas. Para ello, se utilizaron las tarifas oficiales del GRUPO TRAGSA publicados en su Catálogo de Tarifas y actualizadas al año 2020. Al coste de ejecución se le consideró el posible coste que supondría realizar una jornada de formación sobre manejo del fuego real, dado que las quemas prescritas ejecutadas supusieron la formación de los asistentes. Para realizar la comparación, y a fin de conseguir resultados comparables, las unidades de obra seleccionadas (Tabla 1) se corresponden a una misma descripción con iguales características de diámetro basal de corte (de 3-6 cm), misma cabida cubierta (entre el 50-80%), y misma pendiente (menor o igual a 30%).

Tabla 1. Unidades de obra seleccionadas del catálogo de tarifas de TRAGSA para comparar costes con la quema prescrita.

| Código | Unidad | Resumen |
|---------|--------|---|
| F04046 | ha | Roza selectiva y manual de matorral |
| F08162 | ha | Eliminación de residuos procedentes de rozas |
| F04064 | h | Roza selectiva con motodesbrozadora |
| F08162 | ha | Eliminación de residuos procedentes de rozas |
| F04084 | ha | Roza mecánica con desbrozadora de arrastre |
| F04087 | ha | Roza mecanizada con retroaraña con cabezal desbrozador |
| F08146 | Ha | Quema de residuos forestales procedentes de tratamiento |
| F08282 | horas | selvícola Cuadrilla de vigilancia de quemas (Tragsa) |
| F08146 | ha | Quema de residuos forestales procedentes de tratamiento |
| ATB_DGA | horas | selvícola Autobomba D.G.A. |

A cada unidad de obra se le aplicó el rendimiento correspondiente a la tarifa de Tragsa. Se calcularon las jornadas de trabajo para que las unidades de obra descritas se ejecutaran con una cuadrilla de 5 personas (Tipología de las cuadrillas del operativo de prevención y extinción de incendios de Aragón). Se adicionaron los costes de transporte, dietas y demás impuestos correspondientes. Finalmente, a cada uno de los tratamientos comparados propuestos, se le sumó el coste de una jornada de formación en quemas prescritas para hacer comparables los datos calculando el coste para una quema ejecutada en una superficie de 3,5 ha y, a partir de ésta, se halló el coste por hectárea.

4. Resultados

El fuego prescrito logró modificar el estrato arbustivo bajo dosel, observándose un incremento de las especies rebrotadoras y disminución en las especies reclutadoras. Especies como *Quercus ilex* L., *Cytisus scoparius* L. (LINK), *Rubia peregrina* L. y *Vicia cracca* L., debido a sus caracteres biológicos, presentaron gran adaptación a la perturbación, aumentando su presencia en el ABCC. El estudio estadístico realizado para el total de individuos contabilizados durante el muestreo indicó que, tras el paso del fuego prescrito, especies como el *Cistus laurifolius* L. y *Brachypodium retusum* (PERS) redujeron significativamente su presencia en las subparcelas muestreadas respecto a las testigos (Figura 1).

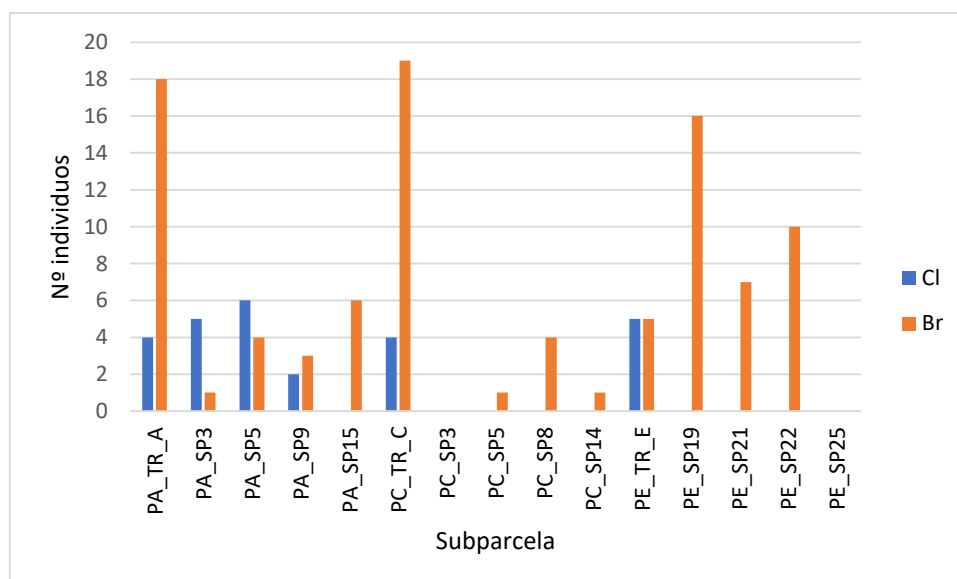


Figura 1. Especies que presentaron diferencias significativas respecto al resto, contabilizadas en las subparcelas muestreadas (PA_SP, PC_SP y PE_SP) respecto a las subparcelas testigo (PA_TR). En azul (CI) *Cistus laurifolius* L. y en naranja (Br) *Brachypodium retusum* (PERS).

El calor de convección que generó el fuego prescrito afectó claramente a las copas del arbolado. Utilizando como variables explicativas la altura del árbol, la altura de la primera rama viva, la longitud de copa, la longitud de copa viva, y como variable aleatoria el año de quema, se obtuvo que la altura de soflamado (HSf) (Figura 2) aumentó significativamente con la altura del árbol ($P < 0.005$).

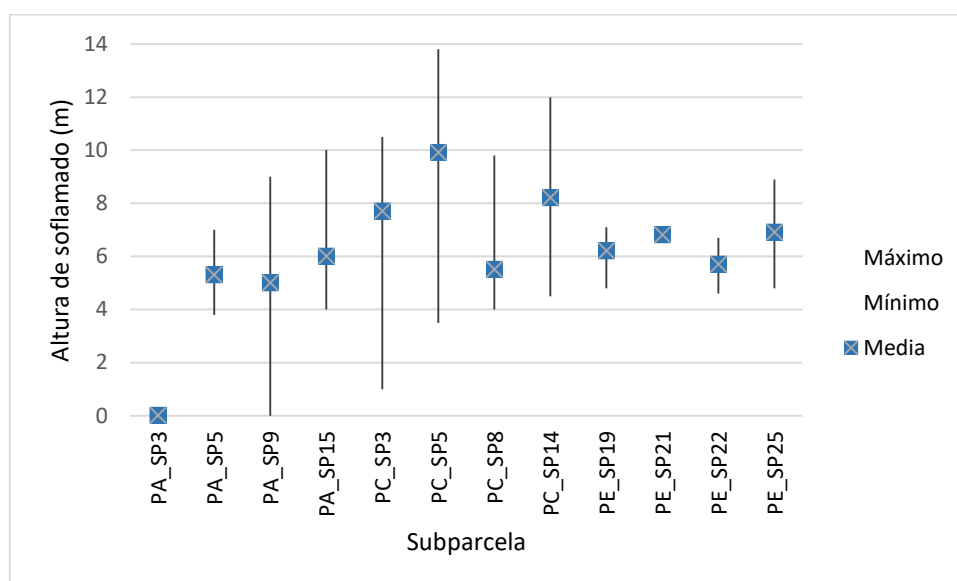


Figura 2. Distribución de la altura de soflamado (HSf) contabilizada en las subparcelas muestreadas (PA_SP, PC_SP y PE_SP).

En la quema del año 2016 se registraron alturas medias de soflamado menores a la de los años 2017 y 2018, y en la del año 2017 la altura media de soflamado fue mayor que en el año 2018. La altura de copa soflamada (HCSf) (Figura 3) en cambio, aumentó significativamente con la longitud de copa ($P < 0.001$) y disminuyó al aumentar la altura de

la primera rama viva ($P<0'001$) con variaciones significativas según el año de quema ($P=0'05$).

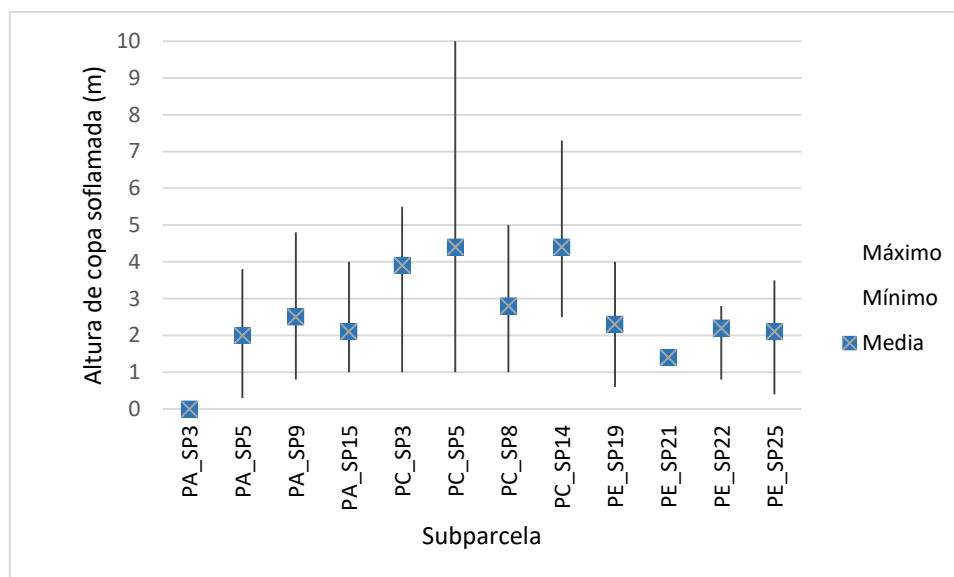


Figura 3. Distribución de la altura de copa soflamada (HCSf) contabilizada en las subparcelas muestradas (PA_SP, PC_SP y PE_SP).

La quema prescrita provocó un aumento de la excavación en el horizonte orgánico y mineral superficial, registrando presencia de erosión laminar difusa principalmente y en menor medida por salpicadura, tanto en las subparcelas muestrales como en la testigo. (Figura 4).



Figura 4. Signos de erosión laminar difusa y detalle de una microfajina formada por el arrastre de acículas y depositadas sobre tallos verticales parcialmente consumidos por el fuego.

La tasa media de erosión resultó proporcional a los meses transcurridos desde la quema y el periodo de muestreo, ascendiendo hasta valores de 446 kg/ha · año, para la quema realizada en el año 2016, 227 kg/ha · año para la quema del 2017 y 235 kg/ha · año para la quema del año 2018 (Figura 5). El análisis estadístico mostró que ni la quema ($P=0,11$) ni el año en la que se realizó ($P=0,09$) tuvieron un efecto significativo en el valor de la erosión.

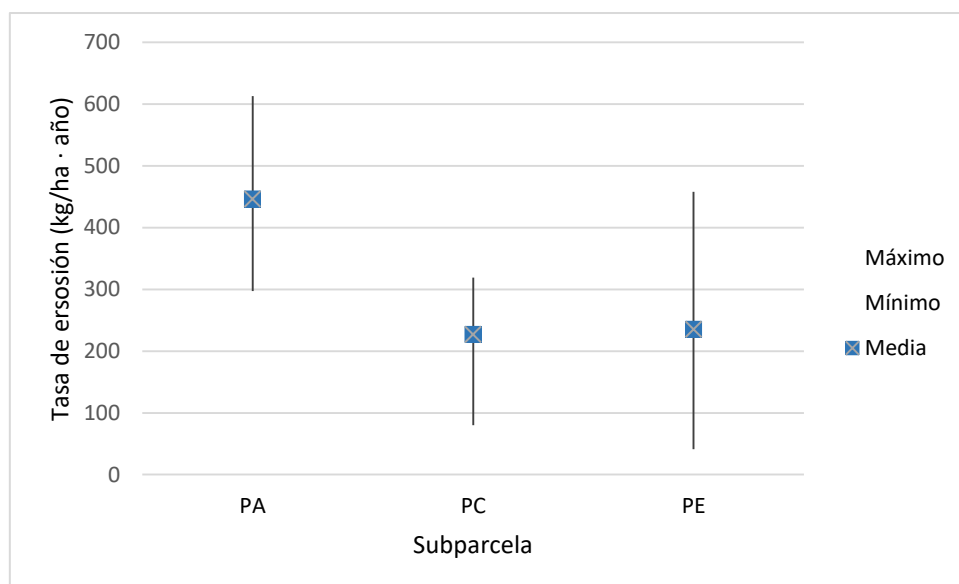


Figura 5. Tasa de erosión según el tiempo transcurrido desde la quema hasta el muestreo (PA: quema en 2016, muestreo a los 11 meses; PC: quema en 2017, muestreo a los 9 meses; PE: quema en 2018, muestreo a los 5 meses).

De los registros de temperatura tomados a ras de suelo durante la ejecución de la quema del año 2018 (Figura 6), el valor máximo alcanzado fue de 192,6 °C, no llegando a superar el límite por el cual se inician los procesos que modifican las características físicas y químicas (250 °C), inicio de la combustión de la materia orgánica MATAIX-SOLERA, (1999). Mientras que a ras de suelo solo dos de los registros quedaron fuera del intervalo de confianza (subparcelas PE_SP21 y PE_SP25), los valores de temperatura obtenidos a -4, -6 y -8 cm de la superficie del suelo, se mantuvieron sin variaciones significativas.

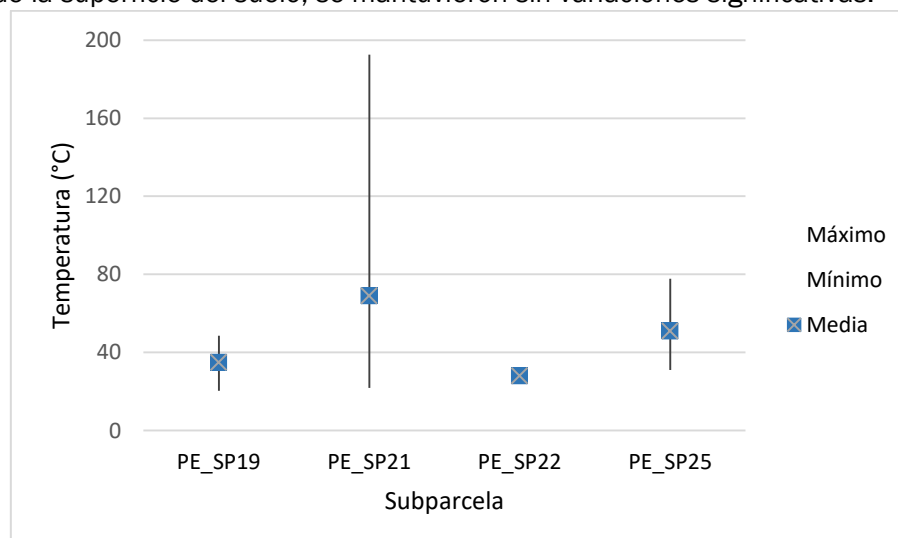


Figura 6. Temperatura registrada por el termopar dispuesto en superficie (cota 0) durante el paso del fuego prescrito en cada una de las subparcelas quemada en el año 2018.

En 43 clavos instalados (51% del total), se observó consumo del horizonte orgánico, con una pérdida media de 6 mm, mientras que, en el resto, no se produjo disminución de la altura de este horizonte (Figura 7). De estos 43 clavos, en 24 de ellos (el 28% del total) la altura consumida fue inferior a la media. Solo en 11 clavos (10% del total) se observó que

el consumo del horizonte orgánico resultó ser significativamente superior a la media. En el resto de las muestras, los valores se mantuvieron dentro del intervalo de confianza.

El valor máximo de longitud de llama (3,53 m) se observó al quemar combustibles de la clase “*Cistus* sp.”, mientras que al quemar los combustibles pertenecientes a la clase “Restos de tratamientos selvícolas”, la longitud de llama máxima solo alcanzó 2,5 m. Para el resto de las clases de combustible las longitudes de llama obtenidas apenas alcanzaron los 2 m. Analizados los valores medios de longitud de llama mediante un modelo lineal mixto, no se observaron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre las longitudes de llama generadas por cada una de las diferentes clases de combustibles. Relacionando la longitud de llama y cantidad de combustible, se observó que al quemar un peso medio de 1,2 kg/m² de la clase “*Cistus* sp.” se generó una longitud de llama media de 2,15 m, superior a la alcanzada durante la quema del combustible de la clase “Restos de tratamientos selvícolas”, que con sus 5,3 kg/m² de peso, la longitud de llama media alcanzada fue de 2,05 m.

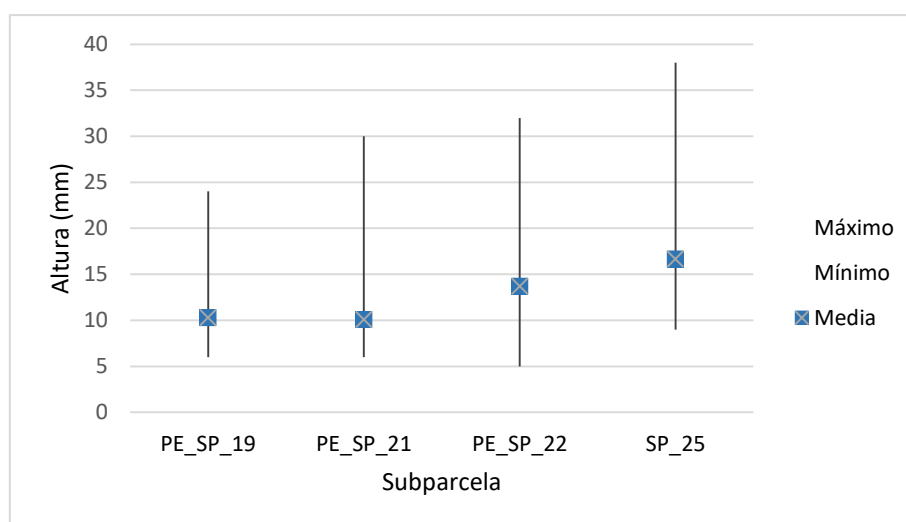


Figura 7. Altura de horizonte orgánico consumido por el fuego prescrito en cada subparcela de las que fueron quemadas en el año 2018.

La altura de sofiamado varió significativamente según la clase de combustible ($P < 0,001$) y disminuyó al aumentar la altura de la primera rama viva ($P = 0,03$). Mediante la separación de medias se observó que el combustible de la clase “*Cistus* sp.” (Ci) proporcionó una altura de sofiamado superior a la clase “*Cytisus* sp.” (Cs) ($P = 0,04$), “*Quercus ilex*” (Qi) ($P = 0,03$), y “Otros restos bajo dosel de pinos” (Tp) ($P < 0,001$), mientras que el combustible “Restos de tratamientos selvícolas” (R) solo produjo una altura superior frente al “Otros restos bajo dosel de pinos” (Tp) ($P = 0,03$) (Figura 8).

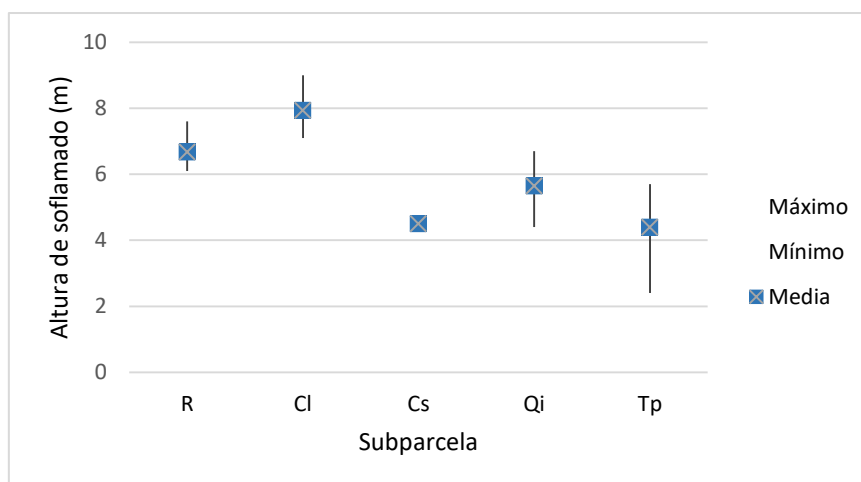


Figura 8. Altura de sofiamado según la clase de combustible quemado (R: Restos de tratamientos selvícolas; Cl: "Cistus sp."; Cs: "Cytisus scoparius"; Qi: "Quercus ilex"; Tp: "Otros restos bajo dosel de pinos").

De todas las subparcelas muestreadas, ya fueran las seleccionadas aleatoriamente o dirigidas, en la que mayor cantidad de acículas se desprendió (278 g/m^2) tras la quema de combustible, fue la de clase "Cistus sp." (Cl). El análisis de regresión (Figura 9) mostró que la altura (m) de copa sofiamada (HCSf) tiene un efecto significativo sobre el peso medio de acículas desprendidas "Pam" (g/m^2), según la ecuación: $\text{Pam} = -14 + 64 \cdot \text{HCSf}$ ($n=9$; $R^2=0,64$; $P=0,01$). Es decir, cuanto mayor es la altura de copa sofiamada en el arbolado, mayor es peso medio de acícula que se desprende del arbolado y se deposita en el suelo, confirmando estos resultados los obtenidos por ROIG *et al.* (2005) y ESPINOSA *et al.* (2017).

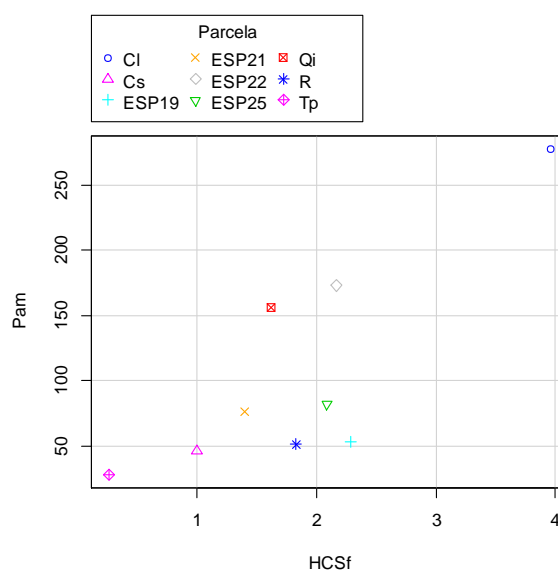


Figura 9. Relación existente entre la altura de copa sofiamada (HCSf) y el peso medio de acícula desprendida (Pam). (Subparcelas PE_SP19, PE_SP21, PE_SP22, PE_SP25, R: Restos de tratamientos selvícolas; Cl: Cistus sp.; Cs: Cytisus scoparius; Qi: Quercus ilex; Tp: Otros restos bajo dosel de pinar).

Unificados los costes en valores unitarios de ejecución (hectáreas) conforme a la metodología expuesta, se observa que el tratamiento que tiene menores costes es el desbroce mecanizado con desbrozadora de arrastre (en torno a 1.300 €/ha). No se ha

tenido en cuenta que la unidad de obra utilizada no contemplaba una disminución del rendimiento (bien en tiempos, bien en superficie) debido a la presencia de pedregosidad en el terreno. Las parcelas de quema presentan al menos un 20% de su superficie con este factor limitante. Factor que no supone limitación para el resto de los tratamientos analizados.

El tratamiento que supuso un mayor coste fue la roza, ya sea manual o mecanizada, incluyendo la eliminación de residuos al objeto de que los resultados de los trabajos fueran comparables entre sí. Los valores alcanzados superaron los 3.700 €/ha, aunque para el caso de la roza manual, su valor ascendió hasta los 5.766 €/ha haciéndolo inviable económicamente ya que resultó el más caro con diferencia. Lo interesante de este método es su capacidad de ser selectivo, evitando la eliminación de especies o individuos de interés, aunque la pendiente puede ser un factor limitante desde el punto de vista de la prevención de riesgos laborales.

Las quemas prescritas junto con las quemas de restos aplicando las tarifas TRAGSA, tienen un coste en torno a 2.000 €/ha, lo que es lógico al aplicarse básicamente los mismos medios para ser ejecutadas, aunque los resultados arrojan para las tarifas TRAGSA valores ligeramente inferiores de 1.927 €/ha. Si las quemas, aplicando tarifas TRAGSA, se realizan con la presencia medios de contención (autobomba forestal) aportada por la administración (sin coste), el valor desciende a 1.660 €/ha.

5.- Discusión

A pesar de que *Genista scorpius* (L.) DC está adaptada al fuego por su carácter reclutador, en este trabajo se observó su carácter rebrotador. En los ejemplares que el fuego no calcinó la totalidad del tallo, finalizado el periodo de parada vegetativa, se generó una nueva parte aérea. Tras el paso del fuego prescrito especies como el *Cistus laurifolius* L. y *Brachypodium retusum* (PERS) redujeron significativamente su presencia en las subparcelas muestreadas respecto a las testigos. Estos resultados confirman que el fuego de baja intensidad aplicado no ha sido capaz de activar el banco edáfico de semillas de las especies reclutadoras (PAUSAS, 2004), no observándose tras la quema un aumento significativo de individuos de carácter germinador. Este hecho, no puede confirmar que en un futuro no aparezcan en las parcelas quemadas individuos con características reclutadoras ya que, muchas de estas especies presentan semillas con elevada longevidad o capaces de soportar altas temperaturas (TRABAUD & OUSTRIC, 1989; VALBUENA *et al.*, 1992; FERRANDIS *et al.*, 1999 y BAEZA *et al.*, 2002). Respecto al número de individuos con carácter rebrotador, se ha observado que, realizada la quema, la presencia se mantiene o incluso se incrementa. Esto puede deberse a que determinadas especies, con la recurrencia del fuego, experimentan un aumento en el recubrimiento tal como destaca LLORET *et al.*, (2003) o que han sido capaces de establecerse por el incremento momentáneo de micronutrientes tras la quema prescrita (AFIF & OLIVEIRA, 2006).

Las diferencias obtenidas en la altura de soflamado en el año 2017 respecto a los otros dos tratamientos pueden deberse a la alta disponibilidad del combustible en el momento de la quema y a la situación meteorológica que caracterizó el día de la quema. Aunque la altura media de soflamado fue superior que la registrada por VEGA *et al.* (2000b), solo se encontraron 6 pies muertos en toda la superficie quemada bajo prescripción (transcurridos dos años). No se observaron daños en las yemas de los macroblastos del arbolado situado en subparcelas de las quemas efectuadas en los años 2016 y 2018. Cualitativamente se observó que pasados seis meses las copas habían generado un porcentaje elevado de acículas nuevas. Por el contrario, la quema del año 2017 afectó de diferente manera a las yemas terminales, costando más de un año que el volumen de copa viva volviese a recuperarse. Esto puede deberse a que el calor de convección generado en las quemas de los años 2016 y 2018 no alcanzara la temperatura letal para los tejidos vivos (RYAN,

2000), mientras que el generado en la quema del año 2017 sí, confirmando así las conclusiones obtenidas por VEGA et al. (2000a).

Las diferencias observadas entre la cantidad de combustible quemado y la longitud de llama generada son debidas al poder calorífico y la inflamabilidad de determinadas especies como el "*Cistus* sp." que es superior que las del género "*Pinus* sp.", coincidiendo esta hipótesis con los resultados observados por ELVIRA y HERNANDO (1989). Esto se debe a que "*Cistus* sp." es consumido en su totalidad por el fuego conforme este avanza, mientras que los "Restos de tratamientos selvícolas" mayormente se consumen en la fase de combustión incandescente, después del paso de la llama.

No se ha relacionado la tasa de erosión obtenida en cada subparcela con la precipitación registrada en la zona de estudio, aunque ha quedado comprobado (VEGA et al., 2005; FERNÁNDEZ y VEGA, 2011; FERNÁNDEZ et al., 2012; VEGA et al., 2013; VIEIRA et al., 2015) que la intensidad de la lluvia, natural o simulada, y su presencia o ausencia moviliza y transporta partículas de suelo mineral incrementando las tasas de erosión. De todos los métodos citados por DÍAZ-FIERROS y PÉREZ (1985) que contribuyen al cálculo de la erosión, los resultados de este trabajo coinciden con ambos autores en que el control de las variaciones microtopográficas registran medidas del perfil superficial del suelo con una exactitud milimétrica, diagnosticando así los fenómenos erosivos con gran precisión. Los estudios llevados a cabo por ÚBEDA Y SALA, (1996); GARCÍA-CANO et al. (2000); LLOVET, (2006) en otros tipos de suelo y diferentes condiciones ambientales, determinaron tasas de erosión tras incendio forestal o quema prescrita mayores que las obtenidas en este trabajo. En los citados estudios, se refleja que la tasa de erosión disminuye significativamente si tras el paso del fuego, prescrito o no, la superficie del suelo queda recubierta en más de un 30 - 35% con materiales naturales (acículas, hojarasca, ramas finas, etc.) que amortiguan el impacto de las gotas lluvia o reducen la velocidad del agua de escorrentía.

Ha sido comprobado por BAUTISTA et al. (1996); FERNÁNDEZ et al. (2011); FERNÁNDEZ y VEGA, (2011); (2014); VEGA et al. (2014); VEGA et al. (2015) que la existencia de un "mulching" orgánico de al menos 2 Mg/ha tras el paso del fuego descontrolado o prescrito, puede llegar a reducir o minimizar la erosión del horizonte orgánico y mineral superficial, ofreciendo protección y reduciendo la escorrentía. Sólo al quemar la clase de combustible "*Cistus* sp." se obtuvieron cantidades de acícula desprendida con valores superiores (2,7 Mg/ha), aproximándose únicamente la clase "*Quercus ilex*" con valores de 1,5 Mg/ha y obteniendo cantidades inferiores el resto de las clases de combustibles en sus respectivas subparcelas de muestreo. Con una cobertura del 30-35% de la superficie, se ve atenuada la erosión, y si el recubrimiento alcanza el 70-80% los efectos erosivos prácticamente no se observan. Los resultados de este trabajo confirman los datos obtenidos por VEGA et al. (2013), que describe recubrimientos mediante acícula del 60-80% de la superficie del suelo, proveniente del desfronde de *Pinus pinaster* AIT., producidos por soflamados de copa de entre el 50-75%. MADRIGAL et al. (2014), observó un evidente efecto de recuperación de la cubierta vegetal y mayor supervivencia del regenerado si tras el paso del fuego las acículas soflamadas caen al suelo generando el llamado efecto "mulching". Además, los resultados obtenidos en este trabajo mostraron que la eliminación de una carga de combustible de 12,6 Mg/ha bajo el patrón de quema a favor por puntos, o fajas en algún caso, no generó el oportuno soflamado y consecuente desfronde de acícula para cubrir el 60-80% de la superficie del suelo de forma regular. Por ello, para conseguir en toda la superficie quemada un recubrimiento moderadamente eficiente (60-80%) mediante el desfronde del propio dosel arbóreo, el patrón de quema debería haber sido más agresivo con mayores longitudes de llama, consiguiendo así un mayor soflamado y subsecuente desprendimiento de acícula.

La temperatura en el interior del suelo acostumbra a ser baja durante la ejecución de quemas prescritas si se ejerce un correcto control de la prescripción (VEGA et al., 2001).

Durante las quemas, se registró una temperatura media de 15,6 °C, variando entre 8 y 22 °C, desde la superficie del suelo hasta los 8 cm de profundidad. Estos datos indican que la temperatura registrada en el perfil del suelo coincide con observaciones llevadas a cabo en similares investigaciones, donde se concluye que la utilización del fuego prescrito ofrece un escaso impacto térmico en los primeros centímetros del suelo (VEGA *et al.*, 2000).

Es en la fase de combustión sin llama, cuando se consume gran parte del horizonte orgánico. MOLINA (1993) señala que el grado de consumo del combustible (superficial o en descomposición) es una variable más significativa que la variable de intensidad lineal de fuego a la hora de estudiar los efectos del fuego en los suelos. Los resultados de este trabajo sugieren que el patrón de quema recomendado, para no provocar un efecto negativo, debe basarse en un fuego que aumente su velocidad una vez iniciado o no permanezca un tiempo prolongado en el mismo punto. Se observó un bajo consumo del horizonte orgánico en la quema del año 2016 debido a la alta humedad del horizonte orgánico y alta velocidad de viento. Por el contrario, en las quemas ejecutadas en 2017 y 2018, aunque el grosor de horizonte orgánico consumido por el fuego de rescoldo fue mayor, no se observaron grandes pérdidas del horizonte orgánico.

Si bien es discutible la forma de calcular los costes, la utilización de las tarifas TRAGSA simplifica y hace comparables los datos, al menos de forma cuantitativa y aproximada. Los métodos escogidos para ser comparados son los que habitualmente se utilizan en el mantenimiento de una infraestructura de prevención de incendios como un ABCC, sin embargo, cada método presenta sus ventajas o inconvenientes cualitativos.

En relación con los desbroces mecanizados, el uso de tarifas TRAGSA, sobreestima los costes reales de mercado de este tipo de maquinaria, que suele estar por debajo de los 500 €/ha según tipo de tractor, desbrozadora, pendiente, pedregosidad, volumen en toneladas de material a desbrozar o triturar, etc. Una de las ventajas que en las quemas se ha querido valorar expresamente, es el de la formación del operativo de prevención y extinción de incendios forestales que participa en la ejecución de estas. Y, que, llegado el caso, puede ser un factor determinante a la hora de elegir el tipo de tratamiento dado que, con todos ellos se logra el principal, que es la eliminación de la vegetación. Si bien es verdad que algunos métodos presentan limitaciones a considerar como la pedregosidad para el desbroce mecanizado ya comentado o ventajas como la roza manual que permite desbrozar de forma selectiva. Hay otras ventajas no valoradas en el método de las quemas que pueden llegar a ser también determinantes para su aplicación. En concreto, hay que considerar la capacidad de las quemas para producir poda térmica del arbolado y aumentar la discontinuidad vertical del combustible, objetivo claramente preventivo. Igualmente, sería necesario evaluar la respuesta en el tiempo de cada método, dado que conforme a lo explicado en la introducción y a la vista de los resultados, las quemas frente a otros métodos de eliminación de la vegetación pueden dar lugar a respuestas diferentes según la comunidad vegetal presente, favoreciendo a especies rebrotadas frente a otras con respuestas diferentes a nivel fisiológico. Ello, además, podrá dar una idea del periodo de retorno para tipo de actuación, pudiendo cambiar el resultado de lo analizado para una sola aplicación, puesto que el coste a largo plazo puede ser diferente según el periodo de retorno necesario.

6.- Conclusiones

El fuego prescrito de baja intensidad se ha mostrado como un tratamiento eficaz para reducir el matorral inflamable bajo dosel sin activar el banco edáfico de semillas de especies reclutadoras.

No se han detectado tasas de erosión significativas tras el paso del fuego prescrito, aun habiendo un consumo demostrado del horizonte orgánico y habiendo quedado superficies sin la protección adecuada frente a los agentes erosivos.

Puede considerarse como un tratamiento eficaz para futuras quemas, lograr una altura de copa soflamada determinada que sea capaz de generar el subsecuente desfronde de acícula que proteja el suelo frente a los agentes erosivos.

Las diferencias significativas observadas en la altura de copa soflamada han quedado relacionadas con la clase de combustible quemado y el régimen térmico producido por éste, debiendo tener presente la energía desprendida a causa de la composición química y poder calorífico de cada clase de combustible.

El coste de las quemas prescritas no ha supuesto una gran diferencia frente al tratamiento más económico (roza mecanizada). Se constata que el mantenimiento del ABCC mediante quemas prescritas de reducida dimensión (3 ha) resulta ser moderadamente eficiente, tanto en costes como en resultados efectivos de eliminación del matorral. Sin embargo, es necesario hacer un seguimiento a corto y medio plazo que permita determinar el periodo de retorno para cada tipo de actuación.

5.- Agradecimientos

A Carlos Cacho Nerín, Jefe del Servicio de Gestión de los Incendios Forestales y Coordinación durante el periodo en el que se realizó este estudio, por sus propuestas de mejora y aporte de ideas enfocadas a divulgar los resultados obtenidos. A la Sección de Incendios Forestales del Servicio Provincial de Zaragoza y especialmente a David Muñoz Sainz por su apoyo en la toma de datos en campo. A todos los participantes en la ejecución de las quemas prescritas, personal del Gobierno de Aragón (Personal Técnico y Agentes para la Protección de la Naturaleza) y personal de la Empresa Pública Sarga (Especialistas Helitransportados y Conductores de Autobomba).

6.- Bibliografía

AFIF, E. & OLIVEIRA, J.A. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre matorral en las propiedades del suelo. Invest. Agrar: Sist. Recur. For. 15(3): 262-270.

BAEZA, M.J.; RAVENTÓS, J.; ESCARRÉ, A. (2002). *Ulex parviflorus* germination after experimental burning: effects of temperature and soil depth. In: Trabaud, L. Prodon, R. (eds.). Fire and biological processes. Pp. 83-91. Back huys, Leiden, The Netherlands.

BAUTISTA, S.; BELLOT, J.; VALLEJO, V.R., (1996). Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. Arid Soil Research and Rehabilitation 10: 235-242.

BORRERO, G y MONTERO, R. (2004). Manual de ordenación de montes de Andalucía. Ed: Consejería de Medio Ambiente de Andalucía. 357pp.

DÍAZ-FIERROS F. (2006). Efectos ecológicos dos incendios forestais. En: Os incendios forestais en Galicia (F. DIAZ-FIERROS Y P. BAAMONDE). Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela, 327pp.

DÍAZ-FIERROS, F. y PÉREZ, R. (1985). Valoración de los diferentes métodos empleados en Galicia para la medida de la erosión de los suelos, con especial referencia a los suelos afectados por incendios forestales. Cuadernos de investigación Geográfica. X: 29-41.

DUGUY, B. (2004) Interacción de la historia de usos del suelo y el fuego en condiciones mediterráneas. Respuesta de los ecosistemas y estructura del paisaje. *Ecosistemas* 13 (1): 95-98.

Elvira, L.M. y Hernando, C. (1989). Inflamabilidad y energía de las especies de sotobosque (estudio piloto con aplicación a los incendios forestales). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. INIA. Madrid. 99 p.

Espinosa, J.; Madrigal, J.; Jiménez, E.; Moya, D.; Almodóvar, J.; De las Heras, J.; Lucas-Borja, M.; Vega, J.A.; De la Cruz, A.C.; Alfaro, R.; Ferrandis, P.; Plaza, P.A.; Sagra, J.; Guijarro, M.; Díez, C.; Carrillo, C.; Hernando, C. (2017). Evaluación de la severidad en suelo y la vegetación de tratamientos de quemas prescritas bajo arbolado en masas puras y masas mixtas (*Pinus nigra*, *Pinus pinaster*) de la provincia de Cuenca. 7º Congreso Forestal Español. 01-372.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; FONTURBEL, T.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; JIMÉNEZ, E.; PÉREZ, J.R. (2006). Runoff and soil erosion after rainfall simulations in burned soils. En: *Proceedings of V International Conference on Forest Fire Research*. (Viegas, D.X., ed.). Forest Ecology and Management. 234. Supplement 1: 1-12.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; FONTÚRBEL, T. (2016). Reducing post-fire soil erosion from the air: Performance of heli-mulching in a mountainous area on the coast of NW Spain. *Catena*. 147: 489-495.

FERNÁNDEZ, C. y VEGA, J.A. (2011). Erosión después de incendios forestales. *Boletín del CIDEU* 10: 23-36.

Fernández, C. y Vega, J.A. (2014). Efficacy of bark strands and straw mulching after wildfire in NW Spain: Effects on erosion control and vegetation recovery. *Ecological Engineering*. 63: 50-57.

FERNÁNDEZ, C. y VEGA, J.A. (2016a). Efectos de la aplicación de mulch para el control de la erosión post-incendio sobre la recuperación de la vegetación en áreas de matorral. *Cuadernos de la S.E.C.F.* 42: 103-110. III Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales (SECF) y el Grupo de Trabajo de Restauración Forestal (AEET).

FERNÁNDEZ, C. y VEGA, J.A. (2016b). Effects of mulching and post-fire salvage logging on soil erosion and vegetative regrowth in NW Spain. *Forest Ecology and Management*. 375: 46-54.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; FONTURBEL, T. (2012). The effects of fuel reduction treatment on runoff, infiltration and erosion in two shrubland areas in the north of Spain. *Journal of Environmental Management* 105: 96-102.

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: 104-114.

FERRANDIS, P.; HERRANZ, J.M.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. (1999). Effect of fire on hard-coated *Cistacea* seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecol.* 144: 103-114.

GARCÍA-CANO, M.F.; CORTINA, J.; DELUIS, J.; RAVENTÓS, J.; SÁNCHEZ, J.R.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C. (2000). Degradación del suelo asociada a la erosión en un aulagar quemado afectado por lluvia torrencial. *Cuadernos de la S.E.C.F.*, 9: 145-154.

GÓMEZ, D. (2008). Métodos para el estudio de los pastos, su caracterización ecológica y valoración. En: *Pastos del Pirineo*, Fillat, F. (coord.). Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Diputación Provincial de Huesca: 75-109.

GONZÁLEZ-VILA, F.J.; GONZALO, J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, A.; KNICKER, H.; GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, R.; HERNÁNDEZ, Z.; PIEDRA, A.; DE LA ROSA, J.M. (2009). Transformaciones de la materia orgánica del suelo por incendios naturales y calentamientos controlados en condiciones de laboratorio. En *Efectos de los incendios forestales en los suelos de España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Cerdà, A. y Mataix-Solera, J. (eds.) FUEGORED. Universidad de Valencia. 529 pp.

LEVINE, J.S.; COFER, W.R.; CAHOON, D.R. y WINSTEAD, E.L. (1995). Biomass Burning: A Driver for Global Change. *Environmental Science and Technology*, 29, 120A-125A.

LLOVET, J. (2006). Degradación del suelo posterior al fuego en condiciones mediterráneas. *Identificación de factores de riesgo. Ecosistemas* 15(3): 199-202.

LLORET, F.; PAUSAS, J.G.; VILÀ, M. (2003). Vegetation response to different fire regimes in Garraf (Catalonia, Spain): field observations and modeling predictions. *Plant Ecology* 167: 223-235.

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; VEGA, J.A. (2014). Influencia de la capa de hojarasca y mantillo en la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. tras incendios forestales. *Cuadernos de la S.E.C.F.* 40: 115-122.

Mataix-Solera, J. (1999). Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.

MATAIX-SOLERA, J. y CERDÀ, A. (2009). Los efectos de los incendios forestales en los suelos, Síntesis y conclusiones. En Cerdà, A. y Mataix-Solera, J. (Eds.) *Efectos de los incendios forestales en los suelos de España*. FUEGORED. Universidad de Valencia. 529 pp.

MOLINA, D.M. (1993). Efectos del fuego controlado en la velocidad de infiltración del agua en suelos forestales: Un caso de estudio en la costa norte de California. Dep. of Forestry and Resource Management. University of California, Berkeley. Invest. Agrar., Sist. Recur. For. Vol. 2(2): 174-183.

OLARIETA, J.R.; LIZANO, J.; RODRÍGUEZ, R.; ALCARRIA, Z. (2008). Efectos de un incendio sobre diversas propiedades fisicoquímicas del suelo y procesos de erosión hídrica en el medio semiárido (La Granja d'Escarp, Lleida). Cuadernos de la S.E.C.F. 25: 345-350.

PAUSAS, J.G. (2004). La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo. Fundación CEAM, Valencia: 47-64.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>.

RANGER, G.E. & FRANK, E. (1978). The 3-F Erosion Bridge. A New tool for measuring soil erosion. *Rang Improv. Stud.* N°. 23. Dep. Forestry. California St.

ROIG, S.; DEL RÍO, M.; CAÑELLAS, I. & MONTERO, G.; 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecology and Management* 206(1-3): 179-190.

RYAN, K.C. (2000). Técnicas para establecer prescripciones que minimicen o reduzcan la mortalidad del arbolado. Cuadernos de la S.E.C.F. N° 9: 59-70.

SOTO, B. y DÍAZ-FIERROS, F. (1998). Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena*. 31: 257-270.

SUTHERLAND, W.J. (ed) (2006). *Ecological census techniques*, 2ª Ed. Cambridge University Press. Cambridge.

TRABAUD, L. & OUSTRIC, J. (1989). Heat requirements for seed germination of three *Cistus* species in the garrigue of southern France. *Flora* 183: 321-325.

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

VALBUENA, L.; TÁRREGA, R.; LUIS-CALABUIG, E. (1992). Influence of temperature on germination of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer*. *Int. J. Wildland Fire* 2: 15-20.
VEGA, J.A; BARÁ, S.; VILLAMUERA, M.A.; ALONSO, M. (1982). Erosión después de un incendio forestal. Dep. Forestal de Zonas Húmedas. 24 pp.

VEGA, J.A., DÍAZ-FIERROS, F. (1987). Wildfire effects on soil erosion. In: Ecology mediterranean, tome 13 n°4. Influence of fire on the stability of mediterranean forest ecosystems. Giens (France). pp. 119-125. doi: <https://doi.org/10.3406/ecmed.1987.1195>

VEGA, J.A.; LANDSBERG, J.; BARÁ, S.; PAYSEN, T.; FONTÚRBEL, M.T. Y ALONSO, M. (2000a). Efectos del fuego prescrito de *Pinus pinaster* en suelos forestales de Galicia y Andalucía. Cuadernos de la S.E.C.F. 9: 123-136.

VEGA, J.A.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; CUIÑAS, P.; ALONSO, M.; FONTÚRBEL, M.T.; FERNÁNDEZ, C.; ROZADOS, M.J. (2000b). Patrones espaciales de temperaturas en el tronco y copa de *P. pinaster* durante fuegos prescritos. Cuadernos de la S.E.C.F. 9: 91-100.

VEGA, J.A.; CUIÑAS, P.; FERNÁNDEZ, M^a.C.; FONTURBEL, M^a.C.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P. (2001). Manual de Queimas Prescritas para Matogueiras en Galicia. Centro de Información e Tecnoloxía Ambiental. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.

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 and Development 15: 1-15.

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; FONTURBEL, T. (2013). Comparación de la eficacia de la siembra y del mulching + siembra para reducir la erosión en un área quemada de Galicia. 6º Congreso Forestal Español: 01-284.

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; FONTÚRBEL, M.T.; GONZÁLEZ-PRIETO, S.J.; JIMÉNEZ, E. (2014). Testing the effects of straw mulching and herb seeding on soil erosion after fire in a gorse shrubland. Geoderma. 223-225, 79-87.

VEGA, J.A.; FERNÁNDEZ, C.; FONTURBEL, T. (2015). Comparing the effectiveness of seeding and mulching+seeding in reducing soil erosion after a high severity fire in Galicia (NW Spain). Ecological Engineering. 74, 206-212.

VEGA, J.A. (2016). Prioridades de restauración de áreas forestales quemadas. Cuadernos de la S.E.C.F. 42: 155-180.

VIEIRA D.C.S.; FERNÁNDEZ C.; VEGA J.A.; KEIZER J.J. (2015). Does soil burn severity affect the post-fire runoff and interrill erosion response? A review based on meta-analysis of field rainfall simulation data. Journal of Hydrology 523: 452-464.