6º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

6CFE01-353

Montes: Servicios y desarrollo rural
10-14 junio 2013
Vitoria-Gasteiz

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Vitoria-Gasteiz, 10-14 junio de 2013
ISBN: 978-84-937964-9-5
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Efecto de la severidad del fuego en el vigor de rebrote de *Erica australis* L. y *Pterospartum tridentatum* L. (Willk) después de quema prescrita de primavera

FERNÁNDEZ FILGUEIRA, C.[1], VEGA HIDALGO, J.A.[1] y FONTURBEL LLITERAS, T.[1]

[1] Centro de Investigación Forestal de Lourizán. Consellería do Medio Rural e do Mar. Apdo. 127. 36080. Pontevedra.
e-mail: cffilgueira@gmail.com

Resumen
El fuego prescrito es una técnica ampliamente utilizada para reducir el riesgo de incendio. Sin embargo, información relativa a su posible impacto ecológico es necesaria para la planificación de este tratamiento. Se ha evaluado si la severidad del fuego durante quemas prescritas de primavera afecta al vigor de rebrote de dos especies de matorral comunes en el ámbito mediterráneo del NW de España. Para ello, se midieron parámetros de comportamiento del fuego y temperaturas durante las quemas en individuos de *E. australis* y *P. tridentatum*. El número y longitud de los brotes fueron medidos a los 6, 12 y 18 meses después de las quemas. Se observó una influencia negativa sobre el vigor de la planta (número de brotes y altura máxima de los mismos) a los seis y doce meses de la quema, de la reducción de la cubierta orgánica del suelo durante la quema, y de las temperaturas máximas en la interfaz mantillo/suelo y en la superficie del suelo mineral, siendo el espesor de la cubierta orgánica remanente tras la quema positivo para el rebrote de las dos especies.
Estos resultados indican que el vigor del rebrote puede ser afectado por las características del fuego aunque sólo temporalmente.

Palabras clave
prevención de incendios, fuego prescrito, número y longitud de brotes, correlación canónica, cubierta orgánica del suelo.

1. Introducción

Las comunidades de matorral ocupan un 21% de la superficie de Galicia (MINISTERIO MEDIO AMBIENTE, 2011). Durante el período 2001-2010, el promedio anual de incendios en Galicia fue de 8.000, representando el 46% de los incendios forestales en España (MINISTERIO MEDIO AMBIENTE, 2010). En ese mismo intervalo de tiempo, más del 70% de la superficie forestal quemada anualmente en Galicia correspondieron a áreas de matorral (MINISTERIO MEDIO AMBIENTE, 2010). Muchos de esos incendios tienen lugar en verano en condiciones desfavorables y alcanzando grandes intensidades.

La quema prescrita es usada frecuentemente en este tipo de comunidades arbustivas para reducir la acumulación de combustible y reducir así la severidad de un posible incendio (PYNE et al., 1996; VEGA et al., 2000; BAEZA et al., 2002). La severidad de la quema es una cuestión a tener en cuenta en la ejecución del fuego prescrito para alcanzar los objetivos de prevención y a la vez minimizar los posibles efectos negativos de la quema.

Existen diferentes variables para estimar la severidad del fuego. Por ejemplo, MORENO & OECHEL (1989) y PÉREZ y MORENO (1998) propusieron el diámetro terminal de los tallos como indicador de variables del fuego. Este parámetro ha sido también usado para explicar el rebrote post-fuego en matorrales de California (MORENO &

OECHEL, 1992; KEELEY, 1998; KEELEY et al., 2005, 2006). La mayoría de los estudios que tratan de relacionar la severidad del fuego y la capacidad de rebrote de la vegetación han sido realizados en áreas afectadas por incendios o por fuegos experimentales de alta intensidad. Sin embargo, no existe apenas información sobre la relación entre indicadores de severidad del fuego y la capacidad de rebrote de la vegetación después de quemas prescritas (MALLIK & GIMINGHAM, 1985; NILSEN et al., 2005).

2. Objetivos

El principal objetivo de este estudio es determinar si la severidad del fuego durante quema prescrita, estimada por un conjunto de variables subrrogadas, afecta de manera significativa a la capacidad de rebrote de dos especies comunes en las comunidades de matorral de influencia mediterránea en el Norte de España.

3. Metodología

El estudio fue llevado a cabo en la Sierra de Edreiras (42º8'02''N – 7º26'17''W; 1330 m de altitud) en la provincia de Ourense.

La comunidad de matorral es un brezal dominado por *Erica australis* L, ssp. *aragonensis* (Willk) y *Pterospartum tridentatum* (L.) Willk.. La cobertura de ese complejo de matorral es del 100%.

El clima es mediterráneo. La precipitación media anual es 1100 mm año^{-1}, un tercio recibido como nieve y con un período de sequía en verano. La temperatura media anual es de 10 ºC. Los suelos son Regosoles alumi-úmbricos con textura franco arenosa.

Se instalaron cuatro parcelas (50 x 50 m) con uno de los lados paralelos a la línea de máxima pendiente y separadas por cortafuegos. En cada parcela se seleccionaron de forma aleatoria 20 individuos de *E. australis* y 20 de *P. tridentatum*, marcándose cada uno de ellos con una etiqueta metálica.

Los fuegos prescritos se realizaron en la primavera de 2010 bajo un rango de condiciones diferentes para favorecer la ocurrencia de diferentes niveles de severidad.

Inmediatamente antes de las quemas, se colocaron termopares (1 mm diámetro) en un tallo elegido de forma aleatoria en cada individuo etiquetado y también justo debajo de cada planta en la interfaz mantilla/suelo, superficie del suelo mineral y 2 cm por debajo de éste. Los termopares se conectaron a dataloggers para la monitorización de las temperaturas durante las quemas a intervalos de 1s. Las principales variables del régimen térmico durante las quemas se resumen en la Tabla 1.

Los cambios en el espesor de la cubierta orgánica del suelo fueron medidos utilizando testigos metálicos enrasados con la cubierta orgánica del suelo en la base de cada individuo etiquetado. Inmediatamente después del fuego, se midieron la parte emergente del testigo y el espesor residual de la cubierta orgánica para determinar la diferencia (absoluta y relativa) en el espesor de la cubierta orgánica.

Tabla 1 .Principales variables del régimen térmico durante las quemas. Error estándar entre paréntesis.

	E. australis	***P. tridentatum***
Temperatura máxima media en la vegetación (ºC)	765 (23)	814 (46)
Duración de temperaturas > 300 º C (minutos;segundos) en la vegetación	1;02 (0;03)	1;07 (0;02)
Temperatura máxima media en la interfaz mantilla/suelo (ºC)	169 (56)	168 (46)
Temperatura máxima media en la superficie del suelo (ºC)	46 (4)	53 (5)
Temperatura máxima media 2 cm por debajo de la superficie del suelo (ºC)	10 (0,6)	9 (0,6)

Inmediatamente antes y después de las quemas prescritas, se midió en cada individuo la altura total y el diámetro basal. Después de la quemas se midió también el diámetro terminal en cada tallo etiquetado. Las características estructurales medias en cada especie antes y después de la quema se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2. Características medias de las plantas y de la cubierta orgánica del suelo antes y después de las quemas prescritas. Entre paréntesis, error estándar. Las reducciones se calcularon en relación a los valores pre-fuego.

Variables	***E. australis***	***P. tridentatum***
Area basal pre-fuego (cm^2)	304,7 (1,3)	125,3 (9,9)
Reducción area basal (%)	3,2 (0,2)	10,3 (1,4)
Altura pre-fuego (m)	0,9 (0,3)	0,4 (0,2)
Reducción altura (%)	67,5 (3,7)	73,4 (2,6)
Diámetro terminal tallos después fuego (mm)	5,5 (0,3)	3,7 (0,1)
Espesor de la cubierta orgánica del suelo pre-fuego (cm)	2,1 (0,1)	2,2 (0,1)
Reducción de la cubierta orgánica del suelo (%)	53,5 (4,3)	53,1 (3,5)
Espesor de la cubierta orgánica remanente (cm)	0,9 (0,2)	0,9 (0,1)

El número de brotes y su longitud fueron medidos a los seis, doce y dieciocho meses después de las quemas (Figura 1).

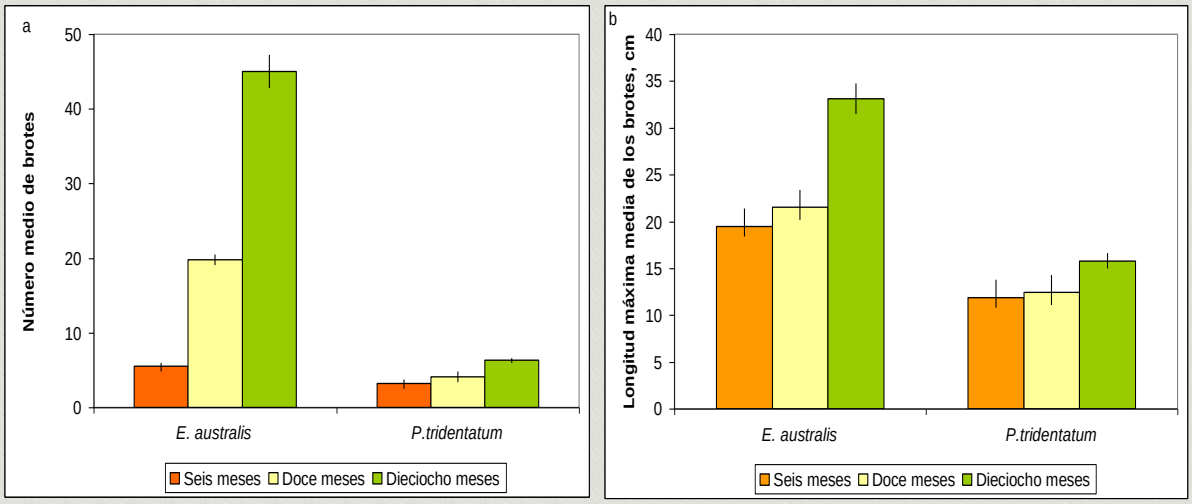

Figura 1. Número medio de brotes (a) y longitud máxima media de los brotes (b) durante el período de estudio.

Un análisis de correlación canónica fue usado para explorar la existencia de relaciones lineales entre el número de brotes por área basal y la longitud máxima de esos brotes (un índice de vigor propuesto por CRUZ y MORENO, 2001) y dos grupos de indicadores de severidad. El primero compuesto por el diámetro terminal de los tallos y la duración de las temperaturas > 300ºC en la vegetación. El segundo grupo incluye variables indicadoras de la severidad del fuego en el suelo (espesor remanente de la cubierta orgánica del suelo, reducción absoluta del espesor de la cubierta orgánica del suelo, temperatura máxima en el interfaz mantillo/suelo y temperatura máxima en la superficie del suelo). El programa estadístico R, versión 2.10.0 (2009), fue usado para los análisis.

4. Resultados

El análisis de correlación canónica mostró que la combinación de indicadores de severidad directamente relacionadas con el efecto del fuego en las plantas (diámetro terminal de los tallos y duración de temperaturas > 300ºC) no tuvo influencia significativa en el vigor de rebrote de las dos especies estudiadas.

A los seis y doce meses de las quemas, y para las dos especies se observó una influencia negativa sobre el vigor de la planta (número de brotes y altura máxima de los mismos) de la reducción de la cubierta orgánica del suelo durante la quema, y de las temperaturas máximas en la interfaz mantillo/suelo y en la superficie del suelo mineral, siendo el espesor de la cubierta orgánica remanente tras la quema positivo para el rebrote de las dos especies. Las correlaciones que resultaron significativas fueron similares para *E. australis* (Figura 2) y *P. tridentatum* (Figura 3), tanto a los seis meses como al año tras la quema. No se observó ningún efecto de la severidad de la quema sobre el vigor de rebrote dieciocho meses después de su ejecución.

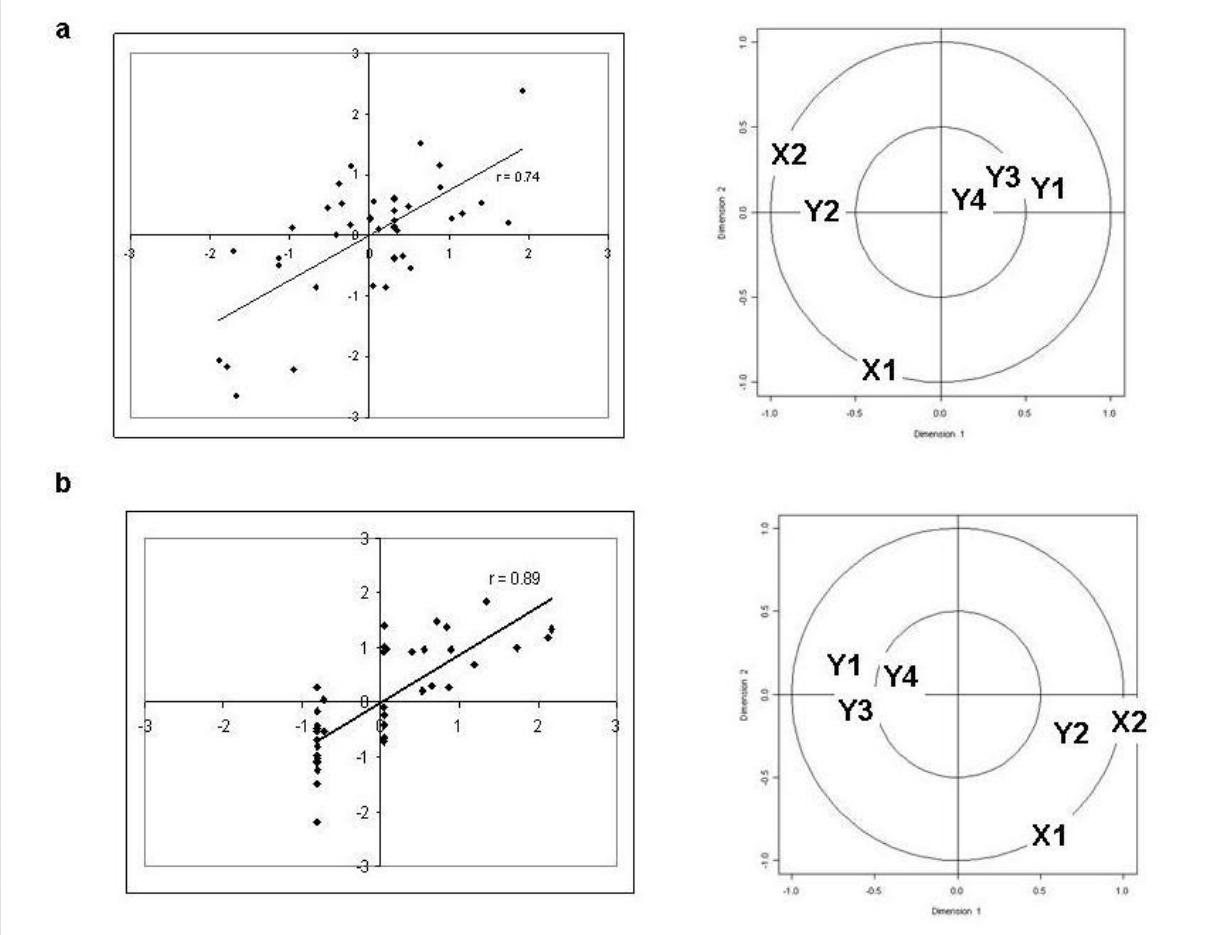

Figura 2. Primera correlación canónica (izquierda) y variables (derecha) en el plano definido por las dos variables canónicas, seis meses (a) y un año (b) después de quema prescrita en E. australis. Primera variable canónica significativa p < 0.05.

X1, brotes cm-2; X2, longitud máxima de los brotes (cm), Y1, reducción del espesor de la cubierta orgánica del suelo (cm), Y2, espesor remanente de la cubierta orgánica del suelo (cm), Y3, temperatura máxima en la interfaz mantillo/suelo (ºC), Y4, temperatura máxima en la superficie del suelo mineral (ºC).

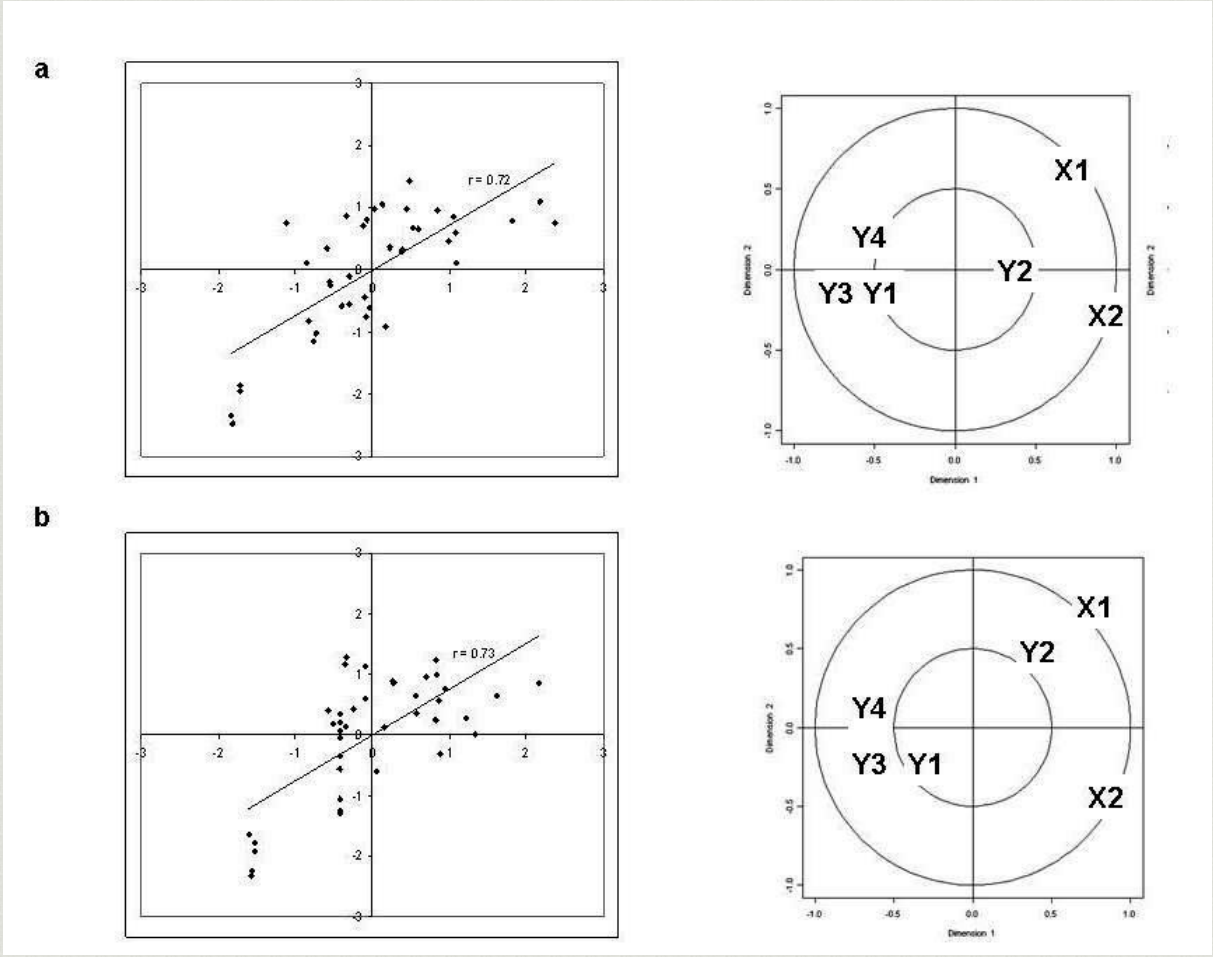

Figura 3. Primera correlación canónica (izquierda) y variables (derecha) en el plano definido por las dos variables canónicas, seis meses (a) y un año (b) después de quema prescrita en P. tridentatum. Primera variable canónica significativa $p < 0.05$.
X1, brotes cm-2; X2, longitud máxima de los brotes (cm), Y1, reducción del espesor de la cubierta orgánica del suelo (cm), Y2, espesor remanente de la cubierta orgánica del suelo (cm), Y3, temperatura máxima en la interfax mantillo/suelo (ºC), Y4, temperatura máxima en la superficie del suelo mineral (ºC).

5. Discusión

El diámetro terminal de los tallos después del fuego ha sido usado con éxito como predictor de la capacidad de rebrote en matorrales de California (MORENO & OECHEL, 1992; KEELEY et al. 2005, 2006), pero en el presente estudio no se detectó que estuviera relacionado con el vigor de rebrote. En este caso se encontró que el vigor de rebrote post-fuego estuvo relacionada con una serie de indicadores de la severidad del fuego en el suelo.

Estudios previos han mostrado que el espesor remanente y de la cubierta orgánica del suelo y su grado de cobertura tienen una influencia significativa sobre la pérdida de suelo por erosión después de fuegos prescritos en matorrales de Galicia (VEGA et al., 2005; FERNÁNDEZ et al., 2008). Lo resultados obtenidos en el presente estudio muestran cómo esa cubierta orgánica también afecta positivamente a la capacidad de rebrote aunque de forma transitoria.

6. Conclusiones

La severidad del fuego en el suelo tuvo una influencia significativa sobre el vigor de rebrote de dos importantes componentes de los matorrales gallegos después de fuegos prescritos de primavera, aunque ese efecto fue transitorio. Desde el punto de vista de la prevención de incendios este retraso en la brotación puede ser beneficioso aunque más investigación es necesaria en otras condiciones edafoclimáticas para validar la aplicabilidad de estos resultados.

7. Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente a través de la SubDir. General de Silvicultura y Montes de la Dir. General de Desarrollo Rural y Política Forestal y por el Plan de Plan de Innovación y Mejora Forestal de Galicia (2010-2020) de la Xunta de Galicia. Un agradecimiento especial al Area de Defensa contra Incendios Forestales y particularmente a José Ramón González-Pan por su apoyo entusiasta. También nuestro agradecimiento a Antonio Arellano por su apoyo en la selección del área de estudio, instalación de parcelas, ejecución de los tratamientos y mediciones de campo. Gracias también a todos los que han colaborado en los trabajos de campo, especialmente José Ramón González, José Gómez, Jesús Pardo y Mario López.

8. Bibliografía

BAEZA, J., DE LUIS, M., RAVENTÓS. J., ESCARRÉ, A.; 2002. Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *J. Environ. Manage.* 65: 199-208.

CRUZ, A.; MORENO, J.M.; 2001. No allocation trade-offs between flowering and sprouting in the lignotuberous, Mediterranean shrub *Erica australis*. *Acta Oecol.*. 22: 121-127.

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J. A.; FONTURBEL, M. T.; JIMÉNEZ, E.; PÉREZ, J. R .; 2008. Immediate effects of prescribed burning, mastication and clearing on runoff, infiltration and erosion in a shrubland area in Galicia (NW Spain). *Land Degrad. Develop*. 19: 502-515.

KEELEY, J.K.; 1998. Postfire ecosystem recovery and managment. The Octuber 1993 large fire episode in California. In: MORENO, J.M. (Ed.), Large Forest Fires. Backhuys Publishers, Leiden, pp 69-90.

KEELEY, J.K.; FOTHERINGHAM, C.J.; KEELEY, M.B.; 2005. Determinants of postfire recovery and succession in Mediterranean-climate shurblands of California. *Ecol. Appl*. 15: 1515-1534.

KEELEY, J.K.; FOTHERINGHAM, C.J.; KEELEY, M.B.; 2006. Demographic patterns of postfire regeneration in Mediterranean-climate shrublands of California. *Ecol. Monogr*. 76: 235-255.

MALLIK, A.U.; GIMIMGHAM, C.H.; 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *J. Ecol*. 73: 633-644.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE; 2010. Los incendios forestales en España. Madrid.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO; 2011. Cuarto Inventario Forestal Nacional. Galicia. Madrid, Spain.

MORENO, J.M.; OECHEL, W.C.; 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecol*.10: 57-68.

MORENO, J.M., OECHEL, W.C.; 1992. Factors controlling post-fire seedling establishment in southern California chaparral. *Oecol*. 90: 50-60.
NILSEN, L.S.; JOHANSEN, L.; VELLE, L.G.; 2005. Early stages of *Calluna vulgaris* regeneration after burning of coastal heath in central Norway. *Appl.Veg. Sci.* 8: 57-64.

PÉREZ, B.; MORENO, J. M.; 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland fires. *Plan. Ecol*. 139: 81-101.

PYNE, S. J., ANDREWS, P. L., LAVEN, R. D.; 1996. *Introduction to wildland fire.* 2nd ed. John Wiley and sons : New York ; 769.

R version 2.10.0 2009. The R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0

VEGA, J. A., CUIÑAS, P., FONTURBEL, T., FERNÁNDEZ, C.; 2000. Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemas prescritas Cuadernos S.E.C.F. 9: 189-198.

VEGA, J. A.; FERNÁNDEZ, C.; FONTURBEL, T.; 2005. Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degrad. Develop.* 15: 1-15.